

ZÁSoby UHLÍKU V LESNÍCH PŮDÁCH A LESNÍ HOSPODÁŘSTVÍ - REVIEW

CARBON STORAGE IN FOREST SOILS AND FOREST MANAGEMENT - A REVIEW

VÍT ŠRÁMEK¹✉ - VĚRA FADRHOŇSOVÁ¹ - KATEŘINA NEUDERTOVÁ HELLEBRANDOVÁ¹ - EMIL CIENCIALA² - LUBOŠ BORŮVKA³¹Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic²IFER - Ústav pro výzkum lesních ekosystémů, Čs. armády 655, 254 01 Jílové u Prahy, Czech Republic³Česká zemědělská univerzita v Praze, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Kamýcká 129, 165 00 Praha 6 - Suchbát, Czech Republic

✉ e-mail: sramek@vulhm.cz

ORCID: V. Šrámek

0000-0002-0655-2872

E. Cienciala

0000-0002-1254-4254

K. Neudertová Hellebrandová

0000-0001-8467-0201

L. Borůvka

0000-0001-5317-0933

ABSTRACT

The article summarizes and discusses studies focused on the carbon stock in forest soils and the way it is affected by forestry operations with a focus on the Central European (Czech) region. In general, the methods enhancing forests' vitality and stability are more important than the procedures aimed at carbon sequestration only, as the major risk for carbon stock in forest soils is represented by large-scale disturbances. Important factors that will influence the mitigation potential include the change of tree species composition, as the majority of forests in the Czech Republic is still represented by Norway spruce or Scots pine even-aged monocultures. Careful practices of logging and forest restoration are recommended, with minimal opening of the crown layer. The use of clear-cuts should be reserved mainly for afforestation of light-demanding tree species. Care should be taken of sustainable nutrients content in forest soils, as the soil quality plays substantial role in the future forest vitality, productivity and resilience. Forest protection and all measures preventing large-scale forest disturbances are of key importance for carbon sequestration.

[For more information see Summary at the end of the article.](#)

Klíčová slova: organický uhlík; lesní půdy; lesní hospodářství; změna klimatu; mitigace

Key words: organic carbon; forest soils; forest management; climate change; mitigation

Uhlík je základním stavebním prvkem živé hmoty, který je poután do organických látek v průběhu fotosyntézy a následně prochází všemi přeměnami hmoty autotrofních i heterotrofních organismů, včetně jejich odumřelých zbytků, až po fosilní materiály jako je uhlí, ropa či zemní plyn (BERNER, LASAGA 1989). Zároveň je uhlík součástí oxidu uhličitého, který je hlavním skleníkovým plynem přispívajícím ke globálnímu oteplování a jehož koncentrace v atmosféře se zvýšily od předindustriálního období (r. 1750) do současnosti přibližně o 45 % (IPCC 2021). Pokud pomíneme svrchní vrstvy zemské kůry a hluboké vrstvy oceánů, představuje vegetace a půda největší zásobárnu uhlíku na Zemi. V nich je uloženo zhruba 2 000–3 000 Gt uhlíku, následuje permafrost s 1 600–1 700 Gt a teprve poté svrchní vrstvy moří a oceánů (900 Gt) a atmosféra (830–860 Gt) (KAYLER et al. 2017; FRIEDLINGSTEIN et al. 2020). Je tedy zřejmé, že možnost zvýšeného ukládání uhlíku v pevninských ekosystémech může představovat nezanedbatelný nástroj zmírnění dopadu neboli mitigace klimatických změn, a zrych-

lení jeho uvolňování naopak riziko pozitivní zpětné vazby v procesu globální změny klimatu (GASSER, CIAIS 2013; BELLASSEN, LUYSSAERT 2014; NUNES et al. 2020; LAMB et al. 2021).

Lesní ekosystémy v současné době pokrývají 4,06 miliard ha, což představuje téměř třetinu povrchu pevniny. Množství uhlíku, které lesy poutají, je odhadováno na 295 Gt v živé biomase, 68 Gt v opadu a mrtvém dřevě a 296 Gt v lesní půdě (FAO 2020). Celosvětově je tak téměř 45 % uhlíku v lesních ekosystémech poutáno v lesních půdách. V Evropě (bez Ruské federace) je to dokonce 58 %. Lesy odebírají z atmosféry téměř třetinu emisí CO₂ produkovaných člověkem (9,5 Gt) (FRIEDLINGSTEIN et al. 2020, 2022). Z tohoto pohledu není dobrou zprávou, že celková plocha lesů mírně klesá. To se týká především Afriky, Jižní Ameriky, jižní a jihovýchodní Asie. V ostatních částech Asie i v Evropě naopak plocha lesů narůstá (KÖHL et al. 2015; FAO 2020). Zvyšování plochy lesů je jednoznačně nástrojem pro zvýšení ukládání

uhlíku, nicméně zejména při zakládání lesních plantáží v zemích s původními ekosystémy je nutné zvažovat i potenciální rizika, jako je případný úbytek biodiverzity, vliv na původní obyvatelstvo, environmentální spravedlnost a plnění dalších významných funkcí (PIELKE et al. 2007; RUDEL et al. 2020; SEDDON et al. 2021).

Ukládání uhlíku v lesních ekosystémech

Uhlík je v lesích ukládán asimilací do organické hmoty v průběhu fotosyntézy, uvolňován je respirací – jak dýcháním živých pletiv, tak rozkladem odumřelé organické hmoty. Množství zachyceného (sekvestrovaného) uhlíku lze vyjádřit jako čistou primární produkci (NEP – net ecosystem production), která je rozdílem mezi hrubou primární produkcí (asimilací) a respirací (LARCHER 1988; FAHEY et al. 2009). Z tohoto pohledu pochopitelně nelze oddělit rostlinnou složku ekosystému, u které převládá asimilace, a složky ostatní, především půdy, kde hraje hlavní roli respirace (např. NOORMETS et al. 2015). Často je však v úvahách o sekvestraci uhlíku uvažována především nadzemní biomasa stromů, a to z prostého důvodu – množství uhlíku v biomase dřevin je snadno kvantifikovatelné.

Obecně je množství uhlíku poutaného v přírodních lesích a v pralesích vyšší oproti lesům hospodářským. PAN et al. (2013) vyvozují, že přestože se zásoba biomasy zvyšuje, vykazují současné globální lesy zhruba polovinu biomasy oproti potenciálu, který by byl možný bez vlivu člověka. Čerstvá studie autorů Mo et al. (2023) odhaduje, že potenciál současných lesů (tj. mimo současné nelesní, zemědělské plochy) je uložit dodatečných 139 Gt uhlíku, pokud by se zamezila jejich degradace, umožnilo dozrávání a obnovila druhová rozmanitost. BIRDSEY, PAN (2015) se pak domnívají, že celkovou úroveň pohlcování uhlíku lesy, která v současné době dosahuje 3,1 Gt ročně, je možné zvýšit na 4,0–6,2 Gt ročně.

Obecně by bylo možné předpokládat, že bilance uhlíku v pralesích či lesích člověkem téměř neovlivněných je nulová – asimilace a využití C při růstu biomasy jsou rovny jeho uvolňování respirací. Některé práce však již před delší dobou upozornily na to, že i v přírodě blízkých neobhospodařovaných lesích zásoba uhlíku spíše narůstá (SMITHWICK et al. 2002; LUYSSAERT et al. 2008; McGRATH et al. 2023). Pravděpodobná hypotéza pro tuto „nerovnováhu“ je, že i původní lesy reagují na globální změny vyvolané člověkem, jako je zvyšující se koncentrace CO₂ v ovzduší, změny teplotního režimu a částečně i zvýšené depozice dusíku. Jako další možnou hypotézu uvádějí NUNES et al. (2020) možnost, že významné komplexy lesů nejsou tak „původní“ a „staré“, jak jsme se původně domnívali, a stále ještě nedosáhly stavu optima. Pro další poutání uhlíku lze tak do jisté míry využít i přírodě blízké původní lesy, které budou ponechány samovolnému vývoji, ovšem za předpokladu, že jde o stabilní ekosystémy (Mo et al. 2023). Ve chvíli, kdy dojde k rozsáhlým disturbancím (např. větrné či hmyzí kalamity, požáry) ať již v přírodních či hospodářských lesích, dochází ke zvýšení respirace ekosystémů o 20–50 % a celková zásoba uhlíku v ekosystému je významně reorganizována. Tyto procesy znamenají výraznou změnu poutání či uvolňování uhlíku (KURZ et al. 2008; LINDROTH et al. 2009; HARMON et al. 2011; LINDAUER et al. 2014; MATTHEWS et al. 2017). Pokud je v ekosystémech ponecháno mrtvé dřevo, na velmi dlouhou dobu to mění jejich lokální uhlíkovou bilanci ve prospěch uvolňování, nikoliv poutání uhlíku (např. KÖSTER et al. 2011). Pro objektivní srovnání je pochopitelně nutné sledovat i způsob využití vytěženého dřeva.

Velmi významnou roli ve prospěch poutání uhlíku hrají při vhodném způsobu obhospodařování lesy hospodářské (KNAUF et al. 2015; YOUSEFPOUR et al. 2020). O tom, zda je poutání uhlíku efektivnější v „přírodních“ či hospodářských lesích, se vedou rozsáhlé diskuse a toto téma je i předmětem řady studií. Výhodou přírodních lesů je minimální narušení půdního pokryvu a struktury lesa, výhodou lesů hospodářských rychlejší poutání uhlíku v biomase (NOORMETS et al. 2015; AMERAY

et al. 2021), celkový efekt závisí na lokálních přírodních podmínkách i způsobu využívání lesů (BIRDSEY, PAN 2015; NUNES et al. 2020). V případě trvale udržitelného lesního hospodářství obvykle nejsou rozdíly v celkové bilanci výrazné (YAN 2018; SCHULZE et al. 2022). K mitigační funkci lesního hospodářství obecně přispívají takové postupy managementu, které zvyšují přírůst biomasy (poutání uhlíku), snižují heterotrofní respiraci ekosystémů (především lesní půdy) a v neposlední řadě udržují stabilitu a dobrý zdravotní stav porostů, tedy předcházejí disturbancím (JANDL et al. 2007; BALDRIAN et al. 2023).

Významnou rolí lesního hospodářství je nejen poutání uhlíku přímo v lesních ekosystémech, ale také prodloužení jeho sekvestrace ve výrobcích ze dřeva. Zde pochopitelně hrají výraznou úlohu produkty s dlouhou životností – tedy využití dřeva v nábytkářství a stavebnictví (FAHEY et al. 2009). Nelze zanedbat ani tzv. substituční roli dřeva, tedy ovlivnění globální bilance uhlíku tím, že může nahradit neobnovitelné zdroje energie – fosilní paliva (SCHULZE et al. 2022) a materiály, jejichž výroba je energeticky náročná (ocel) a dochází při ní k významnému uvolňování CO₂ do atmosféry (cement, beton) (LESKINEN et al. 2018; SVOBODOVÁ, HLAVÁČKOVÁ 2023). Např. MINER, PEREZ-GARCÍA (2007) uvádějí, že při výstavbě dřevěných domů jsou celkové emise skleníkových plynů o 20–50 % nižší než při použití betonu a oceli.

Uhlík v lesních půdách

Lesní půdy představují více než polovinu globální zásoby půdního organického uhlíku (BATJES 1996; JOBBÁGY, JACKSON 2000). Typickou charakteristikou lesních půd je pravidelné ukládání opadu – asimilačních orgánů, větví apod. na povrchu půdy, kde tvoří na uhlík velmi bohatou nadložní organickou vrstvu – humusové horizonty. Ty se podle stupně rozložení dělí na vrstvu opadu (L), vrstvu fermentační (F) a vrstvu humifikační (H) (VOKOUN, MACKŮ 1993). Minimální obsah uhlíku v organických vrstvách půdy je 20 % (WRB 2022). Tloušťka nadložní organické vrstvy v jednotlivých lesních ekosystémech je ovšem velmi proměnlivá a závisí na kvalitě opadu (zejména poměru uhlíku k dusíku), teplotních a vlhkostních poměrech a půdní biotě (FISHER, BINKLEY 2000; WICKLAND, NEFF 2008; GARTEN 2011). V teplejších, přiměřeně vlhkých oblastech se může v průběhu roku rozložit až 70–100 % kvalitního opadu listnatých dřevin (WISE, SCHAEFER 1994; KAMMER et al. 2012) – v takových případech je povrch půdy pokryt prakticky pouze zbytky opadu. Naopak v chladných boreálních lesích s převahou jehličnatých dřevin dochází k dlouhodobému hromadění humusu, jehož výraznější rozklad probíhá až při ztrátě vegetačního krytu (PALVIAINEN et al. 2004). Nadložní organické vrstvy půdy tedy představují poměrně dynamické úložiště uhlíku s jeho setrváním po dobu od jednotek měsíců až po několik desetiletí.

Výrazně stabilnější je uhlík v hlubších vrstvách minerální půdy. V případě půd hovoříme o organickém uhlíku (C_{org} nebo SOC z anglického *soil organic carbon*), protože půda může obsahovat i uhlík anorganický v karbonátových minerálech. Hlavním zdrojem uhlíku pro hlubší půdní vrstvy jsou především kořeny rostlin (RASSE et al. 2001), mycelia hub (EKBLAD et al. 2013) a půdní mikroorganismy (KOHOUT et al. 2018). Zásoby organického uhlíku v hlubších vrstvách půdy jsou při změně podmínek méně náchylné k rozkladu a uvolňování C ve formě CO₂ než vrstvy svrchní. Změny zde probíhají spíše v řádu desítek let (GROSS, HARISON 2019). Množství uhlíku s hloubkou půdního profilu obvykle výrazně klesá, zatímco v nadložní organické vrstvě se pohybuje v desítkách až nižších stovkách g.kg⁻¹, v minerálních horizontech jde obvykle pouze o jednotky g.kg⁻¹ (LAL 2005; DE VOS et al. 2015). Pokud vezmeme v úvahu hloubku půdy do 1 m, je zhruba 50 % organického uhlíku uloženo ve svrchních 20 cm a až 65 % ve svrchních 30 cm (NAKANE 1976; DE VOS et al. 2015). Přesto je zásoba C_{org} v minerální půdě vyšší než v nadložních organických horizontech, a to díky celkové hloubce půdního profilu a vysoké objemové hmotnosti minerální půdy. V případě hlubokých půd může být zanedbatelná

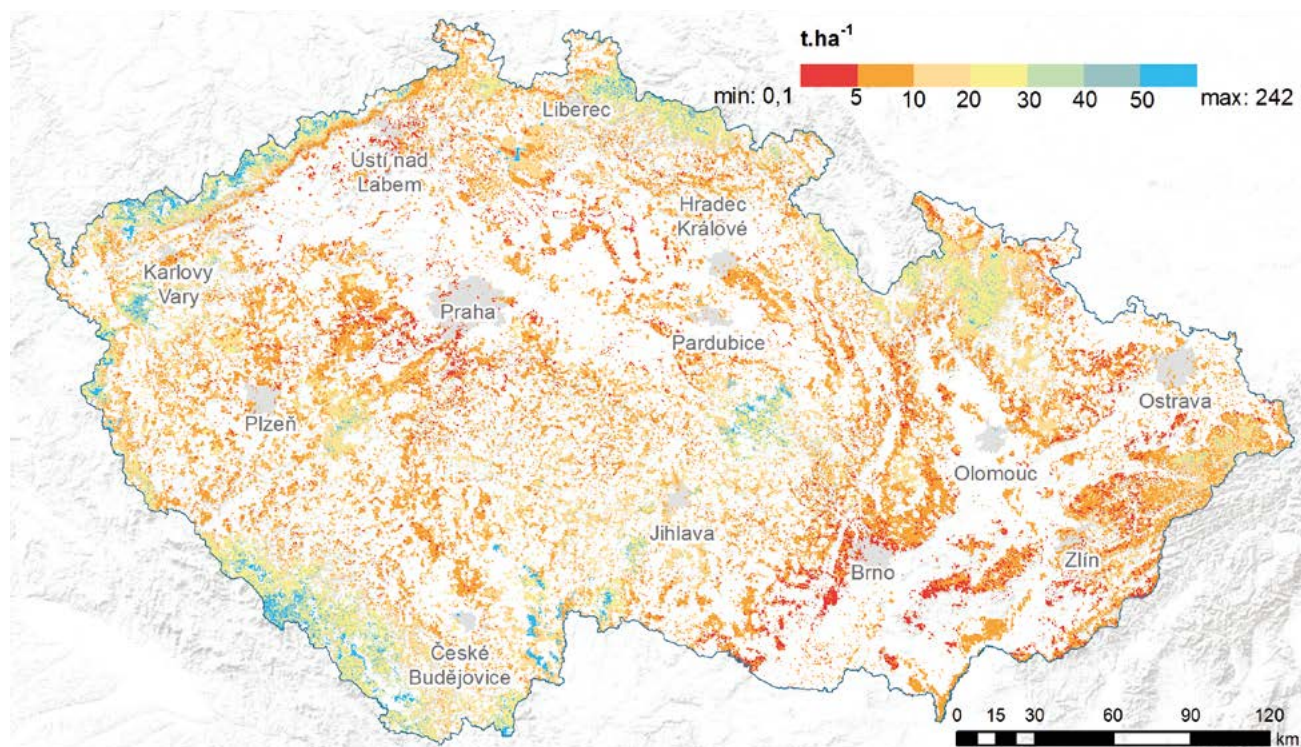
zásoba v půdních vrstvách i hlouběji než 1 m, a to 10–30 % (LISKI, WESTMAN 1995; JOBBÁGY, JACKSON 2000; GROSS, HARISSON 2019).

DE Vos et al. (2015) uvádějí pro evropské lesní půdy jako průměrnou zásobu uhlíku v nadložní organické vrstvě 22,1 t.ha⁻¹ a pro minerální půdu do 1 m 108 t.ha⁻¹. V případě organických (rašelinných půd) je do hloubky 1 m uloženo dokonce 578 t.ha⁻¹. Pro Spolkovou republiku Německo uvádějí WELLBROCK et al. (2017) průměrnou zásobu uhlíku 19,0 t.ha⁻¹ v nadložní organické vrstvě a 99,1 t.ha⁻¹ v minerální půdě do hloubky 90 cm. Pro přírodní lesní oblasti Západočeská pahorkatina a Český les uvádějí CIENCIALA et al. (2006) zásobu uhlíku v humusových horizontech v průměru 19,9 t.ha⁻¹ (od 7,0 do 30,4 t.ha⁻¹). V minerální půdě do 30 cm (hloubka byla měřena od povrchu půdy, nikoliv od hranice organo-minerálního horizontu) byla průměrná zásoba uhlíku 72,8 t.ha⁻¹. Průměrná zásoba C_{org} ve svrchních třiceti centimetrech (organické i minerální vrstvy) tak dosahovala 93,3 t.ha⁻¹. MARKOVÁ et al. (2016) uvádějí rovněž celkovou hodnotu zásoby uhlíku pro lesní půdy do hloubky 30 cm bez rozlišení organických a minerálních horizontů. Ta se pro 3 930 odběrových míst v České republice pohybovala od 39,2 do 159,8 t.ha⁻¹. Statistické půdní šetření projektu Inventarizace krajiny CzechTerra (ČERNÝ et al. 2015; CIENCIALA et al. 2015) z let 2008/2009 doložilo pro svrchní horizonty lesních půd ČR do hloubky 30 cm (bez rozlišení horizontů) průměrnou zásobu uhlíku 74 t.ha⁻¹. Výsledky Národní inventarizace lesů (KUČERA, ADOLT 2019) uvádějí zásobu uhlíku pro jednotlivé kraje ČR v rozmezí od 7,9 do 31,4 t.ha⁻¹ pro nadložní organické horizonty a od 14,4 do 53,1 t.ha⁻¹ v povrchových horizontech minerální půdy. BORŮVKA et al. (2022) a SARKODIE et al. (2023) zpracovávali výsledky z více než sedmi tisíc odběrových míst v České republice. Průměrné hodnoty zásoby organického uhlíku v ČR jsou 16,03 t.ha⁻¹ (od 0,1 do 162 t.ha⁻¹) v nadložní organické

vrstvě, 103 t.ha⁻¹ (od 7 do 385 t.ha⁻¹) ve svrchních minerálních horizontech půdy v hloubce 0–30 cm a dalších 58,7 (od 4 do 471 t.ha⁻¹) v hlubších vrstvách půdy v hloubce 30–80 cm. Zásoba organického uhlíku v půdách se zvyšuje s nadmořskou výškou, je ovlivněná průměrnou teplotou a úhrnem srážek, půdním typem a pochopitelně také druhovým složením porostu (VAŠÁT et al. 2021). Odhad zásob uhlíku v nadložním organickém horizontu, ve svrchních a hlubších minerálních vrstvách půdy je uveden na obr. 1, 2 a 3.

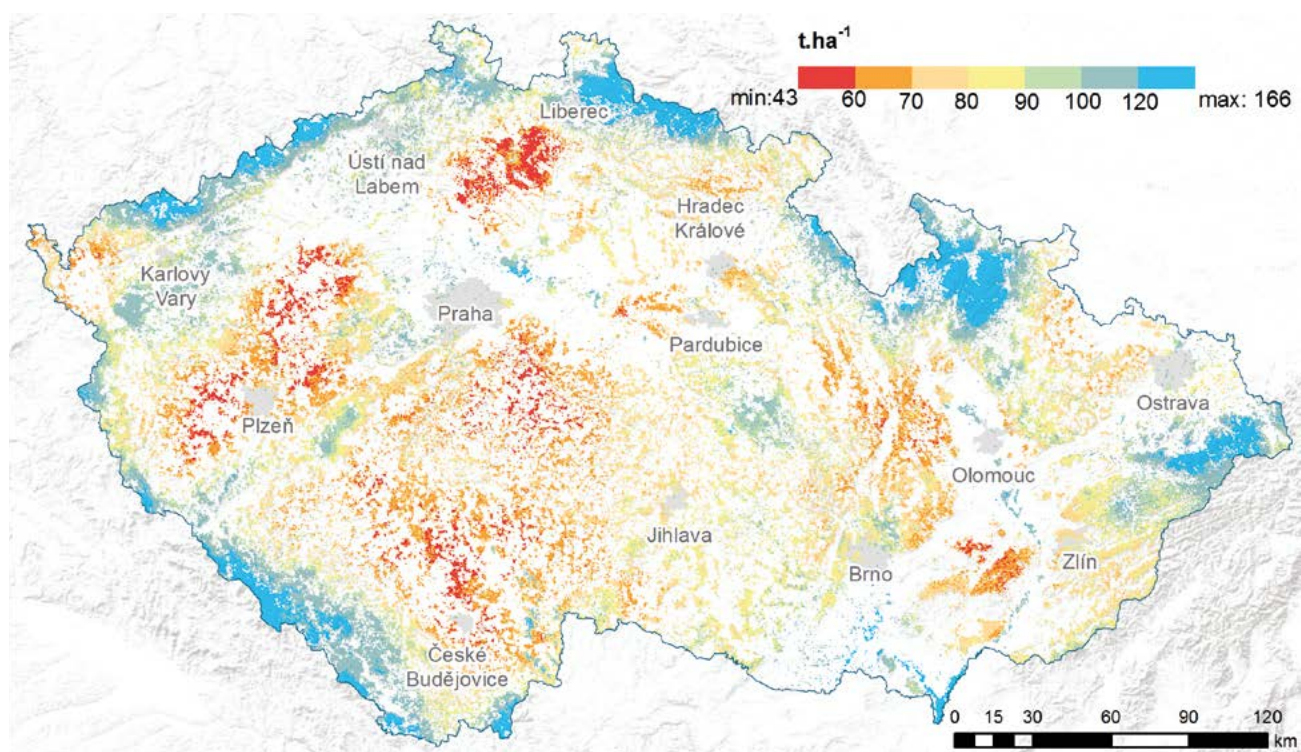
Možnosti ovlivnění půdních zásob uhlíku lesnickým hospodařením

Jak již bylo uvedeno výše, při úvahách o možnosti posílení ukládání uhlíku v lesních ekosystémech není účelné striktně oddělovat sekvestraci C v nadzemní biomase porostů a v lesních půdách. Potenciál lesních půd je však v tomto směru významný a již v současné době se v Evropě zásoba C_{org} v lesních půdách obecně spíše zvyšuje. LISKI et al. (2002) předpokládají, že mezi roky 1950 a 2040 by se poutání uhlíku v lesních půdách mohlo zvýšit z 26 Mt na 46 Mt ročně, a převýšit tak množství, které je poutáno v biomase. Přitom nejvyšší potenciál pro zvyšování zásob C_{org} v lesní půdě spatřují ve střední Evropě. Ve Finsku vzrostla zásoba uhlíku v lesních půdách za období 1922–2004 o 21 % (LISKI et al. 2006). WELLBROCK et al. (2017) uvádějí, že mezi roky 1990–1996 vzrůstalo množství uhlíku poutaného ve svrchní minerální vrstvě půd (0–30 cm) v Německu o 0,4 t.ha⁻¹.rok⁻¹, v nadložní organické vrstvě naopak mírně pokleslo. Tento trend však nebyl totožný pro celé území SRN (GRÜNEBERG et al. 2019). Lesní hospodářství má řadu nástrojů, které mohou ukládání uhlíku v půdách v dlouhodobém horizontu ovlivnit.



Obr. 1. Odhad zásob celkového uhlíku v nadložním organickém horizontu lesních půd ČR (podle VAŠÁT et al. 2021)

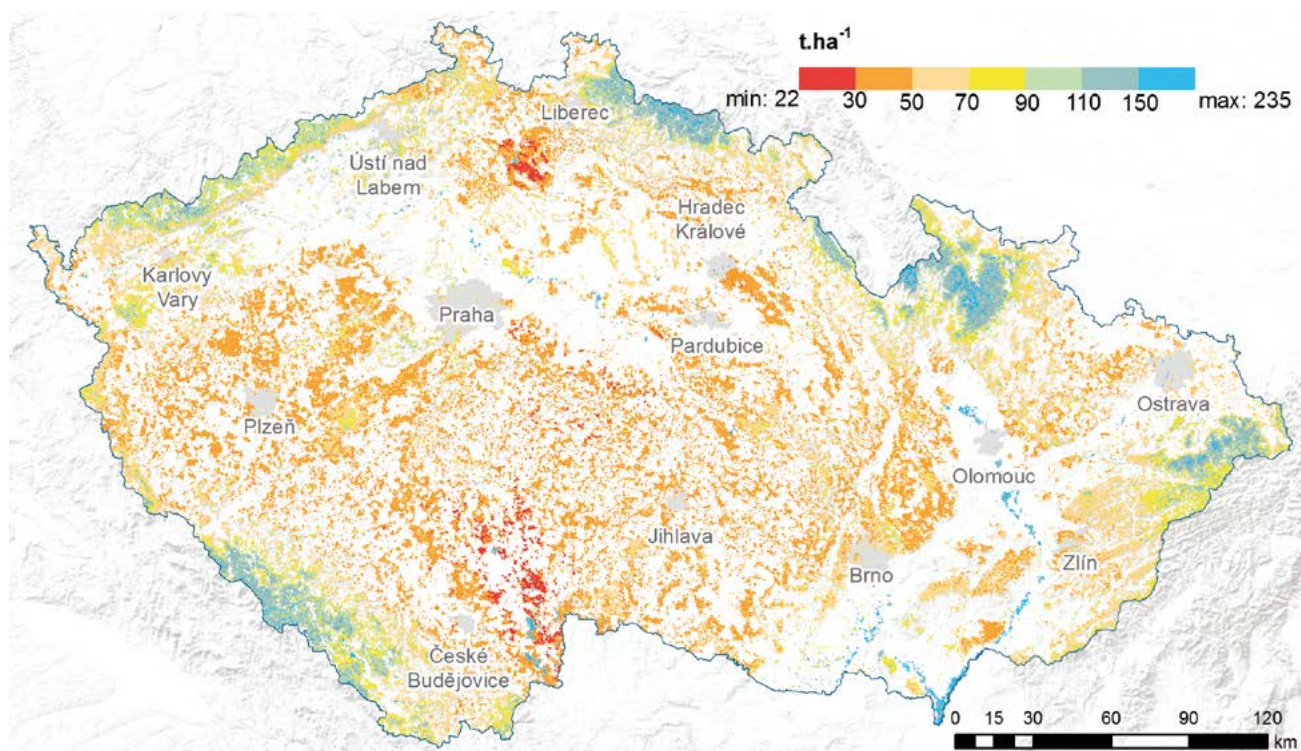
Fig. 1. Estimate of total carbon stock in the upper organic layer of forest soil in the Czech Republic (according to VAŠÁT et al. 2021)

**Obr. 2.**

Odhad zásob organického uhlíku ve svrchní minerální vrstvě půd 0–30 cm (podle VAŠÁR et al. 2021)

Fig. 2.

Estimate of organic carbon stock in the upper mineral layer (0–30 cm) of forest soils in the Czech Republic (according to VAŠÁR et al. 2021)

**Obr. 3.**

Odhad zásob organického uhlíku v hlubší minerální vrstvě půd 30–80 cm (podle VAŠÁR et al. 2021)

Fig. 3.

Estimate of organic carbon stock in the deeper mineral layer (30–80 cm) of forest soils in the Czech Republic (according to VAŠÁR et al. 2021)

Skladba dřevin

V podmínkách střední Evropy je výrazný rozdíl mezi jehličnatými a listnatými dřevinami v ukládání organických látek v humusu a v půdě. Ukládání uhlíku v humusové vrstvě je výrazné zejména v porostech jehličnatých dřevin, a to především kvůli vlastnostem opadu – rozklad jehličí probíhá výrazně pomaleji než rozklad listů (ROCK et al. 2008; FENG et al. 2022), ale i kvůli odlišnému mikroklimatu stálezelených porostů, ve kterých je i tímto způsobem tlumena mikrobiální činnost. DEVOS et al. (2015) dokládají humusovou formu a druh dřeviny jako dva nejvýznamnější faktory, které ovlivňují zásobu uhlíku v humusové vrstvě. GRÜNEBERG et al. (2019) dokládají vzestupnou zásobu uhlíku v nadložním organickém horizontu v řadě: ostatní listnáče (v průměru 7,8 t.ha⁻¹) – buk – dub – smíšené porosty – ostatní jehličnany – smrk – borovice (v průměru 31,4 t.ha⁻¹). Kromě skupin buk + dub a smíšené porosty + ostatní jehličnany byly rozdíly mezi všemi ostatními skupinami statisticky významné. Zatímco u listnatých dřevin se zásoby pohybovaly v jednotkách tun uhlíku na hektar, u smíšených a jehličnatých porostů byly v nižších desítkách. CIENCIALA et al. (2006) dokládá v přírodních lesních oblastech Západočeská pahorkatina a Český les zhruba dvojnásobnou zásobu uhlíku v organickém horizontu v porostech smrku a borovice (21, resp. 22 t.ha⁻¹) oproti buku (10 t.ha⁻¹). JANDL et al. (2021) docházejí na základě dat z rakouského průzkumu lesních půd k obdobnému výsledku na silikátových podložích (jehličnany 19 t.ha⁻¹, listnaté a smíšené porosty 11 t.ha⁻¹). Na vápencových podložích jsou rozdíly v zásobě uhlíku v nadložním organickém horizontu mezi jehličnany (16 t.ha⁻¹) a listnatými či smíšenými porosty (14 t.ha⁻¹) nižší, ale stále ještě statisticky významné.

V minerální půdě nejsou rozdíly tak výrazné jako v humusové vrstvě (VESTERDAL et al. 2013; DE Vos et al. 2015). Vzhledem k hlubšímu prokořenění bývá obvykle zásoba organického uhlíku vyšší v porostech listnatých dřevin. GRÜNEBERG et al. (2019) dokládají u „ostatních“ listnatých porostů v SRN významně vyšší zásobu organického uhlíku ve svrchních (do 30 cm) i spodních (30–90 cm) vrstvách minerální půdy než v porostech smíšených, jehličnatých či v porostech buku a dubu. Přitom mezi čistými porosty smrku, buku a dubu není rozdíl signifikantní. JANDL et al. (2021) uvádí vyšší zásoby organického uhlíku v jehličnatých porostech oproti listnatým či smíšeným pro minerální půdu do 50 cm, rozdíl je však signifikantní ($p < 0,05$) pouze na bazických podložích. Některé studie naznačují, že vyšší zásoba organického uhlíku lze předpokládat ve smíšených porostech díky lepšímu využití půdního prostoru kořeny různých druhů dřevin, vždy však závisí ještě na dalších okolnostech (VESTERDAL et al. 2013). Např. BERGER et al. (2002) zjistili v Rakousku vyšší zásobu uhlíku v čistých smrkových porostech než ve smíšených porostech smrku a listnatých dřevin, LAGANIÈRE et al. (2015) nezjistili vliv smíšenosti na zásobu uhlíku v boreálních lesích Kanady, upozorňují spíše na klíčovou roli topolu osikovitého (*Populus tremuloides*), který mění parametry uložení uhlíku v lesních porostech. Vliv smíšenosti porostu na sekvestraci uhlíku v půdě tak není jednoznačný, vždy závisí na konkrétní směsi dřevin, jejich ekologických vlastnostech a půdních podmínkách. FINÈR et al. (2017) zjistili, že v porostech listnatých dřevin se míra prokořenění půdy zvyšuje s počtem druhů dřevin v porostu, v jehličnatých porostech však ne. U organických horizontů se míra prokořenění zvyšovala s narůstajícím zastoupením jehličnanů. GUCKLAND et al. (2009) dokládají rychlejší dynamiku uhlíku v humusové vrstvě ve smíšených porostech buku s lípou, jasanem, habrem či javory oproti čistým bučinám. V minerální půdě nebyly rozdíly významné.

Rozdíly celkové zásoby půdního organického uhlíku mezi porosty jehličnatých a listnatých dřevin, případně mezi porosty smíšenými tak některé studie hodnotí ve prospěch jehličnatých dřevin (BERGER et al. 2002; PODRÁZSKÝ, VIEWEGH 2005; JANDL et al. 2021), některé ve prospěch listnatých dřevin (CIENCIALA et al. 2006; WELLBROCK et al. 2017) a některé bez významného rozdílu (MAYER et al. 2020). V řadě případů dřeviny, které ukládají uhlík v nadložní organické vrstvě, vy-

kazují nižší zásobu C_{org} v minerálních horizontech a naopak (VESTERDAL et al. 2013). Rozdíly mezi jednotlivými dřevinami nejsou tedy tak vysoké, jak by bylo možné předpokládat. Zároveň se jeví, že listnaté dřeviny jsou vhodnější pro zvyšování zásoby uhlíku v půdě na kvalitnějších půdách a v mírnějších klimatických podmínkách, které zároveň vyhovují jejich růstu, zatímco jehličnany tuto funkci lépe splňují na půdách chudých a v drsnějším klimatu (MAYER et al. 2020).

Obnova lesa a hospodářský způsob

V hospodářském lese dochází k zásadnímu ovlivnění ekosystému při obnově, tedy při těžbě. Nejvýraznější změny probíhají v rámci holosečného hospodaření. Odstranění koronové vrstvy vede ke změně mikroklimatických podmínek – vstupu světla, zvýšení teploty a obvykle i vlhkosti, které zrychlují mikrobiální činnost (KOHOUT et al. 2018) a rozklad organických látek (CLARKE et al. 2015), čímž zvyšují respiraci CO₂ a v některých případech i uvolňování rozpuštěného organického uhlíku z půdy (NIEMINEN 2004). Původní předpoklady o běžné ztrátě 50 % uhlíku humusové vrstvy v průběhu 20 let po těžbě porostu byly revidovány publikací YANAI et al. (2003), která cituje i práce s velmi nízkými změnami do 10 %. TATTERSALL SMITH et al. (2022) sice dokládají snížení zásoby uhlíku v nadložní organické vrstvě o polovinu v době 35 let po provedené těžbě stromovou metodou (odvoz celých stromů včetně nehroubí a asimilačních orgánů), nicméně zároveň uvádějí, že při standardní těžbě kmenů k takovým změnám nedošlo a úbytek uhlíku v humusové vrstvě byl vyvážen jeho zvýšením v minerálních horizontech půdy. NAVE et al. (2010) v analýze 432 studií z temperátní zóny dokumentují v průměru 30% ztrátu uhlíku z humusové vrstvy. Tento efekt je výraznější u listnatých dřevin než ve smíšených či jehličnatých porostech. Změny v minerální půdě nebyly signifikantní. V rozšířené studii potvrzují JAMES a HARRISON (2016) průměrnou ztrátu uhlíku z nadložní organické vrstvy ve výši 30 % a ztrátu z povrchové minerální vrstvy půdy (0–15 cm) ve výši 3,3 %. Významná ztráta organického uhlíku 17,7 % po těžbě byla sice detekována i v hlubších půdních horizontech (60–100 cm), ale těmito vrstvami se zabývalo velmi málo studií, data tedy nejsou dostatečně vypovídající. Jsou ovšem doloženy i studie, ve kterých se zásoba uhlíku po odtěžení porostu v některých případech v minerální půdě zvýšila (OLSSON et al. 1996). Vývoj zásoby uhlíku na holiňách je zjevně dán lokálními klimatickými a půdními podmínkami. Přechodné zamokření po odstranění původního porostu může vést ke snížení biologické činnosti a konzervaci zásob uhlíku (nižší respirace). Odumření a postupný rozklad kořenových systémů sice představuje vyšší respiraci, ale zároveň vede k obohacení hlubších minerálních vrstev půdy o organický uhlík (CLARKE et al. 2015). Kromě půdních a klimatických parametrů a druhu dřeviny je důležitá též velikost a tvar holé seče. PRESCOTT a GRAYSTON (2023) dokládají, že ještě ve vzdálenosti 10 m od paty stromů jsou zachovány vlastnosti rhizosféry a půdního ekosystému. Úzký tvar sečí, případně ponechávání jednotlivých stromů, mohou do určité míry omezit vliv holoseče jak na půdní biodiverzitu, tak na zásobu půdního uhlíku. ELIASSON et al. (2013) uvádějí, že vliv sečí na bilanci uhlíku není nijak dramatický, pokud je v rámci krajinného měřítka zachována odpovídající struktura věku a vývojových stadií lesních porostů. Pro konkrétní stanoviště lze tedy předpokládat po holosečné těžbě snížení zásoby uhlíku v nadložní organické vrstvě okolo 30 % a celkové zásoby uhlíku v půdním profilu okolo 10 %, ovšem s velmi významnými místními rozdíly (MÄKIPÄÄ et al. 2023).

Kvůli zvýšené respiraci z rozkladu organické hmoty a těžebních zbytků se obnovované porosty dočasně stávají zdrojem emisí oxidu uhličitého do atmosféry. O tom, na jak dlouhou dobu, se informace do značné míry rozcházejí. REBANE et al. (2020) zjistili pro hemiboreální lesy v Estonsku, že šest let po holosečné těžbě funguje nový porost jako slabý sink uhlíku, po osmi letech je již poutání CO₂ výrazné. GRELE et al. (2023) uvádějí pro holosečnou obnovu lesů ve smrkových po-

rostech jižního Švédska návrat k poutání uhlíku po 8–13 letech. Tento závěr bude pravděpodobně relevantní i pro podmínky současných pokalamitních holin po úhynu smrkové dominantních porostů v České republice. Rychlost tohoto procesu závisí na produktivitě stanoviště a managementu – doba návratu ekosystému k negativní uhlíkové bilanci (poutání C) se zvyšuje při ponechávání mrtvého dřeva (KÖSTER et al. 2011) a pomalejší přirozené obnově. AGUILOS et al. (2014) uvádějí pro holosečnou obnovu modřínu návrat k poutání uhlíku po 7 letech. Oproti tomu REBANE et al. (2019) dokumentují pro boreální lesy návrat k poutání uhlíku až po dvaceti letech od těžby a MAYER et al. (2020) citují řadu prací, jež dokládají obnovu poutání organického uhlíku v lesních půdách v řádu jednoho až pěti desetiletí.

Pro snížení negativního vlivu holých sečí na sekvestraci uhlíku lze tedy doporučit vhodnou velikost a tvar holé seče, dostatečnou dobu obmýtí (obojí je v ČR v zásadě zajištěno platnými ustanoveními lesního zákona), ponechávání těžebních zbytků na místě (kmenová metoda těžby) a minimální narušení půdního povrchu (JANDL et al. 2007; YAN 2018; MAYER et al. 2020; BLUJDEA et al. 2021)

V současné době je ve středoevropském lesnictví patrný opětovný příklon k jemnějším metodám obhospodařování lesů, které jsou reprezentovány hospodářským způsobem násečným (úzké pruhové seče, kotlíky), podrostopním (proředování dospělých porostů a obnova pod porostem) a výběrným (s těžbou jednotlivých stromů nebo jejich malých skupin). Vzhledem k tomu, že při nich dochází k menšímu narušení korunové vrstvy, porostního mikroklimatu i půdního prostředí (BALDRIAN et al. 2023; PRESCOTT, GRAYSTON 2023), lze předpokládat, že jsou příznivější i pro zachování zásoby půdního uhlíku. Nepočtená data z výzkumných prací v tomto směru nejsou jednoznačná. LAPORTE et al. (2003) uvádějí rozporuplné výsledky studií měření toku CO₂ z lesních půd po těžbě pro oblast severní Ameriky a i ze svých měření (nesignifikanční rozdíly mezi hospodářským způsobem, případně vyšší uvolňování uhlíku z kontrolních ploch) vyvozují, že rozhodující jsou případné změny teploty a vlhkosti půdy. PÖTZELBERGER a HASENAUER (2015) zjistili ve smrkovém porostu po padesátiletém přechodu na výběrný způsob ve svrchní minerální půdě (0–20 cm) o 9 t.ha⁻¹ vyšší zásoby uhlíku než v porostu stejnověkém. Rozdíly v rámci celého půdního profilu nebyly signifikantní. LUNDMARK et al. (2016) konstatují, že rozdíly mezi různými hospodářskými způsoby (pro smrk v jižní oblasti Švédska) nejsou významné. Na příkladu dubových pařezin v Rakousku dokládají BRUCKMAN et al. (2011), že také hospodářský tvar lesa (les vysoký / střední / nízký) zřejmě nemá na zásoby půdního uhlíku zásadní vliv. Je ovšem nutné dodat, že studie zabývající se vlivem hospodářského způsobu či tvaru lesa na zásoby půdního uhlíku v podmínkách střední Evropy jsou spíše vzácné a z dosud publikovaných dat nelze dělat zásadní závěry.

Výchovné zásahy

Výchovné zásahy v průběhu vývoje porostu, tedy prořezávky a probírky, mají v zásadě obdobné dopady jako clonné seče, ovšem obvykle v menším měřítku. V případě intenzivnějších probírek či prořezávek dochází přinejmenším k přechodnému snížení množství opadu, jenž představuje vstup uhlíku do nadložních organických vrstev půdy, a změně mikroklimatických podmínek ve prospěch zvýšené respirace půdy (PODRÁZSKÝ et al. 2005; JANDL et al. 2007). Redukci množství či výšky povrchové humusové vrstvy v důsledku intenzivních probírek dokládají např. VESTERDAL et al. (1995), SLODIČÁK et al. (2005), JONARD et al. (2006) či BRAVO-OVIDEO et al. (2015). V případech, kdy byla hodnocena i celková zásoba organického uhlíku v lesní půdě, nebyl vliv zásahů prokázán. SKOVGAARD et al. (2006) dokládají v probírkových experimentech ve smrkových porostech v Dánsku se zvyšující intenzitou zásahu snižující se zásobu uhlíku v nadložní organické vrstvě, ale stoupající v povrchových minerálních horizontech. Celková půdní zásoba uhlíku tak není ovlivněna. Řada dalších studií, v nichž

nebyl zjištěn vliv probírek na zásoby půdního uhlíku, citují JURGENSEN et al. (2012). NILSEN a STRAND (2008) studovali smrkové porosty v období 33 let po provedení probírek různé intenzity a zjistili snížení nadzemní biomasy po velmi silných zásazích. Množství opadu ani zásoba uhlíku v půdách ovšem dotčeny nebyly. ZHANG et al. (2018) provedli srovnávací analýzu 53 studií, ze které vyplývá, že v obecné rovině probírky neovlivní zásobu půdního uhlíku. Celková zásoba půdního organického uhlíku poklesla pouze v případě velmi silných probírek s odstraněním více než 67 % kruhové výčetní základny, a to v průměru o 7,6 %. Probírky zvýšily půdní respiraci v listnatých (o 35,6 %) a ve smíšených (o 9,3 %) porostech. V jehličnatých porostech respirace ovlivněna nebyla, což přisuzují odlišným vlastnostem opadu v jehličnatých porostech. I z těchto důvodů doporučují pro udržení sekvestrace uhlíku probírky spíše mírnější intenzity (do 33 % kruhové výčetní základny).

Z uvedených informací vyplývá, že vliv probírek (zejména v jejich standardní intenzitě) na zásoby půdního uhlíku není příliš výrazný. Lze ho očekávat spíše v listnatých či smíšených porostech a závisí na řadě dalších faktorů, jako jsou klimatické podmínky, vlastnosti půdy, narušení půdního povrchu při zásahu a množství biomasy ponechané v porostu (CLARKE et al. 2015; AMERAY et al. 2021).

Nakládání s těžebními zbytky, příprava půdy

Ponechávání těžebních zbytků má na uhlík v ekosystému dva v zásadě rozdílné vlivy. Na jednu stranu ponechaná hmota podléhá dekompozici a přinejmenším v prvních letech po těžbě tak podporuje zvýšený tok CO₂ z ekosystému (JANISCH, HARMON 2002; PALVIAINEN et al. 2004), na druhou stranu těžební zbytky vstupují do nadložní organické vrstvy půdy a doplňují tak zásobu organického uhlíku v půdě (YANAI et al. 2003; LAL 2005). Právě ponechávání těžebních zbytků, případně jejich částečné zapravení do půdy je zřejmě důvodem, proč nelze příliš přesvědčivě vyhodnotit vliv lesní těžby na obsah uhlíku v povrchových vrstvách půdy (LAL 2005). Řada publikací (NAVE et al. 2010; CLARKE et al. 2015; MAYER et al. 2020) sumarizuje práce týkající se nakládání s těžebními zbytky ve Skandinávii, včetně případné těžby pařezů (MELIN et al. 2010; CLARKE et al. 2015) s nejednoznačným výsledkem. ACHAT et al. (2015) dokládají po odvozu těžebních zbytků snížení zásoby uhlíku v humusovém horizontu o 10–45 % a v minerální půdě o 10 %, přičemž k výraznějším změnám dochází v temperátních lesích oproti lesům boreálním. Jiné studie však efekt odnosu těžebních zbytků nedokládají (OLSSON et al. 1996; CLARKE et al. 2015; JAMES, HARRISON 2016). MELIN et al. (2010), SMYTH et al. (2017) i další upozorňují na výhody využití těžebních zbytků pro energetické účely z pohledu mitigace změny klimatu. MÄKIPÄÄ et al. (2015) ovšem poukazují na fakt, že stromová metoda těžby či využívání těžebních zbytků pro energetické účely vede ke snížení poutání uhlíku v lesních ekosystémech, a to zejména proto, že odnos živin v těžebních zbytcích způsobuje jejich nedostatek a zpomalení růstu následných výsadeb či zmlazení. Rovněž další práce dokládají, že odvoz těžebních zbytků může negativně ovlivnit výživu, kvalitu dřeva i produkci následných porostů (ROY et al. 2022; WĘGIEL et al. 2023) stejně jako složení a výkonnost mikrobiálních společenstev v půdě (MAILLARD et al. 2023). Využívání těžebních zbytků je tedy potřeba pečlivě zvažovat nejenom ve vztahu k udržení zásoby uhlíku v lesních půdách, ale rovněž kvůli zajištění trvale udržitelného hospodaření s živinami v lesním ekosystému (ŠRÁMEK et al. 2021).

Narušení půdního povrchu vede ke zrychlenému rozkladu organických látek a uvolňování uhlíku ze svrchních půdních horizontů (YANAI et al. 2003; NOORMETS et al. 2015). Ztráta uhlíku se se stoupající intenzitou narušení půdního povrchu zvyšuje (MAYER et al. 2020). Rozklad těžebních zbytků a humusu probíhá rychleji v půdě než na jejím povrchu. Pokud je ovšem organický materiál (těžební zbytky, mrtvé dřevo) přemístěn při úpravě půdy do hlubších horizontů, jeho

rozklad se významně zpomalí (PRESCOTT et al. 2017). V případech, kdy je příprava půdy odůvodněná a efektivně napomůže odrůstání nového porostu, může ztráty uhlíku omezit nebo zcela eliminovat (JANDL et al. 2007; TRETTIN et al. 2011; EGNELL et al. 2015; MJÖFORS 2017). Půdní povrch je ovšem narušován i při těžebních operacích a pohybu techniky v lesních porostech – tato narušení je nutno minimalizovat (MÄKIPÄÄ et al. 2015).

Hnojení a vápnění lesů

Řada studií hodnotí vliv hnojení na sekvestraci uhlíku. Zejména ve Skandinávii a v některých oblastech severní Ameriky je pro podporu růstu porostů používáno hnojení různými formami dusíku (LAL 2005; MAYER et al. 2020). Z většiny studií vychází vliv hnojení dusíkem jako jednoznačně pozitivně ovlivňující sekvestraci uhlíku nejen v nadzemní biomase porostů (intenzivnějším růstem dřevin), ale i v lesních půdách (NAVE et al. 2009; MAYER et al. 2020). Zvýšení dostupnosti dusíku zvyšuje vstup opadu a může snížit půdní respiraci (OLSSON et al. 2005). Vyšší zásoba dusíku v půdě rovněž snižuje výskyt mykorhizních hub, a tím i enzymů degradujících lignin (HÖGBERG et al. 2010; MÄKIPÄÄ et al. 2023). Nakolik se vliv hnojení dusíkem projeví na zvýšení sekvestrace uhlíku v půdě, závisí mimo jiné na výchozí trofnosti lokality – při výraznějším nárůstu nadzemní biomasy porostu je vliv na půdní organický uhlík nižší (BLAŠKO et al. 2022). V oblasti střední Evropy, kde je stále patrný vliv antropogenních depozic dusíku, není aplikace dusíkatých hnojiv v lesních porostech relevantní (JANDL et al. 2007). Zvyšování dostupnosti dusíku by zde mohlo vést k relativnímu nedostatku ostatních živin, uvolňování dusičnanů do podzemních i povrchových vod i k ochuzení půdní biodiverzity (MAYER et al. 2020; BALDRIAN et al. 2023). Do jisté míry lze podobného efektu, jako je hnojení dusíkatými hnojivy, dosáhnout i při pěstování druhů poutajících atmosférický dusík (olše) či při ponechávání výraznějšího množství těžebních zbytků v lesních porostech (NOORMETS et al. 2015).

V silně acidifikovaných oblastech střední Evropy (ŠANTRŮČKOVÁ et al. 2019) probíhá vápnění lesních porostů pro doplnění bazických živin, především vápníku a hořčíku, snížení kyselosti a zlepšení saturace sorpčního komplexu bazickými prvky (ŠRÁMEK et al. 2012). Jedním z cílů vápnění je i zlepšení kvality humusu a oživení mikrobiální činnosti v povrchových vrstvách půdy, výsledkem by tedy mělo být spíše snížení zásoby uhlíku v půdě (JANDL et al. 2007). Zajímavé jsou z tohoto pohledu výsledky opakovaných půdních šetření ve Spolkové republice Německo, kde byla zhruba čtvrtina odebíraných lokalit vápněna (WELLBROCK et al. 2017). GRÜNEBERG et al. (2019) uvádějí, že na vápněných plochách skutečně klesla zásoba uhlíku v nadložním organickém horizontu o 0,19 t.ha⁻¹. Na druhou stranu v minerálních horizontech půdy byl pozorován nárůst zásoby organického uhlíku o 0,73 t.ha⁻¹ v hloubce 0–30 cm a o 0,11 t.ha⁻¹ v hloubce 30–60 cm. V rámci celého půdního profilu se tak zásoba organického uhlíku zvýšila o 9 %. Oproti tomu na plochách, které vápněny nebyly, byl zjištěn celkový nárůst ve výši pouze 6 %. Reakci půd na vápnění z hlediska poutání uhlíku je ovšem nutné ještě dále studovat. Aktuální data např. naznačují, že efekt je závislý mimo jiné na obsahu jílových částic v půdním profilu. V půdách s nízkým obsahem jílových částic vede vápnění k vyššímu poutání C_{org} v půdách jílovitých spíše k jeho uvolňování (GRÜNEBERG et al. 2019).

Vliv hnojení či vápnění na lesní porosty a na poutání uhlíku v lesních půdách a lesních ekosystémech nelze zobecňovat, výsledky se mohou lišit v závislosti na stanovištních podmínkách, druhové skladbě a věku lesního porostu, typu a dávce aplikované látky i na dalších faktorech. Platí však, že pokud aplikace hnojivých látek přispívají k dosažení průměrného růstu biomasy či ke zlepšení zdravotního stavu a stability lesního porostu, je přínos takových opatření na dlouhodobou sekvestraci uhlíku obvykle pozitivní.

Zalesňování nelesních ploch

Zatímco vliv hospodářských opatření na poutání uhlíku v lesních ekosystémech není obvykle zcela uniformní a prokazatelný, zalesňování nelesních ploch vede k jednoznačnému zvýšení sekvestrace uhlíku jak v nadzemní biomase, tak v lesních půdách. Například Post a Kwon (2000) předpokládají při zalesnění zemědělské půdy ukládání uhlíku rychlostí 0,36 t.ha⁻¹ ročně. STRASSBURG et al. (2020) uvádějí, že obnova ekosystémů na 15 % člověkem pozmeněné plochy by při vhodném výběru těchto ploch vedla k sekvestraci 299 Gt CO₂, což představuje 14 % uhlíku uvolněného od počátku průmyslové revoluce. Nově zakládány lesní porost ovlivňuje jak nadložní organickou vrstvu půdy vyšším množstvím opadu (ŠPULÁK et al. 2023), tak hlubší vrstvy půd větší biomasou kořenů, kořenovými exudáty a často i zvýšením biodiverzity půdního prostředí (MAYER et al. 2020). Míra zvýšení zásoby uhlíku v půdě závisí na předchozím využití půdy (např. při zalesnění orné půdy je vyšší než při zalesnění pastvin), klimatických podmínkách a charakteru nově založeného lesního porostu (PAUL et al. 2002; KUPKA, PODRÁZSKÝ 2010; LAGANIÈRE et al. 2010; HÜBLOVÁ, FROUZ 2021; HOLÁTKO et al. 2022). V České republice plocha lesů mírně narůstá. V období 2000–2021 vzrostla o 42 tis. ha, což představuje zhruba 1 % výměry lesních pozemků (MZe 2022). Nárůst představovalo především zalesňování původně nelesních pozemků. Potenciál pro další rozšiřování plochy lesů je poměrně omezený, určitý efekt lze očekávat od zavádění agrolesnictví na zemědělském půdním fondu a z části i od sukcesního vývoje vegetace na plochách, které nejsou součástí lesního půdního fondu.

Plošné disturbance a očekávaný vliv změny klimatu

Zcela zásadní negativní vliv na ukládání uhlíku v lesních ekosystémech a lesních půdách mohou mít kalamity a velkoplošná poškození lesních porostů. Větrné a hmyzí kalamity přinášejí obdobné narušení podmínek jako holosečné těžby, nicméně s daleko větším plošným dosahem. Zatímco maximální velikost holiny po plánované těžbě je v ČR jeden hektar, velikost ploch postižených kalamitami může být v desítkách až stovkách hektarů. Vývraty při větrných kalamitách navíc usnadňují uvolňování uhlíku uloženého v minerální půdě a celková respirace se zvyšuje o 20–50 % (HARMON et al. 2011). LINDROTH et al. (2009) uvádějí, že větrná kalamita Lothar z roku 1999 snížila uhlíkovou bilanci evropských lesních ekosystémů přibližně o 16 Mt uhlíku, což představuje 30 % celkové čisté produkce biomasy na kontinentu. U bouře Gudrun (66 mil. m³), která zasáhla Švédsko v roce 2005, uvádějí výrazně větší negativní dopad na sekvestraci uhlíku, než byl souhrnný vliv všech holosečných těžeb v Evropě v daném roce. MATTHEWS et al. (2017) dokládají, že porosty poškozené větrem v oblasti rakouských Alp tři roky po kalamitě emitují stejné množství uhlíku, jaké by za normálního stavu poutaly (4 t.ha⁻¹.rok⁻¹) a ještě osm let od kalamity zůstávají čistým zdrojem uhlíku. Stejně jako u plánovaných těžeb, i u kalamit rozhoduje o uhlíkové bilanci porostů množství mrtvého dřeva ponechaného na místě. To na jednu stranu vede k dlouhodobému posílení respirace, tedy úniku uhlíku do atmosféry, na druhou stranu doplňuje zásobu C v organické vrstvě půdy a posiluje biodiverzitu (SVOBODA, PODRÁZSKÝ 2005; BALDRIAN et al. 2023). V případě větrných kalamit v jehličnatých porostech ovšem ponechání kmenů extrémně zvyšuje riziko vzniku následné kalamity podkorního hmyzu.

Rozsáhlé kůrovcové kalamity vedou k dlouhodobému narušení uhlíkové bilance. KURZ et al. (2008) uvádějí, že kalamita podkorního hmyzu (*Dendroctonus ponderosae*) v Britské Kolumbii v letech 2000–2020 vedla k uvolnění 270 Mt uhlíku, což v průměru představuje negativní bilanci uhlíku 0,36 t.ha⁻¹.rok⁻¹. Po celou dobu dvaceti let se porosty v poškozené oblasti nevrátily k poutání uhlíku. Rovněž FLEISCHER et al. (2020) uvádějí v Tatrách pomalejší návrat k poutání uhlíku po hmyzí kalamitě než po kalamitě větrné. Zatímco porosty po kalamitě

větrné byly po devíti letech již výrazným odběratelem uhlíku z atmosféry (-3,4 až -4,6 t.ha⁻¹.rok⁻¹), porost po kůrovcové kalamitě byl stále výrazným zdrojem CO₂ (4,95 t C.ha⁻¹.rok⁻¹).

Asi nejvýraznějším jevem ovlivňujícím zásobu uhlíku v lesních půdách jsou lesní požáry. Požáry vždy hrály výraznou roli ve vývoji struktury a funkcí lesních ekosystémů (JANDL et al. 2007). Výrazné riziko představují zejména v boreálních lesích a v suchých temperátních oblastech (MAYER et al. 2020). Požár významně snižuje zásobu půdního uhlíku. V nadložních humusových vrstvách je ztráta uhlíku v průměru 59 %, v rámci celého půdního profilu pak 26 % (NAVE et al. 2011). Návrat k původní zásobě uhlíku je nejdříve ze všech disturbancecí a může trvat více než 100 let. Výraznější negativní vliv mají spontánní požáry oproti požárům pravidelným a plánovaným, které se v některých oblastech používají pro snížení zásoby hořlavého materiálu v lesních porostech, a tedy jako ochrana před požáry živelnými (MÄKIPÄÄ et al. 2023). PELLEGRINI et al. (2018) dokládají, že v listnatých temperátních lesích snižují pravidelné požáry zásobu půdního uhlíku o 27 %, zatímco v jehličnatých boreálních lesích nebyl signifikantní efekt zjištěn. Požáry zásadně mění také mikrobiální charakteristiky půdy, půdní biodiverzitu i formy uhlíku – vzniklé dřevěné uhlí podléhá rozkladu pomaleji než běžné organické látky. Význam lesních požárů pro globální uhlíkovou bilanci vzrůstá, o čemž svědčí i rekordní lesní požáry v boreálních lesích Kanady a rozsáhlé požáry v Rusku či Řecku v průběhu roku 2023 (COPERNICUS 2023).

Významný vliv na budoucí úlohu lesů a lesního hospodářství v koloběhu uhlíku představuje samotná globální změna klimatu. Zvýšené koncentrace oxidu uhličitého v ovzduší mohou zvyšovat čistou produkci lesních ekosystémů, a tím další ukládání uhlíku v biomase porostů i v lesní půdě. Na druhou stranu může postupné oteplování znamenat zvyšování respirace lesní půdy (STOCKMAN et al. 2013). Není tak zcela jisté, zda lesní ekosystémy budou spíše spotřebiteli či zdroji uhlíku – této nejistotě je nutné přizpůsobit současné lesní hospodářství (BELLASSEN, LUYSSAERT 2014). Sekvestrace uhlíku může být do budoucna ohrožena také rozsáhlejším či častějším narušením lesních ekosystémů, sníženou reakcí ekosystémů na nárůst CO₂ v atmosféře (omezení fotosyntézy jinými faktory), vyšším teplotním stresem a vlivem sucha či zvyšujícím se stářím porostů (XIAO et al. 2021; DALMONECH et al. 2022). DALMONECH et al. (2022) docházejí k závěru, že sekvestrace uhlíku v lesních ekosystémech (bez zahrnutí substituční funkce dřeva) se bude v souvislosti s prohlubováním změny klimatu spíše snižovat. Není jí sice možné výrazně zvýšit změnou managementu, nicméně v hospodářských lesích s přiměřenou intenzitou hospodaření bude pravděpodobně signifikantně vyšší než v lesích ponechaných samovolnému vývoji. Zároveň je evidentní, že pro dlouhodobý mitigační účinek v podmínkách klimatické změny je imperativem adaptační management vedoucí k posílení odolnosti obhospodařovaných lesních ekosystémů. To je základem současných lesnických strategií v Evropě

ZÁVĚRY

Jaké lze ze současných poznatků vyvodit závěry pro lesní hospodářství v České republice? Výrazné výkyvy meteorologických podmínek v uplynulém desetiletí, zvyšující se průměrné teploty, bezprecedentně extrémně suché období 2015 až 2018 (BÜNTGEN et al. 2021) a s ním související kůrovcová kalamita, která se rozšířila téměř na celé území republiky, jasně ukázaly, že je potřeba změnit parametry lesního hospodářství. To se do značné míry odráží i v Koncepci státní lesnické politiky do roku 2035 a jejím aplikačním dokumentu, jež byly přijaty usneseními vlády ČR č. 116/2020 a 72/2021. Obecně lze konstatovat, že adaptace lesních ekosystémů na změnu klimatu – tedy udržení funkčních lesních porostů s přiměřenou produkcí a dostatečnou stabilitou v podmínkách měnícího se klimatu – je hlavní úkol, na který se musí vlastníci a správci lesních majetků soustředit. Velkoplošné

disturbance jsou vážnějším rizikem pro sekvestraci uhlíku v lesních porostech i v lesních půdách než vlastní managementová opatření. Dále z předkládané rešerše vyplývá, že ekosystémy s vyšší čistou produkcí mají lepší potenciál pro ukládání uhlíku. Je tedy nutné dbát na zachování či zlepšení kvality stanovišť a produktivity lesních půd. Jaké lze očekávat dopady dalšího vývoje z hlediska sekvestrace uhlíku v lesní půdě a jakým způsobem je vhodné je ovlivňovat z pozice managementu lesů?

Změna druhové skladby musí nepochybně směřovat k pestřejším lesům a zvýšení podílu listnatých dřevin. Vyšší podíl listnatců ovlivní vlastnosti nadložních organických horizontů, a lze tak očekávat spíše snížení zásoby uhlíku v humusové vrstvě. V dlouhodobém časovém horizontu naopak může narůstat zásoba organického uhlíku v minerálních půdních vrstvách, kde je zásoba C_{org} stabilnější než v humusovém horizontu. Ke zvýšení zásob půdního uhlíku může vést rovněž větší zastoupení smíšených porostů, a to zejména v případech smíšených listnatých a jehličnatých dřevin. Zároveň není nutno rezignovat na využití smrku, jehož zastoupení se bude obecně snižovat. Je však nutno prosazovat jeho pěstování formou skupinové a individuální příměsí a důsledněji využívat heterogenitu stanovišť pro výběr lokalit, které jeho pěstování umožňují. Ty obvykle indikuje bohaté zmlazení smrku, jež umožňuje využít přirozenou obnovu této dřeviny.

Pro zachování vitálních lesních porostů je zcela nezbytné zachovat kvalitu lesních půd. Z tohoto pohledu se jako velmi rizikový jeví odvoz těžebních zbytků, a to zejména v případech, kdy jde o větve i s asimilačními orgány. Ponechání těžebních zbytků v obnovovaných porostech zajišťuje zachování zásoby živin, doplňuje organickou vrstvu půdy, která podléhá po těžbě zrychlenému rozkladu a přispívá k zachování či zvýšení zásoby C_{org} v lesní půdě. V případě využívání těžebních zbytků např. pro energetické účely je nutné počítat s využitím dřevěného popela či hnojení pro návrat bazických prvků a dalších živin do půdního prostředí. Je nutné si uvědomit, že většina listnatých dřevin je náročnější na kvalitu půdního prostředí než smrk či borovice. Lesní půdy v ČR, které jsou dlouhodobě zatíženy kyselými depozicemi, tak mohou být jedním z limitů pro úspěšnou změnu druhové skladby. Ponechání mrtvého dřeva na obnovovaných plochách ve formě hroubí má význam spíše pro biodiverzitu než pro sekvestraci uhlíku.

Z pohledu současných poznatků se jeví, že hospodářský způsob či tvar lesa nemusí mít zásadní vliv na množství uhlíku v lesní půdě. Je ovšem zřejmé, že rizikovou fází pro poutání uhlíku je výraznější otevření korunové vrstvy porostu. Z tohoto pohledu lze doporučit především citlivé způsoby obnovy s využitím clonných sečí či násečného způsobu a využití delší obnovní doby. U nezbytných holých sečí je vhodné dodržovat maximální zákonné parametry. Pochopitelně je nutné zohledňovat i ekologické nároky dřevin. Je zřejmé, že například u dubů, jejichž zastoupení bude pravděpodobně narůstat, je využití holých sečí relevantní.

Velké disturbance lesů jsou z hlediska mitigační funkce jednoznačně negativní. Jednak vedou k razantnímu zásahu do porostního prostředí, jednak se často odehrávají na velkých plochách, které jsou významné i v krajinné bilanci uhlíku. Významným úkolem lesního hospodářství je takových disturbancecí do budoucna v maximální možné míře předcházet. U kalamitních holin je vhodná rychlá obnova, ať již přirozená, umělá či kombinovaná a pokud možno rychlé obnovení porostního prostředí. Významnou výzvou pro blízkou budoucnost je ochrana před lesními požáry, jejichž riziko bude s měnícím se klimatem pravděpodobně stoupat. Jedním z úkolů hospodaření je kromě monitoringu a včasného hodnocení rizik také udržování přiměřeného zakmenění porostů.

Ponechávání lesů samovolnému vývoji může vést k ukládání uhlíku v lesních půdách, z pohledu celkové bilance v ekosystémech však není přínosnější než trvale udržitelné hospodaření v lesích. Tato funkce je naplněna pouze za předpokladu, že nedojde k rozsáhlým disturban-

cím v bezzásahových lesích. Po větrných či hmyzích kalamitách se lesy bez vlivu člověka stávají na desetiletí zdrojem oxidu uhličitého, po požárech trvá návrat k původní zásobě uhlíku i více než století.

Poděkování:

Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu TAČR SS06010148 „Kvantifikace zásob uhlíku v lesních půdách ČR a možnost jejího ovlivnění lesnickým managementem“. Zároveň byly využity poznatky získané v rámci institucionální podpory Ministerstva zemědělství: MZE-RO0123.

LITERATURA

- ACHAT D.L., FORTIN M., LANDMANN, G., RINGEVAL B., AUGUSTO L. 2015. Forest soil carbon is threatened by intensive biomass harvesting. *Scientific Reports*, 5: 15991. DOI:10.1038/srep15991
- AMERAY A., BERGERON Y., VALERIA O., MONTORO GIRONA M., CAVARD X. 2021. Forest carbon management: a review of silvicultural practices and management strategies across boreal, temperate and tropical forests. *Current Forestry Reports*, 7: 245–266. DOI: 10.1007/s40725-021-00151-w
- AGUILOS M., TAKAGI K., LIANG N., UYAMA M., FUKUZAWA K., NOMURA M., KISHIDA O., FUKAZAWA T., TAKAHASHI H., KOTSUKA C., SAKAI R., ITO K., WATANABE Y., FUJINUMA Y., TAKAHASHI Y., MURAYAMA T., SAIGUSA N., SASA K. 2014. Dynamics of ecosystem carbon balance recovering from a clear-cutting in a cool-temperate forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197: 2014-10-15, DOI: 10.1016/j.agrformet.2014.06.002
- BALDRIAN P., LÓPEZ-MONDÉJAR R., KOHOUT P. 2023. Forest microbiome and global change. *Nature Reviews Microbiology*, 21: 487–501. DOI: 10.1038/s41579-023-00876-4
- BATJES N.H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47: 151–163. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1996.tb01386.x
- BELLASSEN V., LUYSSAERT S. 2014. Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times. *Nature*, 506: 153–155. DOI: 10.1038/506153a
- BERGER T., NEUBAUER C., GLATZEL G. 2002. Factors controlling soil carbon and nitrogen stores in pure stands of Norway spruce (*Picea abies*) and mixed tree species stands in Austria. *Forest Ecology and Management*, 159: 3–14. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00705-8
- BERNER R.A., LASAGA A.C. 1989. Modelling the geochemical carbon cycle. *Scientific American*, 260 (3): 74–81. DOI: 10.1038/scientificamerican0389-74
- BIRDSEY R., PAN Y. 2015. Trends in management of the world's forests and impact on carbon stocks. *Forest Ecology and Management*, 355: 83–90. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.04.03
- BLAŠKO R., FORSMARK B., GUNDALE M.J., HYUNGWOO L., LUNDMARK T., NORDIN A. 2022. The carbon sequestration response of aboveground biomass and soils to nutrient enrichment in boreal forests depends on baseline site productivity. *Science of Total Environment*, 838: 156327, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2022.156327
- BLUJDEA V.N.B., VISKARI T., KULMALA L., GÂRBACEA G., DUTCA I., MICLAUS M., MARIN G., LISKI J. 2021. Silvicultural interventions drive the changes in soil organic carbon in Romanian forests according to two model simulations. *Forests*, 12: 795. DOI: 10.3390/f12060795
- BORŮVKA L., VAŠÁT R., ŠRÁMEK V., NEUDERTOVÁ HELLEBRANDOVÁ K., FADRHOŇSOVÁ V., SÁŇKA M., PAVLŮ L., SÁŇKA O., VACEK O., NĚMEČEK K., NOZARI S., SARKODIE V.Y.O. 2022. Predictors for digital mapping of forest soil organic carbon stocks in different types of landscape. *Soil and Water Research*, 17: 69–79, DOI: 10.17221/4/2022-SWR
- BRAVO-OVIDEO A., RUIZ-PEINADO R., MODREGO P., ALONSO R., MONTERO G. 2015. Forest thinning impact on carbon stock and soil condition in Southern European populations of *P. sylvestris* L. *Forest Ecology and Management*, 357: 259–267. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.08.005
- BRUCKMAN V.J., YAN S., HOCHBICHLER E., GLATZEL G. 2011. Carbon pools and temporal dynamics along a rotation period in *Quercus* dominated high forest and coppice with standards stands. *Forest Ecology and Management*, 262: 1853–1862, DOI: 10.1016/j.foreco.2011.08.006
- BÜNTGEN U., URBAN O., KRUSIC P.J., RYBNÍČEK M., KOLÁŘ T., KYNCL T., AČ A., KOŇASOVÁ E., ČÁSLAVSKÝ J., ESPER J., WAGNER S., SAURER M., TEGEL W., DOBROVOLNÝ P., CHERUBINI P., REINIG F., TRNKA M. 2021. Recent European drought extremes beyond Common Era background variability. *Nature Geoscience*, 14 (4): 190–196. DOI: 10.1038/s41561-021-00698-0
- CIENCIALA E., EXNEROVÁ Z., MACKŮ J., HENŽLÍK V. 2006. Forest topsoil organic carbon content in Southwest Bohemia region. *Journal of Forest Science*, 52: 387–398.
- CIENCIALA E., ČERNÝ M., RUSS R., ZATLOUKAL V., BERANOVÁ J. 2015. Inventarizace krajiny CzechTerra. Vybrané výsledky šetření z let 2008/2009 a 2014/2015. *Lesnická práce*, 94 (10): 12 s., příloha.
- CLARKE N., GUNDERSEN P., JÖNSSON-BELYAZID U., KJØNAAS O.J., PERSSON Z., SIGURDSSON B.D., STUPAK I., VESTERDAL L. 2015. Influence of different tree-harvesting intensities on forest soil carbon stocks in boreal and northern temperate forest ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 351: 9–19. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.04.034
- COPERNICUS 2023. The Copernicus Atmosphere Monitoring Service [online]. European Centre for Medium-Range Weather Forecasts [cit. 2023-11-30]. Dostupné na/Available on <https://atmosphere.copernicus.eu/copernicus-record-breaking-wildfires-throughout-2023-boreal-wildfire-season>
- ČERNÝ M., CIENCIALA E., ZATLOUKAL V. 2015. Inventarizace krajiny CzechTerra. Co ukazuje opakované šetření z let 2008/2009 a 2014/2015? *Lesnická práce*, 94 (10): 33–35.
- DALMONECH D., MARANO G., AMTHOR J.S., CESCATTI A., LINDNER M., TROTTA C. 2022. Feasibility of enhancing carbon sequestration and stock capacity in temperate and boreal European forests via changes to management regimes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 327: 109203, DOI: 10.1016/j.agrformet.2022.109203
- DE VOS B., COOLS N., ILVESNIEMI H., VESTERDAL L., VANGUELOVA E., CARNICELLI S. 2015. Benchmark values for forest soil carbon stocks in Europe: Results from a large scale forest soil survey. *Geoderma*, 251–252: 33–46. DOI: 10.1016/j.geoderma.2015.03.008
- EGNELL G., JUREVICS A., PEICHL M. 2015. Negative effects of stem and stump harvest and deep soil cultivation on the soil carbon and nitrogen pools are mitigated by enhanced tree growth. *Forest Ecology and Management*, 338: 57–67. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.11.006
- EKBLAD A., WALLANDER H., GODBOLD D.L., CRUZ C., JOHNSON D., BALDRIAN P., BJÖRK R.G., EPRON D., KIELISZEWSKA-ROKICKA B., KJOLLER R., KRAIGHER H., MATZNER E., NEUMANN J., PLASSARD C.

2013. The production and turnover of extramatrical mycelium of ectomycorrhizal fungi in forest soils: role in carbon cycling. *Plant and Soil*, 366: 1–27. DOI: 10.1007/s11104-013-1630-3
- ELIASSON P., SVENSSON M., OLSSON M., ÅGREN G.I. 2013. Forest carbon balances at the landscape scale investigated with the Q model and the CoupModel – Responses to intensified harvests. *Forest Ecology and Management*, 290: 67–78. DOI: 10.1016/j.foreco.2012.09.007
- FAHEY T.J., WOODBURY P.B., BATTLES J.J., GOODALE C.L., HAMBURG S.P., OLLINGER S.V., WOODALL C.W. 2009. Forest carbon storage: ecology, management, and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 8: 245–252. DOI: 10.1890/080169
- FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020. Main report. Roma, FAO: 164 s. DOI: org/10.4060/ca9825en
- FENG J., HE K., ZHANG Q., HAN M., ZHU B. 2022. Changes in plant inputs alter soil carbon and microbial communities in forest ecosystems. *Global Change Biology*, 28: 3426–3440. DOI: 10.1111/gcb.16107
- FINÉR L., DOMISCH T., DAWUD S.M., RAULUND-RASMUSSEN K., VESTERDAL L., BOURIAUD O., BRUELHEIDE H., JAROSZEWICZ B., SELVI F., VALLADARES F. 2017. Conifer proportion explains fine root biomass more than tree species diversity and site factors in major European forest types. *Forest Ecology and Management*, 406: 330–350. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.09.017
- FISHER R.F., BINKLEY D. 2000. Ecology and management of forest soils. New York, John Wiley & Sons: 489 s.
- FLEISCHER P. jr., HOLKO L., CELER S., ČEKOVSKÁ L., ROZKOŠNÝ J., ŠKODA P., OLEJÁR L., FLEISCHER P. 2020. Carbon balance and streamflow at a small catchment scale 10 years after the severe natural disturbance in the Tatra Mts., Slovakia. *Water*, 12: 2917. DOI: 10.3390/w12102917
- FRIEDLINGSTEIN P., O'SULLIVAN M., JONES M.W., ANDREW R.M., HAUCK J., OLSEN A., PETERS G.P., PETERS W., PONGRATZ J., SITCH S., LE QUÉRÉ C., CANADELL J.G., CIAIS P., JACKSON R.B., ALIN S., ARAGÃO L.E.O.C., ARNETH A., ARORA V., BATES N.R., BECKER M., BENOIT-CATTIN A., BITTIG H.C., BOPP L., BULTAN S., CHANDRA N., CHEVALLIER E., CHINI L.P., EVANS W., FLORENTIE L., FORSTER P.M., GASSER T., GEHLEN M., GILFILLAN D., GKRTZALIS T., GREGOR L., GRUBER N., HARRIS I., HARTUNG K., HAVERD V., HOUGHTON R.A., ILYINA T., JAIN A.K., JOETZJER E., KADONO K., KATO E., KITIDIS V., KORSBAKKEN J.I., LANDSCHÜTZER P., LEFÈVRE N., LENTON A., LIENERT S., LIU Z., LOMBARDOZZI D., MARLAND G., METZL N., MUNRO D.R., NABEL J.E.M.S., NAKAOKA S.-I., NIWA Y., O'BRIEN K., ONO T., PALMER P.I., PIERROT D., POULTER B., RESPLANDY L., ROBERTSON E., RÖDENBECK C., SCHWINGER J., SÉFÉRIAN R., SKJELVAN I., SMITH A.J.P., SUTTON A.J., TANHUA T., TANS P.P., TIAN H., TILBROOK B., VAN DER WERF G., VUICHARD N., WALKER A.P., WANNINKHOF R., WATSON, A. J., WILLIS D., WILTSHIRE A.J., YUAN W., YUE X., ZAEHLE S. 2020. Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data*, 12: 3269–3340. DOI: 10.5194/essd-12-3269-2020
- FRIEDLINGSTEIN P., JONES M.W., O'SULLIVAN M., ANDREW R.M., BAKKER D.C.E., HAUCK J., LE QUÉRÉ C., PETERS G.P., PETERS W., PONGRATZ J., SITCH S., CANADELL J.G., CIAIS P., JACKSON R.B., ALIN S.R., ANTHONI P., BATES N.R., BECKER M., BELLOUIN N., BOPP L., CHAU T.T.T., CHEVALLIER E., CHINI L.P., CRONIN M., CURRIE K.I., DECHARME B., DJEUTCHOUANG L.M., DOU X., EVANS W., FEELY R.A., FENG L., GASSER T., GILFILLAN D., GKRTZALIS T., GRASSI G., GREGOR L., GRUBER N., GÜRSES Ö., HARRIS I., HOUGHTON R.A., HURTT G.C., IDA Y., ILYINA T., LUIJKX I.T., JAIN A., JONES S.D., KATO E., KENNEDY D., KLEIN GOLDEWIJK K., KNAUER J., KORSBAKKEN J.I., KÖRTZINGER A., LANDSCHÜTZER P., LAUVST S.K., LEFÈVRE N., LIENERT S., LIU J., MARLAND G., MCGUIRE P.C., MELTON J.R., MUNRO D.R., NABEL J.E. M.S., NAKAOKA S.-I., NIWA Y., ONO T., PIERROT D., POULTER B., REHDER G., RESPLANDY L., ROBERTSON E., RÖDENBECK C., ROSAN T.M., SCHWINGER J., SCHWINGSHACKL C., SÉFÉRIAN R., SUTTON A.J., SWEENEY C., TANHUA T., TANS P.P., TIAN H., TILBROOK B., TUBIELLO F., VAN DER WERF G.R., VUICHARD N., WADA C., WANNINKHOF R., WATSON A.J., WILLIS D., WILTSHIRE A.J., YUAN W., YUE C., YUE X., ZAEHLE S., ZENG J. 2022. Global Carbon Budget 2021. *Earth System Science Data*, 14: 1917–2005. DOI: 10.5194/essd-14-1917-2022
- GARTEN C.T. 2011. Comparison of forest soil carbon dynamics at five sites along a latitudinal gradient. *Geoderma*, 167–168: 30–40. DOI: 10.1016/j.geoderma.2011.08.007
- GASSER T., CIAIS P. 2013. A theoretical framework for the net land-to-atmosphere CO₂ flux and its implications in the definition of „emissions from land-use change“. *Earth System Dynamics*, 4: 171–186. DOI: 10.5194/esd-4-171-2013
- GRELLE A., HEDWALL P.O., STRÖMGREN M., HÅKANSSON C. BERGH J. 2023. From source to sink-recovery of the carbon balance in young forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 330: 109290. DOI: 10.1016/j.agrformet.2022.109290
- GROSS C.D., HARRISON R.B. 2019. The case for digging deeper: Soil organic carbon storate, dynamics and controls in our changing world. *Soil Systems*, 3 (2): 28. DOI: 10.3390/soilsystems3020028
- GRÜNEBERG E., SCHÖNNIG I., RIEK W., ZICHE D., EVERS J. 2019. Carbon stock changes in German forest soils. In: Wellbrock N., Bolte A. (eds.): Status and dynamics of forests in Germany. Results of the national forest monitoring. Cham, Springer: 167–198. Ecological studies 237. ISBN 978-030-15734-0. DOI: 10.1007/978-3-030-15734-0
- GUCKLAND A., JACOB M., FLESSA H., THOMAS F.M., LEUSCHNER C. 2009. Acidity, nutrient stocks, and organic-matter content in soils of a temperate deciduous forest with different abundance of European beech (*Fagus sylvatica* L.). *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 172: 500–511. DOI: 10.1002/jpln.200800072
- HARMON M.E., BOND-LAMBERTY B., TANG J., VARGAS R. 2011. Heterotrophic respiration in disturbed forests: A review with examples from North America. *Journal of Geophysical Research*, 116: G00K04. DOI: 10.1029/2010JG001495
- HÖGBERG M.N., BRIONES M.J.I., KEEL S.G., METCALFE D.B., CAMPBELL C., MIDWOOD A.J., THORNTON B., HURRY V., LINDER S., NÄSHOLM T. 2010. Quantification of effects of season and nitrogen supply on tree below-ground carbon transfer to ectomycorrhizal fungi and other soil organisms in a boreal pine forest. *New Phytologist*, 187: 485–493. DOI: 10.1111/j.1469-8137.2010.03274.x
- HOLÁTKO J., HOLUBÍK O., HAMMERSCHMIEDT T., VOPRAVIL J., KINTL A., BRTNICKÝ M. 2022. Afforestation of agricultural land affects soil structural stability and related preconditions to resist drought. *Journal of Forest Science*, 68: 496–508. DOI: 10.17221/156/2022-JFS
- HÜBLOVÁ 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. *Journal of Environmental Management*, 290: 112567. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112567
- IPCC. 2021. Summary for Policymakers [online]. In: 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, Cambridge University Press: 31 s. [cit. 2023-11-28]. Dostupné na/Available on: https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/report/IPCC_AR6_WGI_SPM.pdf
- JAMES J., HARRISON R. 2016. The effect of harvest on forest soil carbon: a meta-analysis. *Forests*, 7: 308. DOI: 10.3390/f7120308
- 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*, 137: 253–268. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.09.003
- JANDL R., LEDERMANN T., KINDERMANN G., WEISS P. 2021. Soil organic carbon stock in mixed-deciduous and coniferous forests in Austria. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4: 688851. DOI: 10.3389/ffgc.2021.688851
- JANISCH J.E., HARMON M.E. 2002. Successional changes in the live and dead wood carbon stores: implications for net ecosystem productivity. *Tree Physiology*, 22: 77–89. DOI: 10.1093/treephys/22.2-3.77
- JOBÁGY E.G., JACKSON R.B. 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecological Application*, 10: 423–436. DOI: 10.2307/2641104
- JONARD M., MISSON L., PONETTE Q. 2006. Long-term thinning effects on the forest floor and the foliar nutrient status of Norway spruce stands in the Belgian Ardennes. *Canadian Journal of Forest Research*, 36: 2684–2695. DOI: 10.1139/X06-153
- JURGENSEN M., TARPEY R., PICKENS J., KOLKA R., PALIK B. 2012. Long-term effect of silvicultural thinnings on soil carbon and nitrogen pools. *Soil Society of America Journal*, 76: 1418–1425. DOI: 10.2136/sssaj2011.0257
- KAMMER A., SCHMIDT M.W.I., HAGEDORN F. 2012. Decomposition pathways of ¹³C-depleted leaf litter in forest soils of the Swiss Jura. *Biogeochemistry*, 108: 395–411, <https://doi.org/10.1007/s10533-011-9607-x>
- KAYLER Z., JANOWIAK M., SWANSTON C. 2017. Global Carbon. (June, 2017). U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Climate Change Resource Center. Dostupné na/Available on: <https://www.fs.usda.gov/ccrc/topics/global-carbon>
- KNAUF M., KÖHL M., MUES V., OLSCHOFKY K., FRÜHWALD A. 2015. Modeling the CO₂-effects of forest management and wood usage on a regional basis. *Carbon Balance and Management*, 10: 13. DOI: 10.1186/s13021-015-0024-7
- KÖHL M., LASCO R., CIUFENTES M., JONSSON Ö, KORHONEN K.T., MUNDHENK P., DE JESUS NAVAR J., STINSON G. 2015. Changes in forest production, biomass and carbon: Results from the 2015 UN FAO Global Forest Resource Assessment. *Forest Ecology and Management*, 352: 21–34. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.05.036
- KOHOUT P., CHARVÁTOVÁ M., ŠTURSOVÁ M., MAŠÍNOVÁ T., TOMŠOVSKÝ M., BALDRIAN P. 2018. Clearcutting alters decomposition processes and initiates complex restructuring of fungal communities in soil and tree roots. *ISME Journal*, 12: 692–703. DOI: 10.1038/s41396-017-0027-3
- KÖSTER K., PÜTTSEPP U., PUMPANEN J. 2011. Comparison of soil CO₂ flux between uncleared and cleared windthrow areas in Estonia and Latvia. *Forest Ecology and Management*, 262: 65–70. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.09.023
- KUČERA M., ADOLT R. (eds.) 2019. Národní inventarizace lesů v České republice, výsledky druhého cyklu 2011–2015. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem: 439 s. ISBN 978-80-88184-23-2
- KUPKA I., PODRÁZSKÝ V. 2010. Vliv druhového složení porostů na zalesněné zemědělské půdě na pedofyzikální vlastnosti a poutání uhlíku v povrchových horizontech. In: Pěstování lesů v nižších vegetačních stupních. Křtiny 6. – 8. 9. 2010. Brno, MENDELU, LDF: 71–76.
- KURZ W.A., DYMOND C.C., STINSON G., RAMPLEY G.J., NEILSON E.T., CARROLL A.L., EBATA T., SAFRANYIK L. 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987–990. DOI: 10.1038/nature06777
- LAGANIÈRE J., ANGERS D.A., PARÉ D. 2010. Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16: 439–453. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2009.01930.x
- LAGANIÈRE J., CAVARD X., BRASSARD B., PARÉ D., BERGERON Y., CHEN H.Y.D. 2015. The influence of boreal tree species mixtures on ecosystem carbon storage and fluxes. *Forest Ecology and Management*, 354: 119–129. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.06.029
- LAL R. 2005. Forest soils and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 220: 242–258. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.08.015
- LAMB R.L., HURTT G.C., BOUDREAU T.J., CAMPBELL E., SEPÚLVERDA CARLO E.A., CHU H.-H., DE MOY J., DUBAYAH R.O., GONSALVES D., GUY M., HULTMAN N., LEHMAN S., LEON B., LISTER A., LYNCH C., MA L., MARTIN C., ROBBINS N., RUDEE A., SILVA C.E., SKOGLUND C., TANG H. 2021. Context and future directions for integrating forest carbon into sub-national climate mitigation planning in the RGGI region of the U.S. *Environmental Research Letters*, 16 (6): 063001. DOI: 10.1088/1748-9326/abe6c2
- LAPORTE M.F., DUCHESNE L.C., MORRISON I.K. 2003. Effect of clearcutting, selection cutting, shelterwood cutting and microsites on soil surface CO₂ efflux in a tolerant hardwood ecosystem of northern Ontario. *Forest Ecology and Management*, 174: 565–575. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00072-5
- LARCHER W. 1988. Fyziologická ekologie rostlin. Praha, Academia: 361 s.
- LESKINEN P., CARDELLINI G., GONZÁLEZ-GARCÍA S., HURMEKOSKI E., SATHRE R., SEPPÄLÄ J., SMYTH C., STERN T., VERKERK J.T. 2018. Substitution effects of wood-based products in climate change mitigation. *From Science to Policy 7*. European Forest Institute: 27 s. DOI: 10.36333/fs07
- LINDAUER M., SCHMIDT H.P., GROTE R., MAUDER M., STEINBRECHER R., WOLPERT B. 2014. Net ecosystem exchange over a non-cleared wind-throw-disturbed upland spruce forest – Measurements and simulations. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197: 219–234. DOI: 10.1016/j.agrformet.2014.07.005
- LINDROTH A., LAGERGREN F., GRELE A., KLEMEDTSSON L., LANGVALL O., WESLIEN P., TUULIK J. 2009. Storms can cause Europe-wide reduction in forest carbon sink. *Global Change Biology*, 15: 346–355. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2008.01719.x
- LISKI J., WESTMAN C.J. 1995. Density of organic carbon in soil at coniferous forest sites in southern Finland. *Biogeochemistry*, 29: 183–197. DOI: 10.1007/BF02186047
- LISKI J., PERRUCHOUD D., KARJALAINEN T. 2002. Increasing carbon in the forest soils of western Europe. *Forest Ecology and Management*, 169: 159–175. DOI: 10.1016/S0378-1127(02)00306-7
- LISKI J., LEHTONEN A., PALOSUO T., PELTONIEMI M., EGGERS T., MUUKKONEN P., MÄKIPÄÄ R. 2006. Carbon accumulation in Finland's forests 1922–2004 – an estimate obtained by

- combination of forest inventory data with modelling of biomass, litter and soil. *Annals of Forest Science*, 63: 687–697. DOI: 10.1051/forest:2006049
- LUNDMARK T., BERGH J., NORDIN A., FAHLVIK N., POUDEL B.C. 2016. Comparison of carbon balances between continuous-cover and clear-cut forestry in Sweden. *Ambio*, 45 (Suppl. 2): S203–S213. DOI: 10.1007/s13280-015-0756-3
- LUYSSAERT S., SCHULZE E.D., BÖRNER A., KNOHL A., HESSENMÖLLER D., LAW, B.E., CIAIS P., GRACE J. 2008. Old-growth forests and global carbon sink. *Nature*, 455: 213–215. DOI: 10.1038/nature07276
- MAILLARD F., LEDUC V., BACH C., THÉBAULT E., REICHARD A., MORIN E., SAINT-ANDRÉ L., ZELLER B., BUÉE M. 2023. Aboveground organic matter removal reshapes soil microbial functional group balance in temperate forests. *Applied Soil Ecology*, 184: 104776. DOI: 10.1016/j.apsoil.2022.104776
- MÄKIPÄÄ R., LINKOSALO T., KOMAROV A., MÄKELÄ A. 2015. Mitigation of climate change with biomass harvesting in Norway spruce stands: are harvesting practices carbon neutral? *Canadian Journal of Forest Research*, 45: 217–225. DOI: 10.1139/cjfr-2014-0120
- MÄKIPÄÄ R., ABRAMOFF R., ADAMCZYK B., BALDY V., BIRYOL C., BOŠELA M., CASALS P., YUSTE J.C., DONDINI M., FILIPEK S., GARCIA-PAUSAS J., GROS R., GÖMÖRYOVÁ E., HASHIMOTO S., HASSEGAWA M., IMMONEN P., LAIHO R., LI H.H., LI Q., LUYSSAERT S., MENIVAL C., MORI T., NAUDTS K., SANTONJA M., SMOLANDER A., TORIYAMA J., TUPEK B., UBEDA X., VERKERK P.J., LEHTONEN A. 2023. How does management affect soil C sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. *Forest Ecology and Management*, 529: 120637. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120637
- MARKOVÁ I., JANOUŠ, D., PAVELKA M., MACKŮ J., HAVRÁNKOVÁ K., REJŠEK K., MAREK M.V. 2016. Potential changes in Czech forest soil carbon stocks under different climate change scenarios. *Journal of Forest Science*, 62: 537–544. DOI: 10.17221/103/2015-JFS
- MATTHEWS B., MAYER M., KATZENSTEINER K., GODBOLD D. 2017. Turbulent energy and carbon dioxide Exchange along an early-successional windthrow chronosequence in the European Alps. *Agriculture and Forest Meteorology*, 232: 576–594. DOI: 10.1016/j.agrformet.2016.10.011
- MAYER M., PRESCOTT C.E., ABAKER W.E.A., AUGUSTO L., CÉCILLON L., FERREIRA G.W.D., JAMES J., JANDL R., KATZENSTEINER K., LACLAU J.P., LAGANIÈRE J., NOUVELLON Y., PARÉ D., STANTURF, J.A., VANGUELOVA E.I., VESTERDAL L. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466: 118127. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118127
- MCGRATH M.J., SCHULTE-FROHLINDE A., LUYSSAERT S. 2023. New ways for (in)validating the forest carbon neutrality hypothesis. *Global Change Biology*, 30 (1): e16982. DOI: 10.1111/gcb.16982
- MELIN Y., PETERSSON H., ENGEL G. 2010. Assessing carbon balance trade-offs between bioenergy and carbon sequestration of stumps at varying time scales and harvest intensities. *Forest Ecology and Management*, 260: 536–542. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.05.009
- MINER R., PEREZ-GARCÍA J. 2007. The greenhouse gas and carbon profile of the global forest products industry. *Forest Product Journal*, 57: 80–90.
- MJÖFORS K., STRÖMGREN M., NOHRSTEDT H.Ö., JOHANSSON M.B., GÄRDENÄS A.I. 2017. Indications that site preparation increases forest ecosystem carbon stocks in the long term. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32: 717–725. DOI: 10.1080/02827581.2017.1293152
- MO L., ZOHNER C.M., REICH P.B., LIANG J., DE MIGUEL S., NABUURS G.-J., RENNER S.S., VAN DEN HOOGEN J., ARAZA A., HEROLD M., MIRZAGHOLI L., MA H., AVERILL C., PHILLIPS O.L., GAMARRA J.G.P., HORDIJK I., ROUTH D., ABEGG M., ADOU YAO Y.C., ... CROWTHER T.W. 2023. Integrated global assessment of the natural forest carbon potential. *Nature*, 624: 92–101. DOI: 10.1038/s41586-023-06723-z
- MZe. 2022. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2021. Ministerstvo zemědělství: 140 s. ISBN 978-80-7434-669-9
- NAKANE J. 1976. An empirical formulation of the vertical distribution of carbon concentration in forest soils. *Japanese Journal of Ecology*, 26: 171–174.
- NAVE L.E., VANCE E.D., SWANSTON C.W., CURTIS P. 2009. Impact of elevated N inputs on north temperate forest soil C storage, C/N and net N-mineralization. *Geoderma*, 153: 231–240. DOI: 10.1016/j.geoderma.2009.08.012
- NAVE L.E., VANCE E.D., SWANSTON C.W., CURTIS P. 2010. Harvest impacts on soil carbon storage in temperate forests. *Forest Ecology and Management*, 259: 857–866. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.12.009
- NAVE L.E., VANCE E.D., SWANSTON C.W., CURTIS P. 2011. Fire effects on temperate forest soil C and N storage. *Ecological Applications*, 21: 1189–1201. DOI: 10.1890/10-0660.1
- NIEMINEN M. 2004. Export of dissolved organic carbon, nitrogen and phosphorus following clear-cutting of three Norway spruce forests growing on drained peatlands in southern Finland. *Silva Fennica*, 38: 123–132. DOI: 10.14214/sf.422
- NILSEN P., STRAND L.T. 2008. Thinning intensity effects on carbon and nitrogen stores and fluxes in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand after 33 years. *Forest Ecology and Management*, 256: 201–208. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.04.001
- NOORMETS A., EPRON D., DOMEJ C., MCNULTY S.G., FOX T., SUN G., KING J.S. 2015. Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: A review and hypothesis. *Forest Ecology and Management*, 355: 124–140. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.05.019
- NUNES L.J.R., MEIRELES C.I.R., PINTO GOMES D.J., ALMEIDA RIBERIO N.M.C. 2020. Forest contribution to climate change mitigation: management oriented to carbon capture and storage. *Climate*, 8 (2): 21. DOI: 10.3390/cli8020021
- OLSSON P., LINDER S., GIESLER R., HÖGBERG P. 2005. Fertilization of boreal forest reduces both autotrophic and heterotrophic soil respiration. *Global Change Biology*, 11: 1745–1753. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.001033.x
- OLSSON B.A., STAAF H., LUNDKVIST H., BENGTTSSON J., ROSÉN K. 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management*, 82: 19–32. DOI: 10.1016/0378-1127(95)03697-0
- PALVIAINEN M., FINÉR L., KURKA A.-M., MANNERKOSKI H., PIIRAINEN S., STARR M. 2004. Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forests. *Plant and Soil*, 263: 53–67. DOI: 10.1023/B:PLSO.0000047718.34805.fb
- PAN Y., BIRDSEY R.A., PHILLIPS O.L., JACKSON R.B. 2013. The structure, distribution, and biomass of the world's forests. *Annual Review of Ecology Evolution, and Systematics*, 44: 593–622. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-110512-135914

- PAUL K.I., POLGLASE P.J., NYAKUENGAMA J.G., KHANNA P.K. 2002. Change in soil carbon following afforestation. *Forest Ecology and Management*, 168: 241–257. DOI: 10.1016/S0378-1127(01)00740-X
- PELLEGRINI A.F.A., AHLSTRÖM A., HOBBIIE S.E., REICH P.B., NIERADZIK L.P., STAYER A.C., SCHARENBRUCH B.C., JUMPPONEN A., ANDEREGG W.R.L., RANDERSON J.T. 2018. Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. *Nature*, 553: 194–198. DOI: 10.1038/nature24668
- PIELKE R., PRINS G., RAYNER S., SAREWITZ D. 2007. Climate change 2007. *Nature*, 445: 597–598. DOI: 10.1038/445597a
- PODRÁZSKÝ V., NOVÁK J., MOSER W.K. 2005. Vliv výchovných zásahů na množství a charakter nadložního humusu v horském smrkovém porostu. *Zprávy lesnického výzkumu*, 50: 9–12.
- PODRÁZSKÝ V., VIEWEGH J. 2005. Comparison of humus form state in beech and spruce parts of the Žákova hora National Nature Reserve. *Journal of Forest Science*, 51 (Special Issue): 29–37. DOI: 10.17221/11846-JFS
- POST W.M., KWON K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6: 317–327. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x
- PÖTZELSBERGER E., HASENAUER H. 2015. Soil change after 50 years of converting Norway spruce dominated age class forests into single tree selection forests. *Forest Ecology and Management*, 338: 176–182. DOI: 10.1016/j.foreco.2014.11.026
- PRESCOTT C.E., REID A., WU S.Y., NILSSON M.C. 2017. Decomposition rates of surface and buried forest-floor material. *Canadian Journal of Forest Research*, 47: 1140–1144. DOI: 10.1139/cjfr-2016-0533
- PRESCOTT C.E., GRAYSTON S.J. 2023. TAMM review: continuous root forestry – Living roots sustain the belowground ecosystem and soil carbon in managed forests. *Forest Ecology and Management*, 532: 120848. DOI: 10.1016/j.foreco.2023.120848
- RASSE D.P., LONGDOZ B., CEULEMANS R. 2001. TRAP: a modelling approach to below-ground carbon allocation in temperate forests. *Plant and Soil*, 229: 281–293. DOI: 10.1023/A:1004832119820
- REBANE S., JOGISTE K., POLDVEER E., STANTURF J.A., METSLAID M. 2019. Direct measurements of carbon exchange at forest disturbance sites: a review of results with the eddy covariance method. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 34 (7): 585–597. DOI: 10.1080/02827581.2019.1659849
- REBANE S., JÖGISTE K., KIVISTE A., STANTURF J.A., METSLAID M. 2020. Patterns of carbon sequestration in a young forest ecosystem after clear-cutting. *Forests* 11 (2): 126. DOI: 10.3390/f11020126
- ROCK J., BADECK F.W., HARMON M.E. 2008. Estimating decomposition rate constants for European tree species from literature sources. *European Journal of Forest Research*, 127: 301–313. DOI: 10.1007/s10342-008-0206-x
- ROY S., LEBAN J.M., ZELLER B., VAN DER HEIJDEN G., REICHARD A., GEHIN M.C., SANTENOISE P., SAINT-ANDRE L. 2002. Removing harvest residues from hardwood stands affects tree growth, wood density and stem wood nutrient concentration in European beech (*Fagus sylvatica*) and oak (*Quercus* spp.). *Forest Ecosystems*, 9: 100014. DOI: 10.1016/j.fecs.2022.100014
- RUDEL T.K., MEYFROIDT P., CHAZDON R., BONGERS F., SLOAN S., GRAU R.H., VAN HOLT T., SCHNEIDER L. 2020. Whither the forest transition? Climate change, policy responses, and redistributed forests in the twenty-first century. *Ambio*, 49:74–84. DOI: 10.1007/s13280-018-01143-0
- SARKODIE V.Y.O., VAŠÁT R., POULADI N., ŠRÁMEK V., SÁŇKA M., FADRHOŇOVÁ V., NEUDERTOVÁ HELLEBRANDOVÁ K., BORŮVKA L. 2023. Predicting soil organic carbon stocks in different layers of forest soils in the Czech Republic. *Geoderma Regional*, 34: e00658. DOI: 10.1016/j.geodrs.2023.e00658
- SEDDON N., SMITH A., SMITH P., KEY I., CHAUSSON A., GIRARDIN C., HOUSE J., SRIVASTAVA S., TURNER B. 2021. Getting the message right on nature-based solutions to climate change. *Global Change Biology*, 27: 1518–1546. DOI: 10.1111/gcb.15513
- SCHULZE E.D., BOURIAUD O., IRSLINGER R., VALENTINI R. 2022. The role of wood harvest from sustainably managed forests in the carbon cycle. *Annals of Forest Science*, 79: 17. DOI: 10.1186/s13595-022-01127-x
- SKOVGAARD J.P., STUPAK I., VESTERDAL L. 2006. Distribution of biomass and carbon in even-aged stands of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): A case study on spacing and thinning effects in northern Denmark. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 21: 470–488. DOI: 10.1080/02827580601056268
- SLODIČÁK M., NOVÁK J., SKOVGAARD J.P. 2005. Wood production, litter fall and humus accumulation in a Czech thinning experiment in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management*, 209: 157–166. DOI: 10.1016/j.foreco.2005.01.011
- SMITHWICK E.A.H., HARMON M.E., REMILLARD S.M., ACKER S.A., FRANKLIN J.F. 2002. Potential upper bounds of carbon stores in forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications*, 12: 1303–1317. DOI: 10.1890/1051-0761(2002)012[1303:PUBOCS]2.0.CO;2
- SMYTH C., KURZ W.A., RAMPLEY G., LEMPRIÈRE T.C., SCHWAB O. 2017. Climate change mitigation potential of local use of harvest residues for bioenergy in Canada. *GCB-Bioenergy*, 9: 817–822. DOI: 10.1111/gcbb.12387
- STOCKMANN U., ADAMS M.A., CRAWFORD J.W., FIELD D.J., HENAKAARCHCHI N., JENKINS M., MINASNY B., MCBRATNEY A.B., DE REMY DE COURCELLES V., SINGH K., WHEELER I., ABBOTT L., ANGERS D.A., BALDOCK J., BIRD M., BROOKES P.C., CHENU C., JASTROW J.D., LAL R., LEHMANN J., O'DONNELL A.G., PARTON W.J., WHITEHEAD J., ZIMMERMANN J. 2013. The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 164: 80–99. DOI: 10.1016/j.agee.2012.10.001
- STRASSBURG B.B.N., IRIBARREM A., BEYER H.L., CORDEIRO C.L., CROUZEILLES R., JAKOVAC C.C., JUNQUEIRA A.B., LACERDA E., LATAWIEC A.E., BALMFORD A., BROOKS T.M., BUTCHART S.H.M., CHAZDON R.L., ERB K.H., BRANCALION P., BUCHANAN G., COOPER D., DÍAZ S., DONALD P.F., KAPOV V., LECLÈRE D., MILES L., OBERSTEINER M., PLUTZAR C., SCARAMUZZA C.A.D., SCARANO F.R., VISCONTI P. 2020. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, 586: 724–729. DOI: 10.1038/s41586-020-2784-9
- SVOBODA M., PODRÁZSKÝ V. 2005. Forest decline and pedobiological characteristics of humus forms in the Šumava National Park. *Journal of Forest Science*, 51: 141–146. DOI: 10.17221/4552-JFS
- SVOBODOVÁ H., HLAVÁČKOVÁ P. 2023. Forest as a source of renewable material to reduce the environmental impact of buildings. *Journal of Forest Science*, 69: 451–462. DOI: 10.17221/65/2023-JFS
- ŠANTRŮČKOVÁ H., CIENCIALA E., KAŇA J., KOPÁČEK J. 2019. The chemical composition of forest soils and their degree of acidity in Central Europe. *Science of The Total Environment*, 687: 96–103. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.06.078
- ŠPULÁK O., KACÁLEK D., BARTOŠ J., LEUGNER J. 2023. The early impact of mixed canopies with Norway spruce, European beech and silver

- fir on a new forest floor. *European Journal of Forest Research*, 142: 851–863. DOI: 10.1007/s10342-023-01557-w
- ŠRÁMEK V., FADRHOŇOVÁ V., VORTELOVÁ L., LOMSKÝ B. 2012. Development of chemical soil properties in the western Ore Mts. (Czech Republic) 10 years after liming. *Journal of Forest Science*, 58: 57–66.
- ŠRÁMEK V., FADRHOŇOVÁ V., NEUDERTOVÁ HELLEBRANDOVÁ K., NOVOTNÝ R. 2021. Doporučené metody nakládání s těžebními zbytky v lesních porostech s významnou produkční funkcí z hlediska udržitelnosti bilance hlavních živin. Certifikovaná metodika. Strnady, VŮLHM: 57 s. *Lesnický průvodce 3/2021*.
- TATTERSALL SMITH C., BRIGGS R.D., STUPAK I., PREECE C., REZAI-STEVENS A., BARUSCO B., ROTH B.E., FERNANDEZ I.J., SIMPSON M. 2022. Effects of whole-tree and stem-only clearcutting on forest floor and soil carbon and nutrients in a balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) and red spruce (*Picea rubens* Sarg.) dominated ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 519: 120325. DOI: 10.1016/j.foreco.2022.120325
- TRETTIN C.C., JURGENSEN M.F., GALE M.R., McLAUGHLIN J.W. 2011. Recovery of carbon and nutrient pools in a northern forested wetland 11 years after harvesting and site preparation. *Forest Ecology and Management*, 262: 1826–1833. DOI: 10.1016/j.foreco.2011.07.031
- VASÁT R., KOMPRDOVÁ K., NEUDERTOVÁ HELLEBRANDOVÁ K., ŠRÁMEK V., BORŮVKA L., SÁŇKA M., SÁŇKA O., FADRHOŇOVÁ V., ČECHMÁNKOVÁ J. 2021. Zásoby prvků v nadložním organickém horizontu lesních půd a zásoby uhlíku v celém půdním profilu. Soubor map. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 25 s.
- VESTERDAL L., DALSGAARD M., FELBY C., RAULUND-RASMUSSEN K., JØRGENSEN B.B. 1995. Effects of thinning and soil properties on accumulation of carbon, nitrogen and phosphorus in the forest floor of Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 77 (1–3): 1–10. DOI: 10.1016/0378-1127(95)03579-Y
- VESTERDAL L., CLARKE N., SIGURDSSON B.D., GUNDERSEN P. 2013. Do tree species influence soil carbon stocks in temperate and boreal forests? *Forest Ecology and Management*, 309: 4–18. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.01.017
- VOKOUN J., MACKŮ J. 1993. Klasifikační systém lesních půd. *Brandýs nad Labem, ÚHŮL Brandýs nad Labem*: 54 s.
- WĘGIEL A., JAKUBOWSKI J., MOLIŇSKA-GLURA M., POLOWY K., WĘGIEL J., GORNOWICZ R. 2023. Effect of logging residue removal and mechanical site preparation on productivity of the subsequent Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) stands. *Annals of Forest Science*, 80: 5. DOI: 10.1186/s13595-023-01175-x
- WELLBROCK N., GRŮNEBERG E., RIEDEL T., POLLEY H. 2017. Carbon stocks in tree biomass and soils of German Forests. *Central European Forestry Journal*, 63: 105–112. DOI: 10.1515/forj-2017-0013
- WICKLAND K.P., NEFF J.C. 2008. Decomposition of soil organic matter from boreal black spruce forest: environmental and chemical controls. *Biogeochemistry*, 87: 29–47. DOI: 10.1007/s10533-007-9166-3
- WISE D.H., SCHAEFER M. 1994. Decomposition of leaf-litter in a mull beech forest – comparison between canopy and herbaceous species. *Pedobiologia*, 38: 269–288.
- WRB. 2022. World reference base for soil resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Vienna, International Union of Soil Sciences (IUSS): 236 s. ISBN 979-8-9862451-1-9
- XIAO J-L., ZENG F., HE Q-L., YAO Y-X., HAN X., SHI W-Y. 2021. Responses of forest carbon cycle to drought and elevated CO₂. *Atmosphere*, 12: 212. DOI: 10.3390/atmos12020212
- YAN Y. 2018. Integrate carbon dynamic models in analyzing carbon sequestration impact of forest biomass harvest. *Science of the Total Environment*, 615: 581–587. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.09326
- YANAI R.D., CURRIE W.S., GOODALE C. 2003. Soil carbon dynamics after forest harvest: and ecosystem paradigm reconsidered. *Ecosystems*, 6: 197–212. DOI: 10.1007/s10021-002-0206-5
- YOUSSEFFOUR R., NAKAMURA N., MATSUMURA N. 2020. Forest management approaches for climate change mitigation and adaptation: a comparison between Germany and Japan. *Journal of Sustainable Forestry*, 39: 635–653. DOI: 10.1080/10549811.2020.1771376
- ZHANG X., GUAN D.X., LI W.B., SUN D., JIN C.J., YUAN F.H., WANG A.Z., WU J.B. 2018. The effects of forest thinning on soil carbon stocks and dynamics: A meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 429: 36–43. DOI: 10.1016/j.foreco.2018.06.027

CARBON STORAGE IN FOREST SOILS AND FOREST MANAGEMENT - A REVIEW

SUMMARY

Forest ecosystems represent important stock of carbon, both in forest biomass and forest soils. Reinforcement of carbon storage in forest soil may thus be a significant tool for mitigating global climate change. On the other hand, management procedures that lead to releasing carbon from forest soil generate a serious risk for the global balance of greenhouse gases and potentially contribute to global warming. Studies aimed at carbon stock in forest soils and the way it is affected by forestry operation with the focus on the Central European/Czech region are reviewed and discussed. Generally, methods that enhance forests' vitality and stability are more important than special procedures aimed at carbon sequestration only, as the major risk for carbon stock in forest soils is represented by large-scale disturbances. Tree species composition has to be changed from the prevailing Norway spruce stands to more diverse forests with increased share of broadleaves and more common use of tree mixtures to increase the forest resilience. This will probably lead to a decrease in organic matter stock in the upper organic soil layer. In the long-term, however, an increase in organic carbon in deeper layers of mineral soil can also be expected. Sensitive methods of logging and forest restoration are recommended with minimal opening of the crown layer as continuous-cover forestry, selection or shelterwood system. A longer rotation period may be beneficial for soil carbon sequestration, assuming that the forest stand is still vital and resilient. Clear-cuts, if needed for reproduction of light demanding tree species, have to be of limited area (maximally 1 ha according to Forest Act) and, if possible, not significantly wider than the height of the neighbouring forest. Large clear-cuts (eg. after bark beetle outbreak) should be reforested in a short time by natural or artificial regeneration. Soil preparation (ploughing, milling) is only advisable on sites where it will considerably speed up the formation of new forest stand and forest micro-climate. The sustainable quality of forest soils is a necessary condition for both the health of forest ecosystems and enhanced carbon sequestration. Therefore, caution should be taken when using logging residues (branches, bark, foliage), which contain non-negligible store of nutrients. In case of whole tree harvesting or exporting of logging residues, for example, for energy production, the reasonable way of base cations and other nutrients recovery in forest soils should be employed. Recycling of wood ash, fertilizing, liming or their combination may be an appropriate procedure in such conditions. On the other hand, nitrogen fertilization, which led to increased soil carbon stock in Scandinavian countries, is not recommendable in the Central European area with its long history of extreme sulphur and nitrogen deposition. As already mentioned, all activities preventing large-scale forest disturbances are of key importance for carbon sequestration. This applies to windthrows, pest outbreaks but especially to forest fires. This optic should also be used for nature-protected forests. Ecosystems without management intervention could potentially increase their carbons stock in both soil and biomass, but only if the disturbances can be excluded.

Zasláno/Received: 03. 01. 2023

Přijato do tisku/Accepted: 18. 01. 2023