



SS02030018 Centrum pro krajinu a biodiverzitu

WP B2 Biogeochemická odezva lesních ekosystémů

WA B2.1 Biogeochemické cykly ekologicky významných prvků a evoluce půd

Zásoby ekologicky významných prvků v přírodě blízkých a hospodářských lesích

SS02030018-V22

Filip Oulehle, Jan Svoboda, Tomáš Chuman, Pavel Šamonil, Jeňýk Hofmeister
Česká geologická služba

2025

**T A
Č R**

Tento projekt je spolufinancován se státní podporou
Technologické agentury ČR a Ministerstva životního
prostředí v rámci **Programu Prostředí pro život**.

www.tacr.cz www.mzp.cz

Zásoby ekologicky významných prvků v přírodě blízky a hospodářských lesích

SS02030018-V22

Specializovaná mapa s odborným obsahem

1. Úvod

Lesní půdy zdaleka neslouží stromům pouze pro to, aby neupadly. Jsou zdrojem živin, které jsou nezbytné pro zdárný růst a tím pro produkci lesní biomasy. Produktivita lesních ekosystémů je vedle klimatického omezení, limitována dostupností živin. Historicky hlavní limitní živinou byl/je dusík (N); prvek, jehož původ nepramení ze zvětrávání matečné horniny, ale je plně závislý na akumulaci z atmosféry, kde je jeho množství v podstatě neomezené (78 % atmosféry tvoří N_2). Přirozená cesta dusíku z atmosféry do půd může být realizována dvojím způsobem. První cesta vede přes mikroorganismy, kteří vážou (fixují) atmosférický dusík a převádějí jej do forem přístupných rostlinám, především na amonné ionty. V lesním prostředí probíhá fixace několika způsoby. Nejvýznamnější je symbiotická fixace, kdy specializované bakterie žijí v kořenech určitých dřevin a poskytují jim dusík výměnou za organické látky. Typickým příkladem jsou bobovité dřeviny hostící bakterie rodu *Rhizobium* nebo olše, které vytvářejí symbiózu s aktinomycetami rodu *Frankia*. Tyto druhy obohacují půdu o značné množství dusíku a hrají důležitou roli zejména v mladých, pionýrských lesích. Kromě toho se vyskytuje asociativní fixace, kdy volně žijící bakterie využívají kořenové exudáty, aniž by vytvářely klasické symbiotické orgány. Menší, ale nepřetržitý příspěvek představuje i volná fixace v půdě a opadu, kde dusík vážou různé bakterie a sinice. Intenzita biologické fixace závisí na dostupnosti uhlíku, fosforu a stopových prvků potřebných pro činnost enzymu nitrogenázy, na vlhkosti a teplotě prostředí a také na tom, zda je dusík v půdě již dostatečně k dispozici (Tahovská et al. 2023). Celkově tak biologická fixace dusíku představuje klíčový vstup tohoto prvku do lesních ekosystémů, zejména v oblastech s nízkou atmosférickou depozicí. V prostředí jen mírně ovlivněném lidskou činností se část dusíku do ekosystému lesa dostává

i depozicí ve srážkách, tedy druhou přirozenou cestou, kdy při elektrických výbojích v atmosféře při bouřkách dochází k extrémně vysokým teplotám, které narušují stabilní trojnou vazbu v molekule N_2 . Volné atomy dusíku se pak velmi rychle slučují s kyslíkem a vznikají oxidy dusíku (NO a NO_2 , souhrnně NO_x). Tyto plyny se následně rozpouštějí ve vodních kapkách v oblacích a přeměňují se na kyselinu dusičnou (HNO_3) nebo se přímo ukládají jako dusičnany (NO_3^-). Konečným výsledkem je mokrá depozice dusíku, tedy vnášení dusičnanů do půdy prostřednictvím deště. V menší míře probíhá i suchá depozice, kdy oxidy dusíku nebo jejich částice klesají na povrch vegetace a půdy. S nástupem průmyslové revoluce v polovině 19. století a akcelerací zemědělské produkce díky syntéze umělých dusíkatých hnojiv v první polovině 20. století, se emise dusíku z průmyslu, dopravy a zemědělství řádově zvedly. Důsledkem čehož akcelerovala depozice dusíku, s vrcholem na našem území v 80. letech 20. století. Socioekonomické změny v posledních dekádách pak zapříčinily pokles emisí N a tím i depozice N do lesů, nicméně průměrné depozice N jsou často stále nad limitem, který jsou ekosystémy schopny bez následků vstřebat. Detailní časový vývoj depozice N na našem území je možné najít ve výsledku V19 „Depozice dusíku a síry na území ČR mezi lety 1950 a 2020 a překročení jejich kritických zátěží pro lesní ekosystémy“ na webu DivLand, případně na adrese <https://centrumdivland.users.earthengine.app/view/depozice> (Oulehle et al. 2016). Dědictvím 20. století jsou tedy lesy s nadměrným obsahem dusíku v půdě a stále se potýkající s depozicí výrazně nad přirozenou úrovní. Toto uvolnění dusíkové limitace, případně obráceně - zvýšení eutrofizace, mělo za následek akceleraci produktivity lesů, samozřejmě v tandemu s klimatickou změnou (Cienciala et al. 2016; Trembl et al. 2022; 2025; Oulehle et al. 2024). Tím, jak dusík přestává být primární limitní živinou, jeho místo obsazují další živiny, kterých je v ekosystému relativní nedostatek pro další akceleraci produkce biomasy. Nejvýznamnější z nich je fosfor a bazické kationty, zejména vápník a hořčík. Fosfor (P) je v lesních ekosystémech nezbytný prvek pro růst a metabolismus rostlin, ale na rozdíl od dusíku nemá významný atmosférický zdroj. Jeho dostupnost je proto dána hlavně koloběhem v půdě a vazbou na minerály. Hlavním zdrojem fosforu je primární minerální podloží,

zejména apatity a další fosfátové minerály, které se během zvětrávání postupně rozpouštějí a uvolňují fosfátové ionty. V našich podmínkách jsou relativně bohaté fosforem půdy, které vznikly na žulách. Zde fosfor může částečně izomorfně nahrazovat křemík (P^{5+} za Si^{4+}) v krystalové mřížce. Protože fosfor je při metamorfóze hornin volatilní, metamorfované horniny mají již jeho obsah menší a půdy na těchto horninách jsou v našich podmínkách relativně fosforem chudé (např. ruly). Pro dostupnost P v lesích je velmi významná recyklace v rámci koloběhu půdní organické hmoty (SOM). Při rozkladu SOM dochází k mineralizaci organicky vázaného fosforu na anorganické fosfáty, které mohou být znovu využity rostlinami nebo mikrobiálními symbionty. Klíčovou roli zde hrají půdní houby a bakterie. Velmi důležité jsou také mykorhizní asociace – houby napojené na kořeny stromů dokážou uvolňovat fosfor z nerozpustných minerálních forem (např. železité – Fe nebo hlinité – Al fosfáty) pomocí organických kyselin a enzymů (fosfatáz). Bez jejich činnosti by byla dostupnost fosforu pro stromy výrazně nižší. Již z tohoto hrubého nástinu je zřejmé, že dostupnost fosforu významně ovlivňuje mikrobiom půdního prostředí, který může být významně ovlivněna přirozenou variabilitou chemického složení půd (acido-bazické podmínky, např. pH, koncentrace kyselých iontů Fe, Al) a vitalitou lesních porostů. Je zřejmé, že aktivita člověka tuto přirozenou variabilitu významně ovlivňuje, zejména skrze přímý vliv na strukturu a složení lesa (výsadba nevhodných dřevin), a dále pak ovlivněním chemického složení půd skrze vysoké depozice okyselujících látek (acidifikace) a dusíku (eutrofizace). V lesích, kde je relativní dostatek jak dusíku i fosforu, role limitní živiny může připadnout na méně obvyklé prvky, jako je vápník (Ca), případně hořčík (Mg). Vápník se v horninách nachází hlavně v karbonátových minerálech, jako je kalcit nebo dolomit, ale také v silikátech, například v plagioklasech či amfibolech. Hořčík je vázán především v olivínu, pyroxenech, amfibolech a rovněž v karbonátových minerálech, například v dolomitu. Pomalým zvětráváním těchto minerálů se uvolňují ionty Ca^{2+} a Mg^{2+} , které vstupují do půdního roztoku a stávají se dostupnými pro rostliny. V podmínkách českých lesů, z velké části rostoucích na kyselých horninách s nízkým obsahem Ca a Mg může být vliv dostupnosti těchto prvků pro produktivitu relativně významný,

zejména pro smrk ztepilý (Tremel et al. 2025; Oulehle et al. 2024). Relativně opomíjeným a poněkud „záhadným“ prvkem v lesích je draslík (K), nezbytný prvek pro regulaci osmotických procesů, otevírání a zavírání průduchů či aktivaci řady enzymů. Na rozdíl od Ca a Mg se v horninách nevyskytuje v karbonátových minerálech, ale je vázán převážně v silikátech. Hlavním zdrojem draslíku jsou živce, zejména draselný živec a do určité míry také slídy, především biotit a muskovit. Při jejich zvětrávání se uvolňuje K^+ do půdního roztoku, odkud jej mohou přijímat kořeny stromů. Vzhledem k tomu, že jde o kationt snadno rozpustný a mobilní, bývá v lesních půdách relativně rychle vyplavován a jeho dostupnost závisí na rovnováze mezi uvolňováním ze zvětrávajících minerálů, retencí v sorpčním komplexu a příjmem rostlinami.

Vědomí si významu dostupnosti živin pro produktivitu a vitalitu lesů bylo reflektováno při přípravě výstupu projektu DivLand V20 „Geochemická reaktivita hornin a rajonizace lesních půd z hlediska nutriční degradace pro území ČR“ dostupné na webu DivLand či zde: <https://ee-centrumdivland.projects.earthengine.app/view/skupiny-lesnich-typ-a-pdn-vlastnosti-lesnich-pd>. Na základě modelovaného chemismu lesních půd jsme rozdělili lesy do šesti oblastí (rajónů) vyznačujících se se specifickými půdními charakteristikami (Obrázek 1). Jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) jsou charakterizovány následovně:

Skupina A: Zaujímá 2619 km², 10,2 % lesní půdy. Tyto půdy se vyznačují vysokým rizikem vyplavování dusičnanů (nízký C/N poměr, relativně nízká dostupnost P v FH horizontu), a vysokou aciditou svrchního i spodního minerálního horizontu. V rámci všech skupin jsou tyto půdy charakteristické nízkou bazickou saturací. Skupina A reprezentuje **půdy extrémně kyselé s nízkou retencí N**.

Skupina B: Zaujímá 2062 km², 8 % lesní půdy. Podobně jako u Skupiny A se jedná o půdy náchylné k vyplavování dusičnanů (nízký C/N poměr, relativně nízká dostupnost P v FH horizontu), zároveň ale již méně kyselé v hlubší minerální půdě. Skupina B reprezentuje **půdy kyselé s nízkou retencí N**.

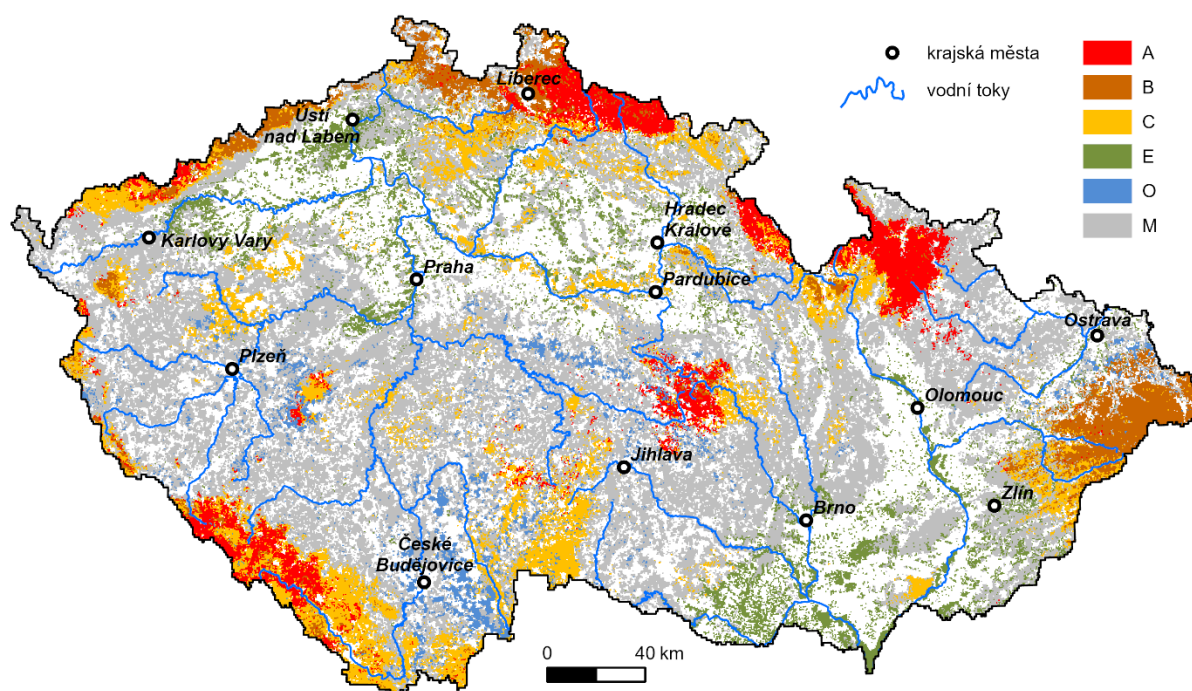
Skupina C: Zaujímá 4240 km², 16,5 % lesní půdy. Tato Skupina zahrnuje lesní půdy s nízkým rizikem vyplavování dusičnanů (vyšší C/N poměr, relativně vyšší dostupnost P v FH horizontu), s půdami okyselenými v 0–30 cm a zároveň i v hlubším minerálním horizontu (podobně jako u Skupiny B). Půdy spíše azonálního charakteru. Skupina C reprezentuje **půdy kyselé s relativně vysokou retencí N**.

Skupina E: Zaujímá 1409 km², 5,5 % lesní půdy. Jedná se o půdy neutrální, popř. slabě kyselé s vysokým obsahem bází, nízkou aciditou a vysokou bazickou saturací v celém půdním profilu. Zároveň tyto půdy mají vysokou dostupnost N a P (nízký C/N a N/P_{ex} poměr v FH horizontu). Jedná se převážně o půdy nížinné, popř. o půdy vzniklé na alkalických horninách

(třetihorní vulkanity či sedimenty s vysokým obsahem CaCO₃). Skupina E reprezentuje **půdy neutrální až slabě kyselé s vysokou dostupností živin (eutrofní)**.

Skupina O: Zaujímá 1104 km², 4,3 % lesní půdy. Jedná se především o půdy chudé na dusík a přístupný fosfor v FH horizontu. Skupina O reprezentuje **půdy oligotrofní s nízkou dostupností dusíku a fosforu**.

Skupina M: Tato skupina reprezentuje lesní půdy mimo výše uvedené kategorie. Zaujímá 14258 km², 55 % lesní půdy (Obr. 1). Jedná se o půdy převážně mezotrofní s vyváženým poměrem C:N:P. Minerální půda je slabě až středně kyselá. Skupina M reprezentuje **půdy slabě kyselé až kyselé**.



Obrázek 1. Mapa Raionizace lesních půd – Skupiny lesních půd (SLP).

Takto vylišené lesní půdy vycházejí z modelovaného chemismu půd, tedy koncentrací prvků v jednotlivých půdních horizontech a odrážejí stávající stav. Jakkoliv jsou **koncentrace** prvků v půdách a poměry jejich hlavních složek, např. C:N, N:P, bazická saturace (BS), důležité pro jejich dostupnost rostlinám, neméně zásadní je, jaké **množství** těchto prvků je v půdách přítomno. Díky historické konverzi našich lesů na lesy hospodářské, vyznačující se zjednodušenou druhovou, věkovou a prostorovou variabilitou, se

při každém obmýtí z lesního ekosystému odnáší významné množství biomasy. Již po staletí. Při mýtní těžbě, ať už plánované nebo nahodilé, se v biomase stromů odnáší i velké množství živin, které by za přirozených podmínek v ekosystému zůstaly a při dekompozici se opět začlenily do koloběhu živin v lese. Odnos biomasy z lesa je historický fenomén, spjatý nejen s novodobým managementem lesů. Dnes již pozapomenuté aktivity typu hrabání steliva, lesní pastva, případně výmladkové hospodaření (coppicing) měly

nezanedbatelný dopad na strukturu lesa a často vedly k oligotrofizaci stanovišť. Ač tyto aktivity jsou vnímány jako degradační, v mozaice krajiny měly nesporný přínos ve smyslu zvýšení stanovištní diverzity. Tím podporovaly druhy rostlin a živočichů vázané na tyto specifické habitaty, často druhy kompetičně slabé a tím závislé na hospodaření člověka v krajině. S nástupem „moderního“ lesnictví se struktura lesa dramaticky změnila, analogicky zemědělství, kdy omezené spektrum plodin okupuje dominantní část lesní půdy – smrk, borovice. Sklizeň probíhá periodicky, v časovém měřítku, které v době založení porostu neumožňuje adekvátně zohlednit přírodní podmínky, jaké budou panovat v období sklizně. Tato neschopnost vidět „za horizont“ v době akcelerace změny klimatu s sebou nese riziko rozpadu tradičního managementu postaveného na věkových třídách monokulturního lesa. Důsledky tohoto „selhání“ jsme zažili v uplynulé dekádě, kdy významná část českých lesů podlehl kůrovci v období mimořádného sucha (Washaya et al. 2024). Historicky se mýtní i nahodilé – kalamitní – těžby soustředily na odvoz kmenové biomasy. Tím, jak se do popředí ekonomických zájmů dostává využití biomasy jako obnovitelného zdroje energie, roste i tlak na plošný odvoz veškeré těžební biomasy (celého stromu) a její zobchodování pod vějíčkou příkladného environmentálního postupu. Toto neuvážené dlouhodobé odnímání biomasy ochuzuje lesní ekosystém o významnou část živin, s potenciálem negativního ovlivnění budoucí produktivity našich lesů.

České lesy jsou pod neustálým tlakem ze strany člověka, ať už ve formě intenzivního hospodaření, historické acidifikace zapříčiněné emisemi okyselujících látek, eutrofizací depozicí dusíku či klimatickou změnou ovlivňující teplotní a vlhkostní poměry. Dlouhodobá historická degradace lesní půdy, spojená se současnou maximalizací využití stromové biomasy jako obnovitelného zdroje energie, vede k ochuzování lesních ekosystémů o ekologicky významné živiny a prvky. V současné době není k dispozici relevantní odhad zásoby těchto prvků v lesích, který je nezbytný pro odpovědné nastavení limitů lesního hospodaření. Proto jsme se pokusili tuto „knowledge gap“ zaplnit.

Prvním cílem naší studie je tedy vyhodnotit zásobu ekologicky významných prvků (uhlík, dusík, fosfor,

vápník, hořčík a draslík) v českých lesích. A to jak v lesní půdě, tak i v nadzemní biomase.

Druhým cílem studie je vyhodnotit chemismus půd a zásoby prvků v přírodě blízkých lesích, definovaných v Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2010).

Třetím cílem studie je porovnat chemismus hospodářských a přirozených lesních půd, se zvláštním zřetelem na mechanismy stabilizace organického uhlíku a principy distribuce ekologicky významných prvků v půdním profilu.

2. Metody

Odhad zásoby prvků v lesních půdách vychází ze studie „GEOCHEMICKÁ REAKTIVITA HORNIN A RAJONIZACE LESNÍCH PŮD Z HLEDISKA NUTRIČNÍ DEGRADACE PRO ÚZEMÍ ČR“, což je DivLand výstup V20.

Studie V20 na základě dostupných dat o půdním chemismu (Neudertová Hellebrandová et al. 2024) odvodila použitím metod strojového učení rastrové mapy (500 x 500 m) s informacemi o koncentraci ekologicky významných prvků v lesních půdách. Půdní mapy reprezentují jednotlivé modelové půdní horizonty – horizont FH, horizont 0–30 cm minerální půdy a horizont 30–80 cm minerální půdy.

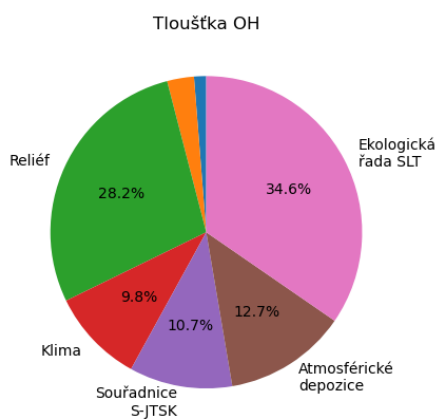
2.1. Modelování množství jemnozeme a zásob C, N, P, Ca, Mg, K v lesních půdách

Odhadům zásob prvků v lesních půdách předcházelo:

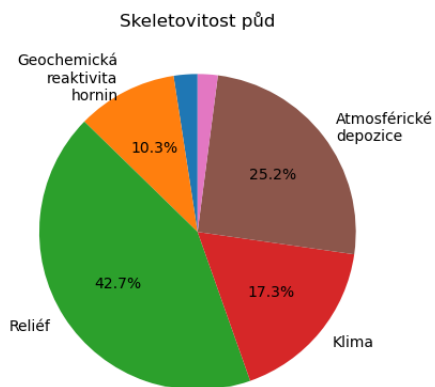
- 1) modelování mocnosti FH horizontu a následného přepočtu na zásobu jemnozeme, definované jako frakce pod 5 mm,
- 2) modelování obsahu skeletu v minerální půdě 0–30 cm a 30–80 cm a následný přepočet na objemovou hmotnost jemné frakce, definované jako jemnozeme pod 2 mm.

Pro modelování mocnosti FH horizontu a obsahu skeletu jsme použili stejnou databázi půdních vlastností jako v případě odhadu koncentrací prvků a chemismu půd. Z environmentálních proměnných byly pro predikci mocnosti nadložního humusu nejdůležitější vlastnosti spojené s reliéfem a klimatem a pak rašelinná řada v rámci SLT (Obr. 2). U skeletu se jednalo o proměnné související s reliéfem krajiny a klimatem. Částečně se uplatnil

i typ podložní horniny a atmosférická depozice. Zde (depozice) se bude spíše jednat o autokorelaci se srážkovým gradientem (Obr. 3).



Obrázek 2. Význam proměnných pro predikci tloušťky FH horizontu.

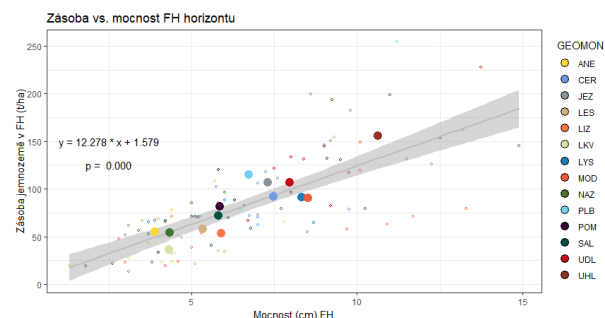


Obrázek 3. Význam proměnných pro predikci obsahu skeletu v minerální půdě 0-30 cm.

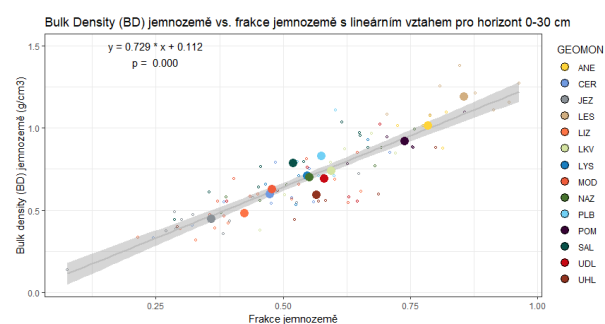
Pro přepočítání mocnosti FH horizontu (v cm) na zásobu jemnozeme (v t/ha) jsme použili lineární vztah odvozený z extenzivní databáze lesních půdních vlastností sítě GEOMON (Obr. 4) (Oulehle et al. 2021).

U minerální půdy (0–30 cm) jsme vycházeli z měřeného obsahu skeletu obsaženého v databázi půdního chemismu pro ČR. Pro přepočítání frakce jemnozeme (<2 mm) na objemovou hmotnost jemnozeme (g/cm³) jsme opět použili extenzivní data z databáze GEOMON (Obr. 5). Pro minerální půdu 30–80 cm nejsou údaje o obsahu skeletu v databázi půdního chemismu ČR k dispozici. Opět jsme si pomohli přepočítáním obsahu skeletu v 0–30 cm na 30–80 cm z databáze GEOMON (Obr. 6). Následně jsme relativní podíl jemnozeme

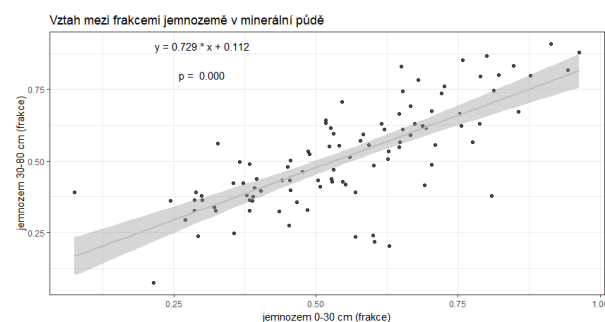
přepočítali na objemovou hmotnost jemnozeme v daném horizontu (Obrázek 7).



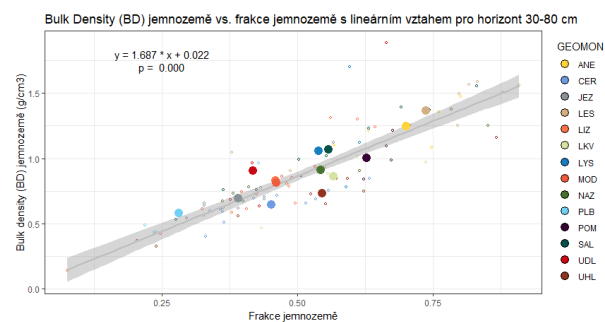
Obrázek 4. Vztah mezi mocností FH horizontu lesních půd v povodích sítě GEOMON a celkovou zásobou jemnozeme (<5 mm) v t/ha.



Obrázek 5. Přepočítání frakce jemnozeme na objemovou hmotnost jemnozeme (<2 mm) v g/cm³ v horizontu 0-30 cm.



Obrázek 6. Lineární závislost obsahu jemnozeme v horizontu 30-80 cm na jeho obsahu v horizontu 0-30 cm. Obsah hrubé frakce (>2 mm) s hloubkou stoupá.



Obrázek 7. Přepočítání frakce jemnozeme na objemovou hmotnost jemnozeme (<2 mm) v g/cm³ v horizontu 30-80 cm.

Přepočet zásoby jemnozeme pro FH, 0–30 cm –a 30–80 cm v t/ha:

$$\begin{aligned} FH \text{ (t/ha)} &= FH_{\text{mocnost}} \text{ (cm)} * 12,278 + 1.579, \\ 0-30 \text{ cm (t/ha)} &= (1.-,247 * (1 - \text{Skelet (\%)} / 100) + 0,019) * 3000, \\ 30-80 \text{ cm (t/ha)} &= (1.-,687 * (1 - \text{Skelet (\%)} / 100) + 0,022) * 5000 \end{aligned}$$

Zásoby prvků v lesních půdách v rastrovém gridu 500 x 500 m byly spočteny jako součin koncentrací jednotlivých prvků a zásoby jemnozeme v daném horizontu.

2.2. Modelování zásob prvků v biomase stromů

Pro vylíšení zastoupení jednotlivých dřevin v rastru lesní půdy (500 x 500 m) jsme použili vrstvu „Lesní dřeviny“ z geoportálu <https://geoportal.uhul.cz/mapy/MapyDpz.html> a dostupnou v projektu DivLand. Mapa dřevin vznikla řízenou klasifikací družicových snímků ESA Sentinel-2 (rok 2019) provedenou na základě spektrální odezvy dřevin v průběhu fenologických fází vegetace s využitím trénovacích dat nasbíraných během pozemního šetření NIL. Výběrem ploch NIL s výskytem lesních dřevin s dominantním nebo majoritním zastoupením bylo možné provést zatřídění pixelů dat Sentinel dle hlavních hospodářských dřevin, tj. **smrk** (*Picea abies*), **borovice** (*Pinus sylvestris*), **buk** (*Fagus sylvatica*), **dub** (*Quercus spp.*) a na ostatní listnaté a ostatní jehličnaté dřeviny. Pro zjednodušení jsme pro ostatní listnaté přiřadili hodnotu dominantní listnaté dřeviny a podobně pro ostatní jehličnaté, dominantní hodnotu jehličnaté dřeviny v daném čtverci (gridu). Výpočet zásoby jednotlivých částí porostu (kmen, větve, listoví a kořeny) daných dřevin byl přepočten na základě alometrických vztahů z odhadu celkové nadzemní biomasy lesů. Tyto hodnoty (biomasa

lesa) byly získány pomocí modelu strojového učení vycvičeného na datech z národního lesního inventarizačního průzkumu (získaných v období 2011–2015) a normalizovaném digitálním povrchovém modelu, který vytvořila společnost UHUL z ortofotografických snímků (nDSM) pro roky 2017–2022. Odhad nadzemní biomasy lesů byl poskytnut Ústavem výzkumu globální změny, v. v. i. a není součástí prezentované databáze.

Na základě regresního vztahu mezi výškou porostu a zásobou nadzemní biomasy jsme pro každý grid rastrové mapy vypočítali průměrnou výšku porostu. Tato průměrná výška porostu pak byla převedena na průměrnou DBH (cm) na základě vztahu:

$$DBH \text{ (cm)} = \frac{b_0 \sqrt{h - 1,3}}{1 - b_1 \sqrt{h - 1,3}}$$

Kde h je výška porostu v metrech a b_0 a b_1 jsou druhově specifické koeficienty (Muukkonen 2007). Výpočet zásoby biomasy pro kmen (v kg i v m³), větve (v kg), listoví (v kg) vychází z alometrických rovnic ve tvaru:

$$y_i = \exp \left(\beta_0 + \beta_1 \frac{DBH}{DBH + \beta_2} \right)$$

Kde y_i je množství (v kg, m³) kmene, větví a listoví pro jednotlivé druhy stromů a druhově specifické koeficienty (β_0 , β_1 , β_2) jsou uvedeny v (Muukkonen 2007). Podíl kořenů jsme definovali jako 25–% celkové nadzemní biomasy stromu (ANON. 2020). Koncentrace živin u hlavních hospodářských dřevin byly převzaty z databáze GEOMON (smrk) a z rozsáhlé literární a datové kompilace (Jacobsen et al. 2003). Koncentrace živin v jednotlivých částech stromu jsou uvedeny v Tab. 1. Přepočet na zásobu byl pak proveden prostým vynásobením průměrné koncentrace s množstvím biomasy dané části stromu.

Tabulka 1. Průměrné (standardní chyba) hodnoty koncentrací (mg/g) prvků v jednotlivých částech stromů dle Jacobsen et al. (2003) a GEOMON databáze.

Jacobsen (2003)		Smrk				Borovice			
		<i>jehlice</i>	<i>kmen</i>	<i>větve</i>	<i>kořeny</i>	<i>jehlice</i>	<i>kmen</i>	<i>větve</i>	<i>kořeny</i>
N	<i>mg/g</i>	13,89 (0,73)	1,22 (0,08)	5,09 (0,27)	4,42 (0,70)	13,25 (0,71)	1,11 (0,07)	3,55 (0,29)	1,65 (0,15)
P		1,40 (0,11)	0,13 (0,02)	0,64 (0,06)	0,38 (0,05)	1,30 (0,04)	0,10 (0,01)	0,38 (0,03)	0,19 (0,02)
Ca		5,93 (0,69)	1,28 (0,08)	3,27 (0,18)	1,45 (0,10)	4,35 (0,52)	0,97 (0,07)	2,71 (0,28)	0,96 (0,12)
Mg		0,83 (0,11)	0,16 (0,01)	0,52 (0,05)	0,31 (0,02)	0,88 (0,04)	0,22 (0,02)	0,50 (0,03)	0,27 (0,02)
K		5,89 (0,48)	0,68 (0,07)	2,16 (0,19)	1,36 (0,09)	5,28 (0,21)	0,59 (0,05)	1,79 (0,16)	0,88 (0,05)

Jacobsen (2003)		Buk				Dub			
		<i>listí</i>	<i>kmen</i>	<i>větve</i>	<i>kořeny</i>	<i>listí</i>	<i>kmen</i>	<i>větve</i>	<i>kořeny</i>
N	<i>mg/g</i>	26,01 (0,92)	1,64 (0,11)	4,70 (0,54)	3,51 (0,40)	26,15 (1,61)	1,98 (0,16)	6,00 (0,42)	3,28 (0,75)
P		1,55 (0,08)	0,12 (0,02)	0,46 (0,05)	1,54 (0,16)	1,91 (0,06)	0,11 (0,03)	0,43 (0,04)	0,26 (0,05)
Ca		7,22 (1,28)	1,63 (0,29)	4,04 (0,55)	2,57 (0,58)	6,55 (0,70)	2,25 (0,67)	3,97 (0,40)	4,51 (2,09)
Mg		1,31 (0,18)	0,26 (0,03)	0,40 (0,05)	0,39 (0,08)	1,61 (0,12)	0,17 (0,03)	0,42 (0,05)	0,44 (0,13)
K		8,14 (0,67)	1,03 (0,04)	1,97 (0,45)	1,54 (0,16)	7,63 (1,39)	0,96 (0,22)	2,04 (0,17)	2,02 (0,69)

GEOMON		Smrk	
		<i>jehlice</i>	<i>kmen</i>
N	<i>mg/g</i>	13,68 (0,12)	0,68 (0,01)
P		1,37 (0,02)	0,07 (0,02)
Ca		3,57 (0,12)	1,73 (0,03)
Mg		0,96 (0,02)	0,16 (0,004)
K		5,47 (0,12)	0,57 (0,03)

3. Výsledky

3.1. Zásoby ekologicky významných prvků v českých lesích

3.1.1. Uhlík

V českých lesích je vázáno celkem 360 Mt organického uhlíku v půdách, z toho 68 % je v hloubce do 30 cm. Průměrná zásoba půdního uhlíku činí 140 t/ha (Tab. 2). V biomase lesa je vázáno dalších 333 Mt, z čehož 55 % připadá na smrk, 23 % na buk, 13 % na borovici a 11 % na dub. Tato distribuce odpovídá zastoupení hlavních skupin dřevin (jehličnaté vs. listnaté, 68 % vs. 30 % + 2 % holiny), jak je uvedeno v ve Zprávě o stavu lesa z roku 2023 (Anonymous 2024). Největší část zásoby C v biomase připadá na kmen (60–67 %), což je i blízko podílu kmene na celkové biomase sušiny (koncentrace uhlíku v biomase je podobná ve všech částech – ca. 500 mg/g). Celkem je tedy v lesním ekosystému (půda + biomasa) vázáno 693 Mt uhlíku, při podílu půdy a biomasy 52 % vs 48 %. V oblastech nejvíce acidifikovaných

a nutričně degradovaných (Skupiny Lesních Půd A, B, C) je podíl půdního C na celkové zásobě v ekosystému vysoký (Tab. 3, Obr. 8). V oblastech A, B a C je vázáno 48 % celkových zásob C, přičemž rozloha těchto oblastí zaujímá pouze 35 % rozlohy lesů. Prostorová distribuce celkového C a jeho podílu v biomase je na Obr. 9.

V biomase stromů (113 tC/ha) máme vázáno výrazně více uhlíku než je evropský průměr (68 t C/ha), v lesních půdách máme vázáno 140 tC/ha, opět více než je evropský průměr (107 t C/ha) (ANON. 2020). V roce 2023 činily české antropogenní emise eqCO₂ 104 Mt (Obr. 10). Zásoba uhlíku v českých lesích (693 Mt C = 2541 Mt CO₂) tedy odpovídá zhruba 24násobku ročních emisí v ČR v roce 2023. Pokud bychom chtěli zvýšit zásobu C v lesích v roce 2050 o řekněme 15 % oproti stávajícímu stavu, tedy na 797 Mt (nárůst o 4,2 Mt C/rok = 15,4 Mt CO₂/rok), odpovídalo by to ca 15 % ročních emisí v ČR. Z této jednoduché úvahy vyplývá, že potenciál lesa na sekvestraci C je omezený. I v letech před smrkovou kalamitou se lesní ekosystémy podílely na propadu CO₂ v rozmezí 7–8 Mt CO₂/rok.

Tabulka 2. Celková plošná zásoba uhlíku (v Mt) v lesních půdách a biomase hlavních dřevin. Průměrná zásoba uhlíku (v t/ha) v půdách a biomase, s relativním podílem v rámci půdy a biomasy dřevin.

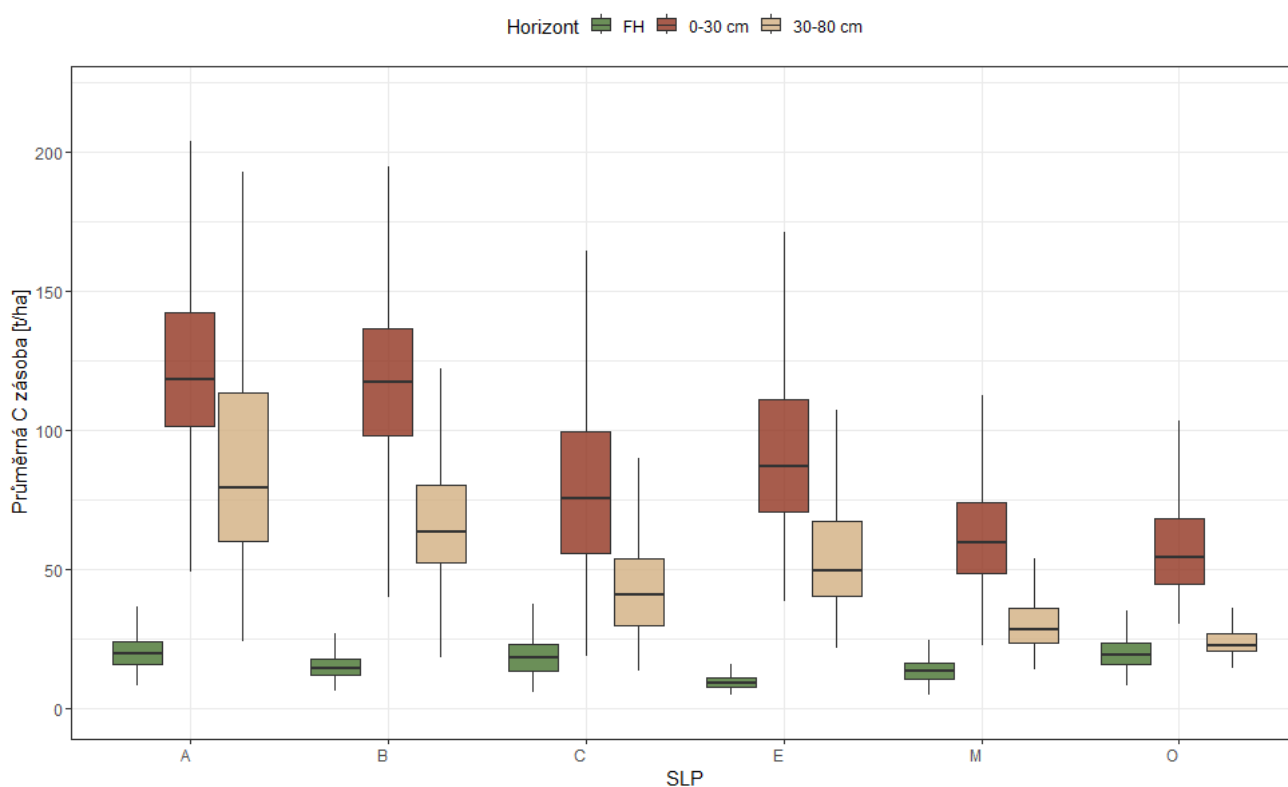
Uhlík		Celková zásoba	Průměrná zásoba	Relativní zásoba
		Mt	t/ha	%
Půda – porostní půda z LHP (25693 km ²)				
Půdní horizont	FH	44	17	12
	0–30 cm	202	79	56
	30–80 cm	114	44	32
	Celkem	360	140	
Celkem půda		360	140	
Biomasa – DPZ detekovaný les (29439 km ²)				
Smrk + ost. jehličnaté (15685 km ²)	Kmen	122	78	67
	Větve	15	9.6	8,3
	Listoví	8,4	5,4	4,6
	Kořeny	36	23	20
	Celkem	182	116	
Buk + ost. listnaté (5987 km ²)	Kmen	45	74	60
	Větve	14	23	19
	Listoví	1,4	2.4	1,9
	Kořeny	15	25	20
	Celkem	75	125	
Borovice + ost. jehličnaté (3894 km ²)	Kmen	26	66	62
	Větve	5.6	14	13
	Listoví	1,9	5	4,7
	Kořeny	8,3	21	20
	Celkem	42	107	

Uhlík		Celková zásoba	Průměrná zásoba	Relativní zásoba
		Mt	t/ha	%
Dub + ost. listnaté (3874 km ²)	Kmen	23	59	65
	Větve	4,5	12	13
	Listoví	0,8	2,1	2,3
	Kořeny	7	18	20
	Celkem	35	91	
Celkem les		333	113	
LESNÍ EKOSYSTÉM		693	253	

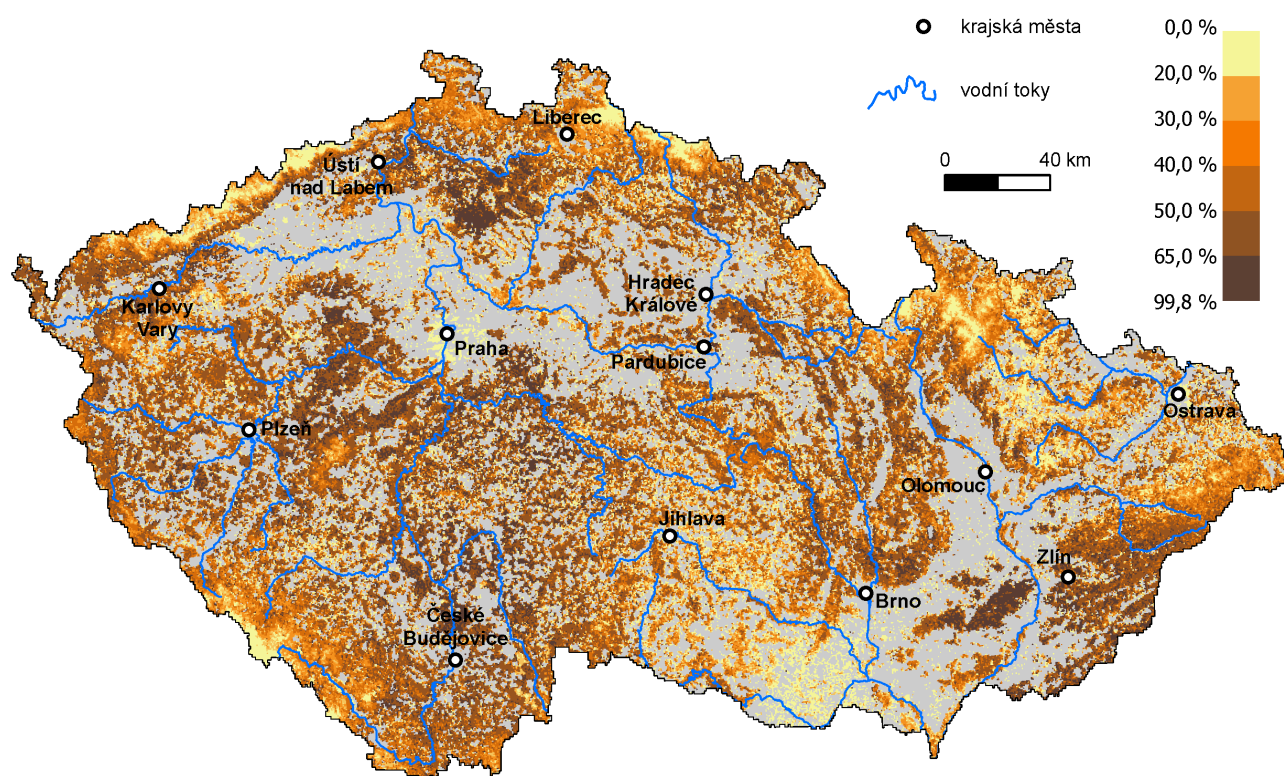
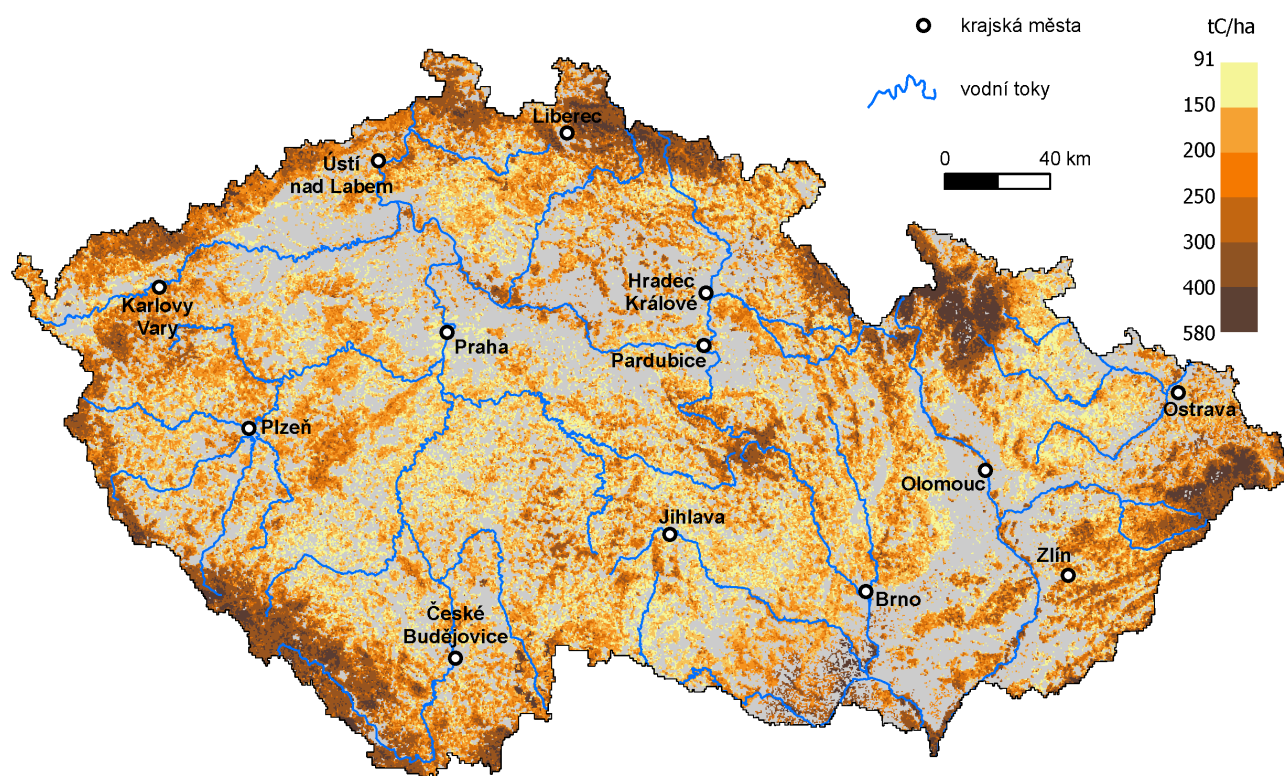
Tabulka 3. Celková zásoba uhlíku v lesním ekosystému (v Mt) pro jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) a jejich relativní podíly na celkové zásobě.

Skupina Lesních Půd	Rozloha	Les C	Půda C	Biomasa C	Podíl biomasa
	km ²	Mt	Mt	Mt	
A	2619 (10 %)	98 (14 %)	64 (18 %)	34 (10 %)	0,35
B	2062 (8 %)	72 (10 %)	44 (12 %)	28 (8 %)	0,39
C	4240 (17 %)	124 (18 %)	66 (18 %)	58 (17 %)	0,47
E	1409 (5 %)	40 (6 %)	22 (6 %)	18 (5 %)	0,45
M	14258 (55 %)	333 (48 %)	153 (43 %)	180 (54 %)	0,54
O	1104 (4,3 %)	26 (3,8 %)	11 (3 %)	15 (5 %)	0,58
Celkem	25693	693	360	333	0,48

Průměrná zásoba uhlíku v půdních horizontech jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP)



Obrázek 8. Zásoba půdního uhlíku (t/ha) po horizontech u jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP).

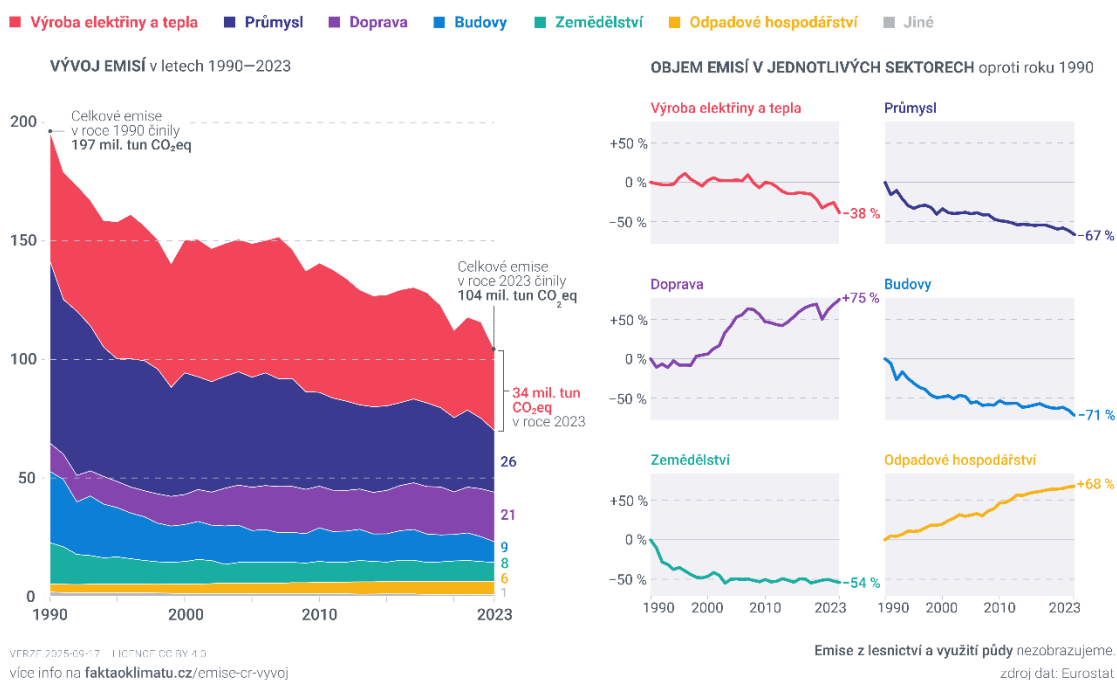


Obrázek 9. Zásoba uhlíku (C) v lesním ekosystému (půda + stromová biomasa) v tunách na hektar (nahore) a relativní podíl biomasy na celkové zásobě C v lese (dole).

EMISE SKLENÍKOVÝCH PLYNŮ V ČR V LETECH 1990–2023



Emise nejvíce klesaly v 90. letech díky opouštění těžkého průmyslu.



Obrázek 10. Emise eqCO₂ (t) v České republice mezi lety 1990 a 2023 (zdroj: Fakta o klimatu).

3.1.2. Dusík

V českých lesích je v půdě vázáno 20,5 Mt dusíku, s průměrnou zásobou 8 t N/ha (Tab. 4). Zhruba 50 % zásoby připadá na svrchní minerální horizont 0–30 cm. V lesní biomase je vázáno 1,9 Mt, což je 8,5 % celkové zásoby v lesním ekosystému – půda je dominantním zásobníkem dusíku pro les. V biomase lesa je 52 % dusíku ve smrkových porostech, 25 % v bukových, 10 % v borových a 13 % v dubových porostech. Zásoba N v kmenu se pohybuje mezi 25 % (smrk) až 39 % (dub) z celkové zásoby v biomase. Přestože listoví tvoří méně jak 5 % ze zásoby biomasy, připadá na něj 15 % až 28 % z celkové zásoby N v biomase stromů.

V oblastech nejvíce acidifikovaných a nutričně degradovaných (Skupiny Lesních Půd A, B, C) je vázáno 42 % celkových zásob N, přičemž rozloha těchto oblastí zaujímá pouze 35 % rozlohy lesů (Obr. 11, Tab. 5). V těchto oblastech zároveň dominují smrkové a bukové lesy. Prostorová distribuce půdního N a celkového N je na Obr. 12. Průměrná depozice N (bulk) v letech 1960–2000 je odhadována na 30,1 kt, tj. ca 11,7 kg N/ha/rok, v současnosti se pohybuje mezi 5–10 kg N/ha/rok. Roční depozice N byla tedy ca. 1,6 % zásoby v biomase a ca 1,3 ‰ celkové zásoby v lesním ekosystému.

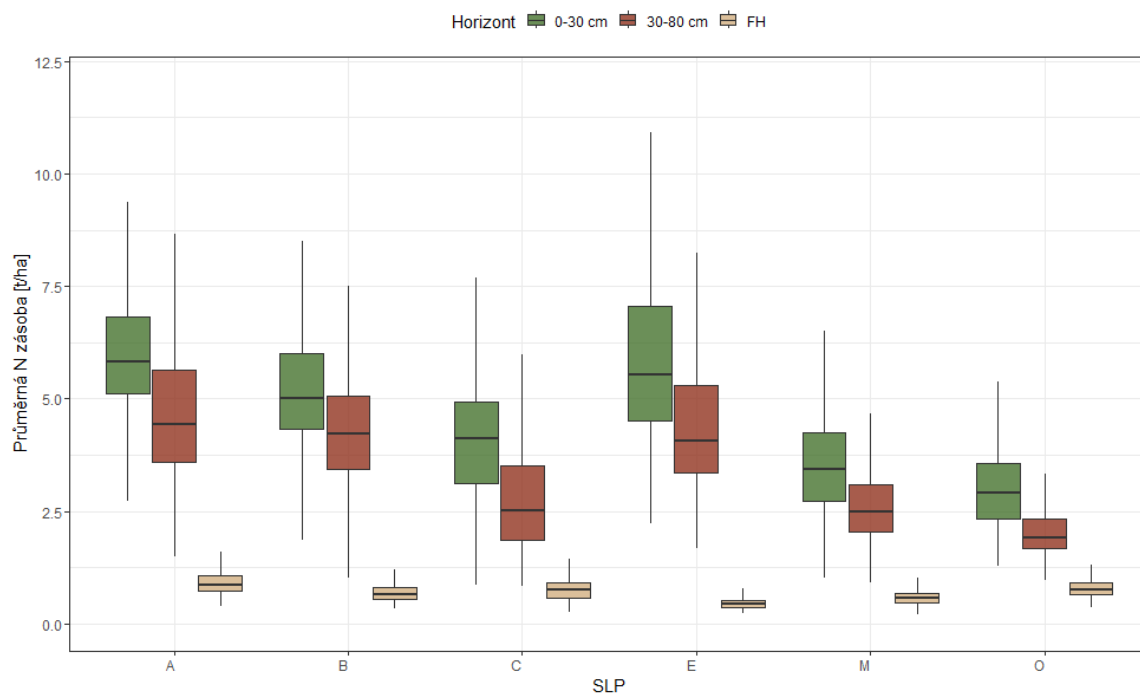
Tabulka 4. Celková plošná zásoba dusíku v lesních půdách (v Mt) a biomase (v kt) hlavních dřevin. Průměrná zásoba dusíku (v kg/ha) a hmotnostní poměr C:N v půdách a biomase, s relativním podílem v rámci půdy a biomasy dřevin.

Dusík		Celková zásoba	Průměrná zásoba	C/N	Relativní zásoba
		Mt	t/ha		%
Půda – porostní půda z LHP (25693 km²)					
Půdní horizont	FH	1,86	0,72	23,6	9
	0–30 cm	10,6	4,14	19,1	52
	30–80 cm	8,0	3,11	14,1	39
	Celkem	20,5	7,97	17,6	
Celkem půda		20,5	7,97	17,6	
Biomasa – DPZ detekovaný les (29439 km²)					
		kt	kg/ha		%
	Kmen	249	159	490	25
	Větve	165	105	91	17
	Listoví	234	149	36	24
	Kořeny	344	219	105	35
	Celkem	992	632	183	
Buk + ost. listnaté (5987 km ²)	Kmen	157	261	287	32
	Větve	140	234	100	29
	Listoví	75	125	19	15
	Kořeny	112	188	134	23
	Celkem	484	808	155	
Borovice + ost. jehličnaté (3894 km ²)	Kmen	61	157	426	33
	Větve	43	109	130	23
	Listoví	51	132	37	28
	Kořeny	29	75	286	16
	Celkem	184	474	228	
Dub + ost. listnaté (3874 km ²)	Kmen	97	250	237	39
	Větve	59	151	76	24
	Listoví	43	112	19	17
	Kořeny	49	128	143	20
	Celkem	248	641	141	
Celkem les		1908	639	175	
LESNÍ EKOSYSTÉM		22408	8609	31	

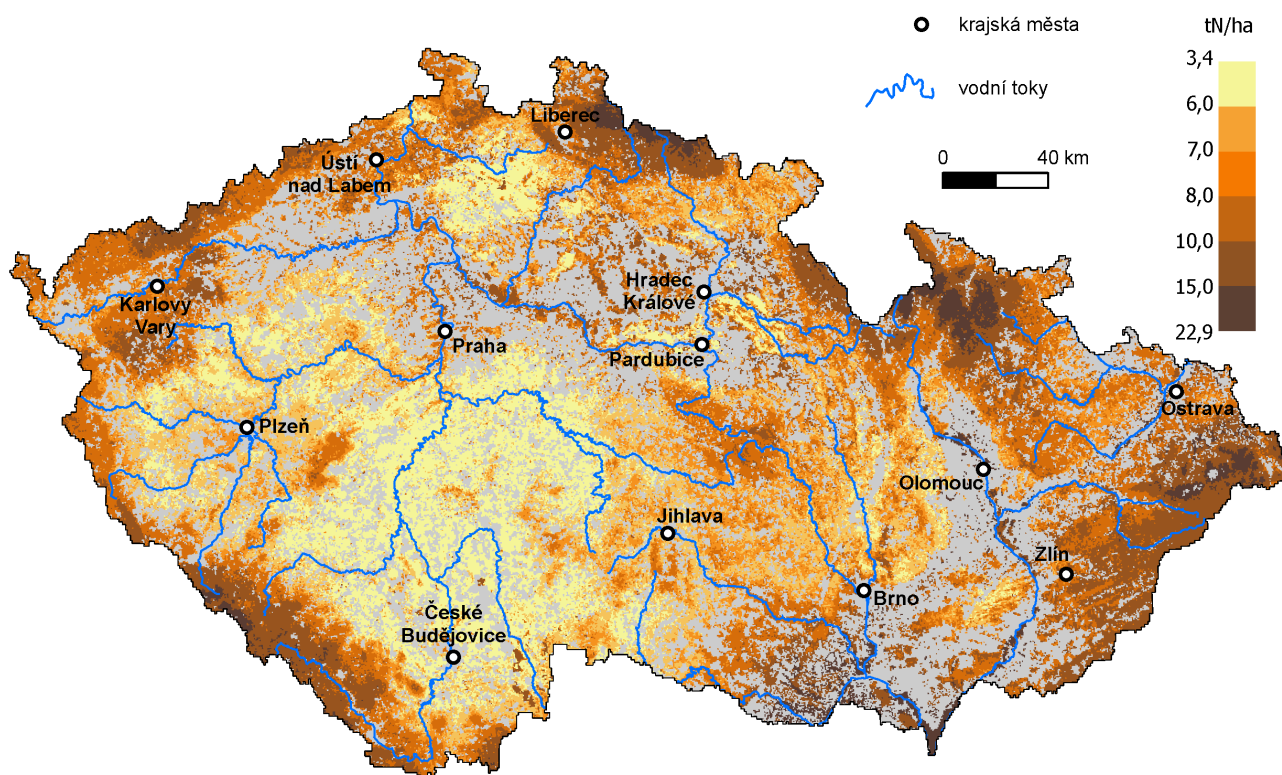
Tabulka 5. Celková zásoba dusíku v lesním ekosystému (v Mt) pro jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) a jejich relativní podíly na celkové zásobě.

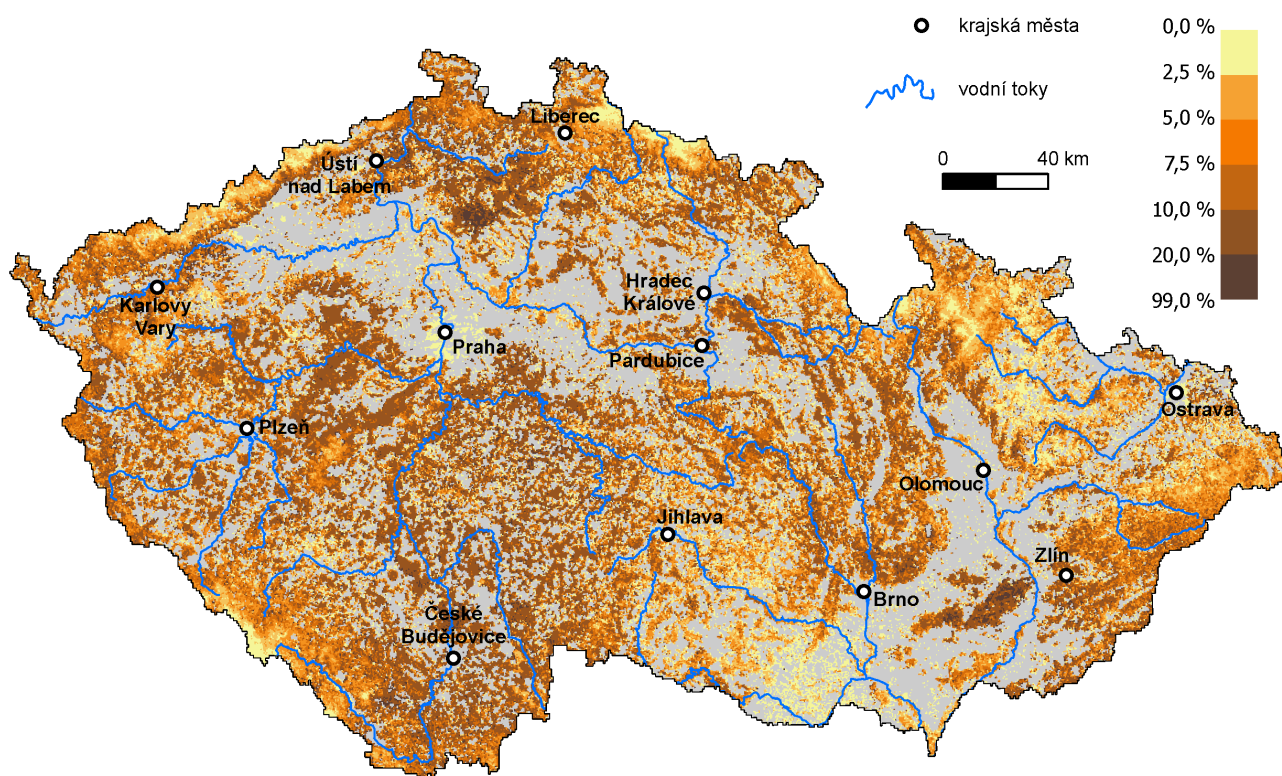
Skupina Lesních Půd	Rozloha	Les N	Půda N	Biomasa N	C/N	Podíl biomasa
	km ²	Mt	Mt	kt		
A	2619 (10 %)	3,40	3,21 (16 %)	193 (10 %)	29	0,06
B	2062 (8 %)	2,37	2,21 (11 %)	162 (8,5 %)	33	0,07
C	4240 (17 %)	3,67	3,35 (16 %)	317 (17 %)	34	0,09
E	1409 (5 %)	1,61	1,49 (7,3 %)	119 (6 %)	25	0,07
M	14258 (55 %)	10,63	9,59 (47 %)	1040 (55 %)	31	0,10
O	1104 (4,3 %)	0,73	0,65 (3,2 %)	77 (4 %)	36	0,11
Celkem	25693	22,4	20,5	1908		

Průměrná zásoba dusíku v půdních horizontech jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP)



Obrázek 10. Zásoba půdního dusíku (t/ha) po horizontech u jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP).





Obrázek 11. Zásoba dusíku (N) v lesním ekosystému (půda + stromová biomasa) v tunách na hektar (nahore) a relativní podíl biomasy na celkové zásobě N v lese (dole).

3.1.3. Fosfor

Zvětrávání fosforu v lesních půdách představuje klíčový, ale pomalý proces uvolňování fosfátů z primárních minerálů, zejména apatitu. Jeho zvětrávání je řízeno mineralogickým složením horniny, půdním pH, vlhkostí, teplotou a vysokou biologickou aktivitou kořenů a mikroorganismů, které produkují organické kyseliny schopné apatit efektivně rozpouštět; uvolněný anorganický fosfor (většinou ve formě H_2PO_4^- nebo HPO_4^{2-}) je však v půdě rychle vázán na Fe a Al oxyhydroxidy či vysrážen do sekundárních minerálních forem, což výrazně snižuje jeho dostupnost, zatímco část fosforu je inkorporována do organické hmoty a cykluje v rámci mikrobiálně-rostlinného oběhu, přičemž ztráty vyluhováním jsou obvykle minimální; celkově tak zvětrávání apatitu představuje hlavní dlouhodobý geochemický zdroj fosforu pro lesní ekosystémy, i když jeho příspěvek

k okamžité dostupnosti P je omezen silnou sorpcí a rychlou fixací v půdě.

Odhad zásob fosforu v lesních ekosystémech jsou provedeny pro celkový mineralizovatelný P (P_{tot} , extrakt v 20 % HCl) a přístupný P (P_{ex} , extrakt Mehlich III). Z celkové zásoby fosforu v půdě (P_{tot}), která činí 7,65 Mt (2,98 t P/ha), je pouze ca 5 % ve formě přímo dostupné ($P_{\text{ex}} = 405 \text{ kt}$, 158 kg/ha). Více jak 2/3 jsou navíc vázány v hlubší minerální půdě (Tab. 6, Obr. 13, Obr. 14). V lesní biomase je vázáno 176 kt (56 kg/ha), z tohoto množství připadá 26–33 % na kmenovou biomasu. Lesní biomasa tvoří ca 30 % přístupné zásoby fosforu v lesním ekosystému.

Nejvyšší podíl zásoby v biomase dřevin na celkové zásobě dostupného fosforu v lesích je u půd oligotrofních (SLP = O), kde tvoří 54 %. Následovaná skupinami B a A, s podílem 38 % a 34 % (Tab. 8). Prostorová distribuce celkového P a jeho podílu v biomase je na Obr. 15.

Tabulka 6. Celková plošná zásoba fosforu v lesních půdách (v Mt pro P_{tot} a kt pro P_{ex}) a biomase (v kt) hlavních dřevin. Průměrná zásoba fosforu (v kg/ha) a hmotnostní poměr N:P v půdách a biomase, s relativním podílem v rámci půdy a biomasy dřevin.

Fosfor celkový P_{tot}		Celková zásoba	Průměrná zásoba	N/ P_{tot}	Relativní zásoba
		Mt	t/ha		%
Půda – porostní půda z LHP (25693 km ²)					
Půdní horizont	FH	0,089	0,035	21	1,2
	0–30 cm	2,55	0,991	4,2	33
	30–80 cm	5,01	1,952	1,6	66
	Celkem	7,65	2,98	2,7	
Celkem půda P_{tot}		7,65	2,98	2,7	
Fosfor přístupný P_{ex}		Celková zásoba	Průměrná zásoba	N/ P_{ex}	Relativní zásoba
		kt	kg/ha		%
Půdní horizont	FH	4,6	1,81	404	1,1
	0–30 cm	105	41	101	26
	30–80 cm	295	115	27	73
	Celkem	404,5	158	51	
Celkem půda P_{ex}		404,5	158	51	
Biomasa – DPZ detekovaný les (29439 km ²)					
Smrk + ost. jehličnaté (15685 km ²)	Kmen	25,9	16,5	10	26
	Větve	20,8	13,3	8	21
	Listoví	23,5	15	10	24
	Kořeny	29,8	19	12	30
	Celkem	100	64	10	
Buk + ost. listnaté (5987 km ²)	Kmen	11,5	19,3	14	28
	Větve	13,8	23	10	34
	Listoví	4,4	7,4	17	11
	Kořeny	11,1	18,6	10	27
	Celkem	41	68	12	
Borovice + ost. jehličnaté (3894 km ²)	Kmen	5,4	13,8	11	29
	Větve	4,6	11,8	9	25
	Listoví	5	12,9	10	27
	Kořeny	3,4	8,8	9	19
	Celkem	18	47	10	
Dub + ost. listnaté (3874 km ²)	Kmen	5,4	14	18	33
	Větve	4,2	10,9	14	25
	Listoví	3,2	8,2	14	19
	Kořeny	3,9	10,1	13	23
	Celkem	17	43	15	
Celkem les P		176	56	11	
LESNÍ EKOSYSTÉM P_{tot}		7826	3036		
LESNÍ EKOSYSTÉM P_{ex}		581	214		

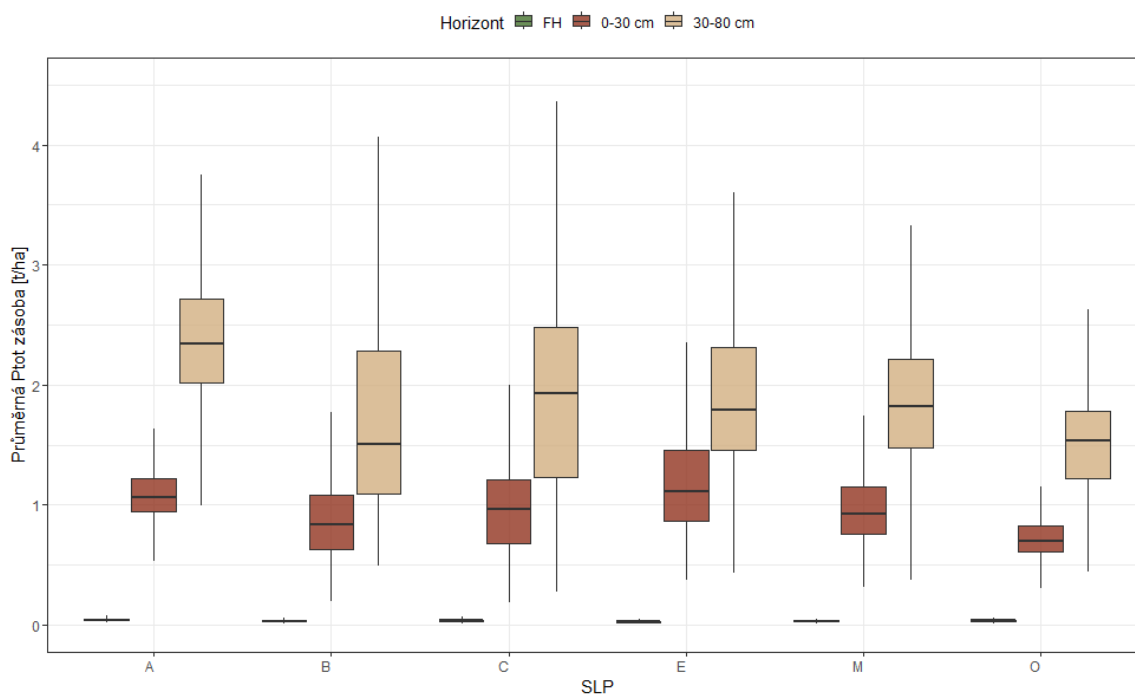
Tabulka 7. Celková zásoba fosforu (P_{tot} v půdě) v lesním ekosystému (v Mt) pro jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) a jejich relativní podíly na celkové zásobě.

Skupina Lesních Půd	Rozloha	Les P_{tot}	Půda P_{tot}	Biomasa P	N/ P_{tot}	Podíl biomasa
	km^2	Mt	Mt	kt		
A	2619 (10 %)	0,96	0,941 (12 %)	18,8 (11 %)	3,5	0,02
B	2062 (8 %)	0,59	0,575 (8 %)	15,5 (9 %)	4,0	0,03
C	4240 (17 %)	1,3	1,269 (17 %)	30,6 (17 %)	2,8	0,02
E	1409 (5 %)	0,48	0,476 (6 %)	9 (5 %)	3,4	0,02
M	14258 (55 %)	4,2	4,139 (54 %)	94,5 (54 %)	2,5	0,02
O	1104 (4,3 %)	0,26	0,249 (3 %)	7,5 (4 %)	2,8	0,03
Celkem	25693	7,8	7,65	176		

Tabulka 8. Celková zásoba fosforu (P_{ex} v půdě) v lesním ekosystému (kt) pro jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) a jejich relativní podíly na celkové zásobě.

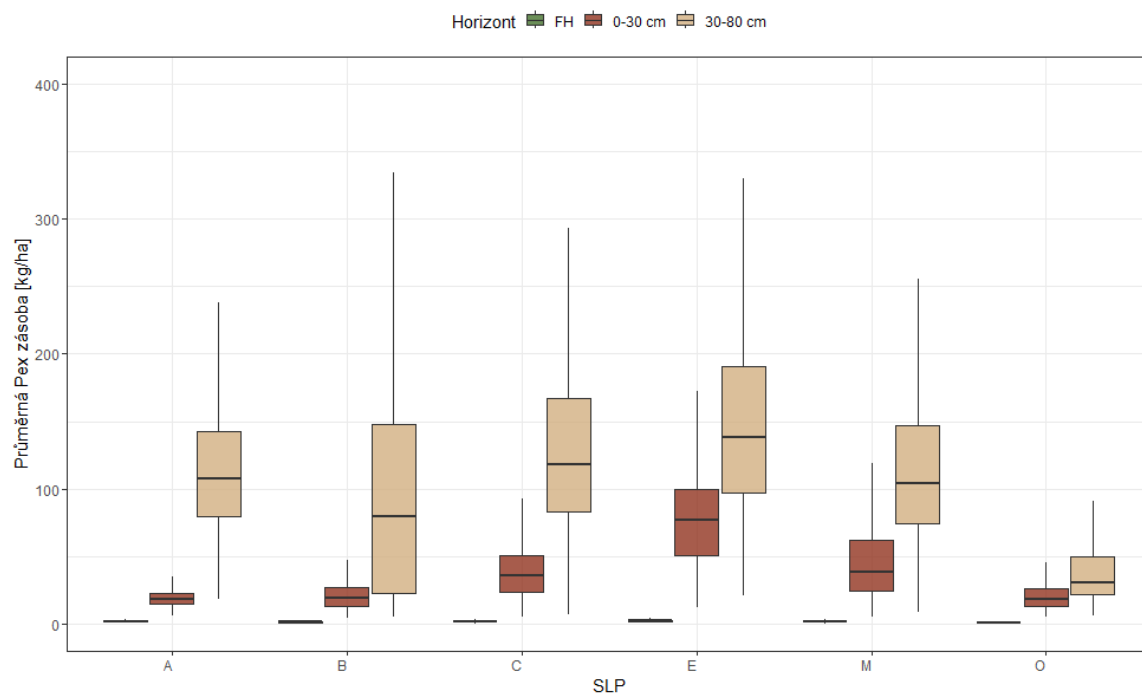
Skupina Lesních Půd	Rozloha	Les P_{ex}	Půda P_{ex}	Biomasa P	N/ P_{ex}	Podíl biomasa
	km^2	kt	kt	kt		
A	2619 (10 %)	56	36,9 (9 %)	18,8 (11 %)	61	0,34
B	2062 (8 %)	41	25,1 (6 %)	15,5 (9 %)	58	0,38
C	4240 (17 %)	104	73,4 (18 %)	30,6 (17 %)	35	0,29
E	1409 (5 %)	42	32,9 (8 %)	9 (5 %)	38	0,21
M	14258 (55 %)	324	229 (57 %)	94,5 (54 %)	33	0,29
O	1104 (4,3 %)	14	6,7 (1,6 %)	7,5 (4 %)	52	0,54
Celkem	25693	581	404	176		

Průměrná zásoba fosforu v půdních horizontech jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP)

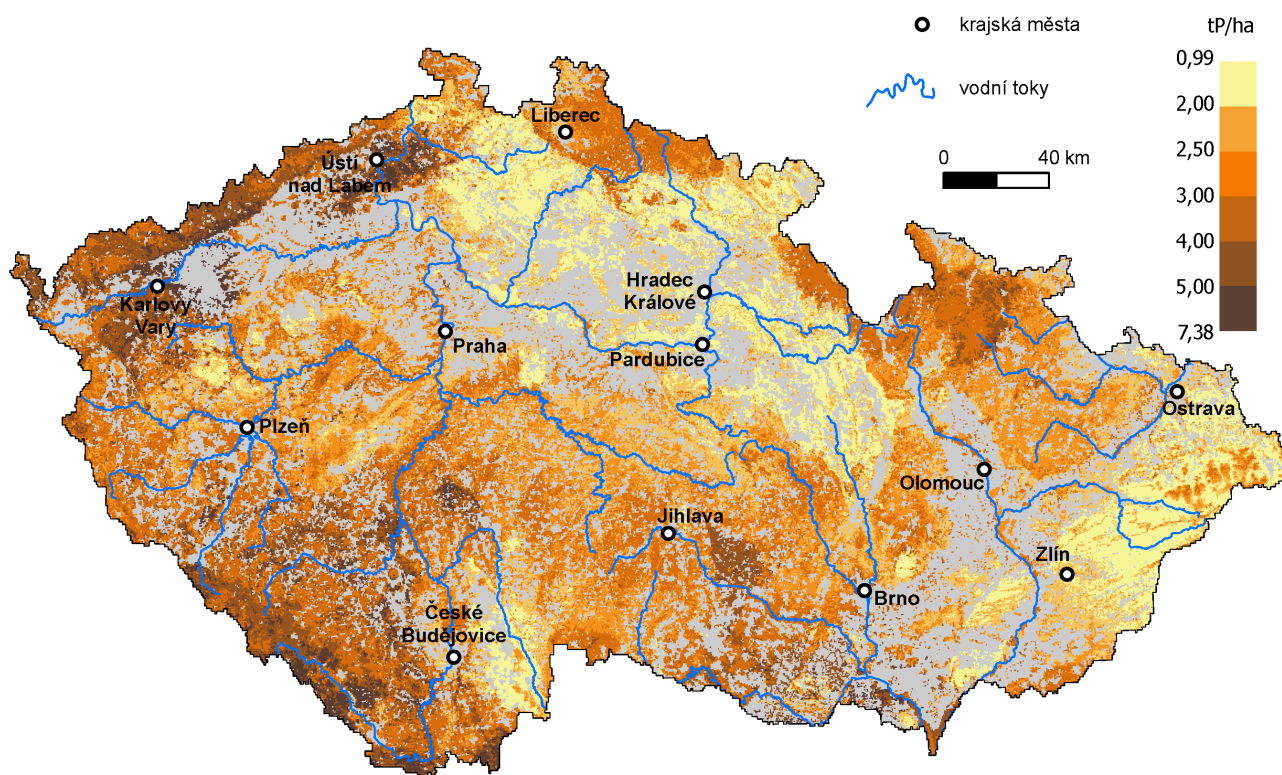


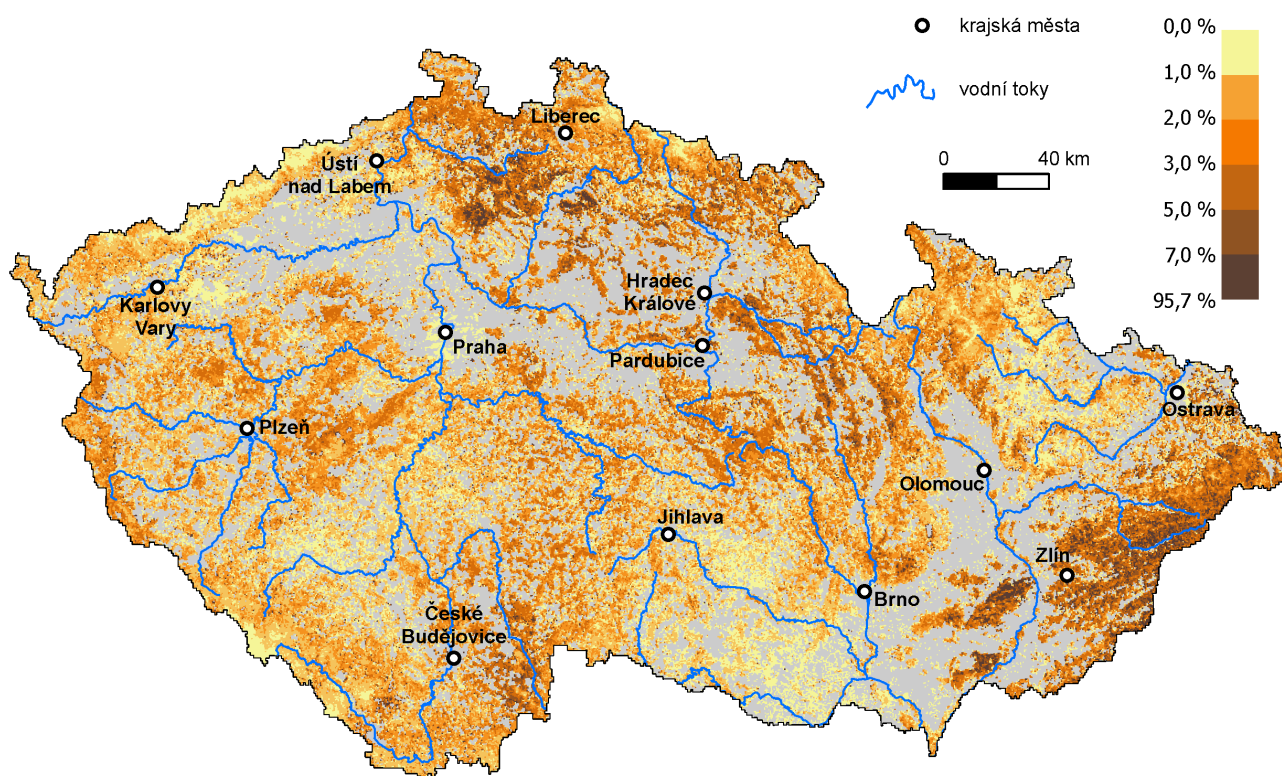
Obrázek 12. Zásoba celkového (mineralizovatelného; P_{tot}) půdního fosforu (t/ha) po horizontech u jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP).

Průměrná zásoba fosforu v půdních horizontech jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP)



Obrázek 13. Zásoba přístupného fosforu (P_{ex}) (kg/ha) po horizontech u jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP).





Obrázek 14. Zásoba fosforu (P) v lesním ekosystému (půda - P_{tot} + stromová biomasa) v tunách na hektar (nahore) a relativní podíl biomasy na celkové zásobě P v lese (dole).

3.1.4. Vápník

Zvětrávání vápníku v lesních půdách představuje klíčový proces uvolňování bazických kationtů, který ovlivňuje půdní pH, zásaditost a dlouhodobou „úrodnost“ lesního ekosystému; probíhá především rozpadem primárních minerálů bohatých na Ca, jako jsou plagioklasy, amfiboly či karbonáty, přičemž rychlost zvětrávání závisí na mineralogickém složení matečné horniny, teplotě, vlhkosti, půdním pH i biologické aktivitě, zejména rhizosféry, kde kořeny a mikroorganismy produkují organické kyseliny schopné urychlit rozpouštění minerálů; uvolněný Ca^{2+} je následně adsorbován na výměnný komplex, transportován v půdním roztoku nebo přijímán vegetací, přičemž jeho bilance je ovlivněna také atmosférickou depozicí, vnitřním cyklem v ekosystému a ztrátami v důsledku vyluhování či těžby dřeva, takže celkově představuje zvětrávání hlavní dlouhodobý zdroj vápníku schopný kompenzovat jeho export z lesních půd.

V lesních půdách je odhadovaná zásoba 13,95 Mt vápníku, což odpovídá hektarové zásobě 5,4 t. Více jak 70 % se nachází v hlubší minerální půdě. V biomase lesa je vázáno dalších 1,42 Mt Ca, s průměrnou zásobou 493 kg Ca/ha. V biomase stromů je 41–57 % Ca vázáno v kmenové biomase, nejvíce u smrku. Biomasa stromů tedy tvoří ca 9 % celkové zásoby vápníku v lesním ekosystému (Tab. 9).

Velké rozdíly v zásobách a distribuci Ca jsou mezi jednotlivými SLP (Obr. 16). V oblastech náchylných k acidifikaci (A, B a C) je v půdách vázáno pouze 15,6 % republikových zásob půdního Ca, přitom tyto oblasti zaujímají 35 % rozlohy lesů. V SLP kategorie A připadá na celkovou zásobu Ca v lese 27 % na stromovou biomasu, tj. ca 15 % veškeré zásoby dostupného vápníku je vázáno v kmenu porostů, pokud jde o smrkový les (Tab. 10). Význam biomasy stromů jako zásobárny Ca pro lesní ekosystém (Obr. 17) je ještě výraznější, pokud se zaměříme pouze na půdní zásobu v FH a 0–30 cm.

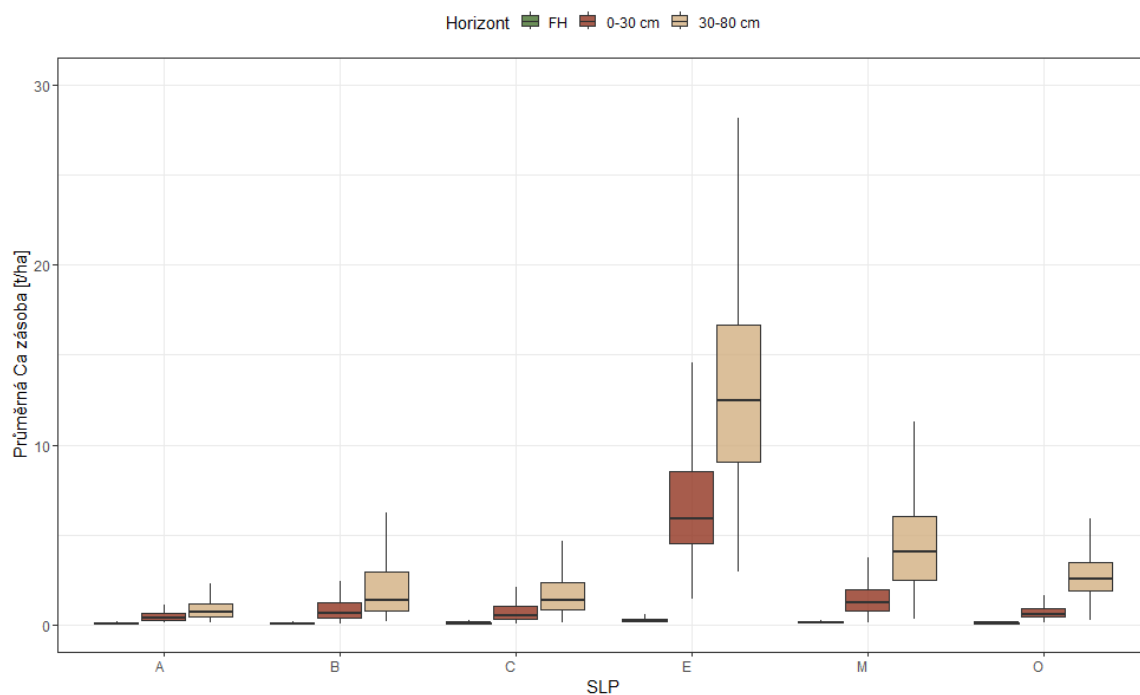
Tabulka 9. Celková plošná zásoba vápníku v lesních půdách (v Mt) a biomase (v kt) hlavních dřevin. Průměrná zásoba vápníku (v kg/ha) a hmotnostní poměr C:Ca v půdách a biomase, s relativním podílem v rámci půdy a biomasy dřevin.

Vápník		Celková zásoba	Průměrná zásoba	C/Ca	Relativní zásoba
		Mt	t/ha		%
Půda – porostní půda z LHP (25693 km²)					
Půdní horizont	FH	0,365	0,142	121	3
	0-30 cm	3,63	1,414	56	26
	30-80 cm	9,95	3,872	11	71
	Celkem	13,95	5,4	26	
Celkem půda		13,95	5,4	26	
Biomasa – DPZ detekovaný les (29439 km²)					
		kt	kg/ha		
Smrk + ost. jehličnaté (15685 km ²)	Kmen	394	251	310	57
	Větve	106	65	142	15
	Listoví	81	51	105	12
	Kořeny	113	72	322	16
	Celkem	693	442	263	
Buk + ost. listnaté (5987 km ²)	Kmen	156	260	286	41
	Větve	121	202	115	32
	Listoví	21	35	69	5
	Kořeny	82	138	181	16
	Celkem	380	634	197	
Borovice + ost. jehličnaté (3894 km ²)	Kmen	53	137	481	45
	Větve	32	83	172	27
	Listoví	17	43	115	14
	Kořeny	17	44	488	14
	Celkem	120	308	350	
Dub + ost. listnaté (3874 km ²)	Kmen	110	285	207	48
	Větve	39	100	117	17
	Listoví	11	28	76	5
	Kořeny	68	176	103	30
	Celkem	228	588	154	
Celkem les		1420	493	235	
LESNÍ EKOSYSTÉM		15371	5900	45	

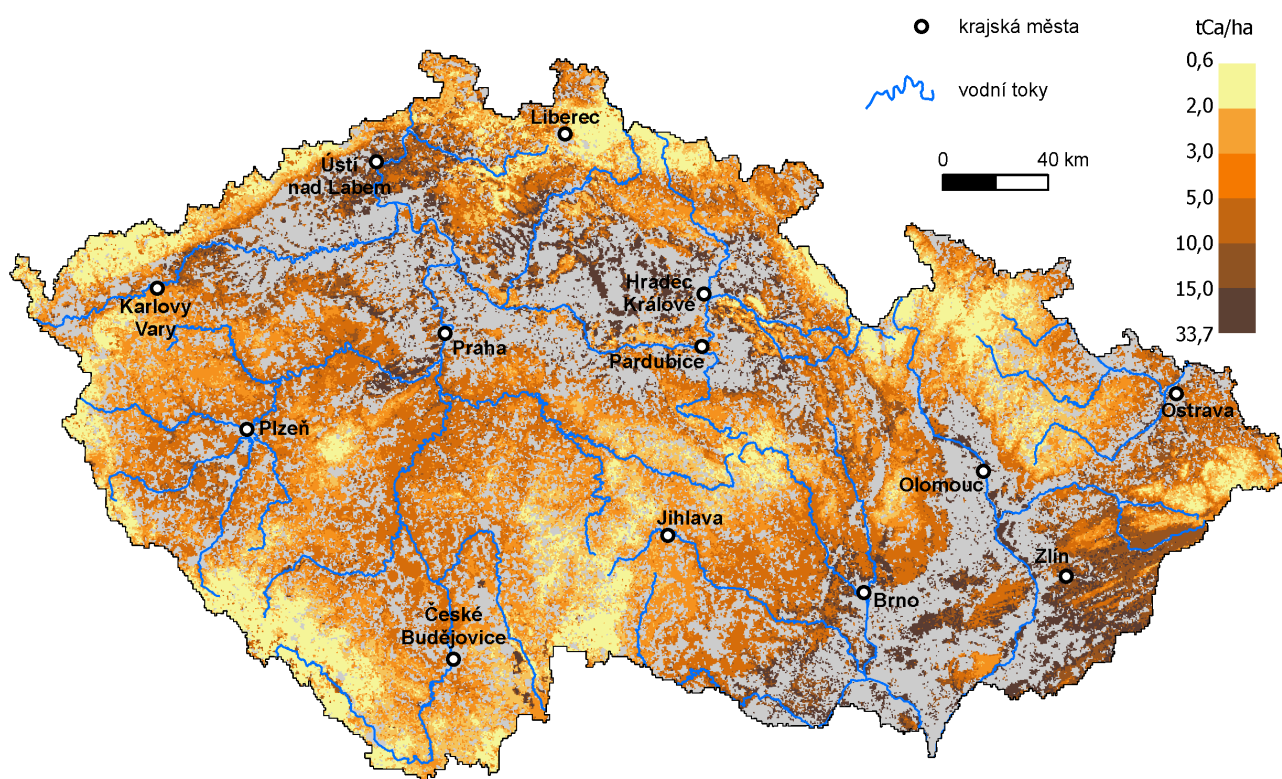
Tabulka 10. Celková zásoba vápníku v lesním ekosystému (v Mt) pro jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) a jejich relativní podíly na celkové zásobě.

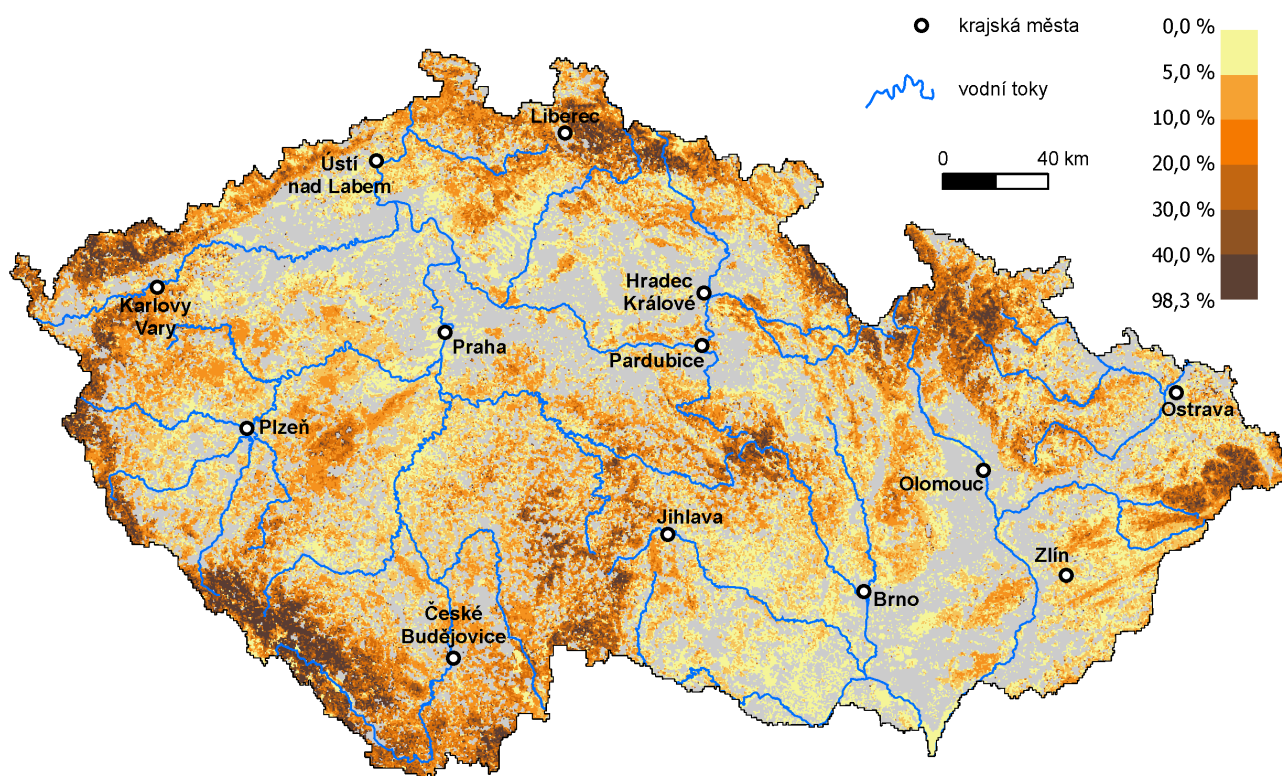
Skupina Lesních Půd	Rozloha	Les Ca	Půda Ca	Biomasa Ca	C/Ca	Podíl biomasa
	km ²	Mt	Mt	kt		
A	2619 (10 %)	0,52	0,38 (2,7 %)	139 (9,8 %)	188	0,27
B	2062 (8 %)	0,7	0,58 (4,1 %)	118 (8 %)	103	0,17
C	4240 (17 %)	1,46	1,23 (8,8 %)	228 (16 %)	85	0,16
E	1409 (5 %)	2,93	2,83 (20 %)	101 (7 %)	14	0,03
M	14258 (55 %)	9,31	8,53 (61 %)	779 (55 %)	36	0,08
O	1104 (4,3 %)	0,46	0,4 (2,8 %)	55 (3,8 %)	57	0,12
Celkem	25693	15,37	13,95	1420	45	

Průměrná zásoba přístupného vápníku v půdních horizontech jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP)



Obrázek 15. Zásoba přístupného půdního vápníku (t/ha) po horizontech u jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP).





Obrázek 16. Zásoba vápníku (Ca) v lesním ekosystému (půda + stromová biomasa) v tunách na hektar (nahoře) a relativní podíl biomasy na celkové zásobě Ca v lese (dole).

3.1.5. Hořčík

Zvětrávání hořčíku v lesních půdách je zásadním procesem obnovy zásoby bazických kationtů, protože Mg se do půdního roztoku uvolňuje především rozpadem primárních silikátů, jako jsou olivín, pyroxeny, amfiboly či Mg-bohaté slídy, jejichž rozpustnost a rychlost zvětrávání určují především mineralogické složení horniny, teplota, vlhkost, půdní pH a intenzita biologické činnosti; kořeny a mikroorganismy produkující organické kyseliny zvyšují rozpouštění Mg-minerálů ve rhizosféře, čímž urychlují jeho uvolnění do půdního roztoku, odkud je Mg^{2+} poután na výměnný komplex, mobilizován, transportován do hlubších horizontů nebo přijímán rostlinami, přičemž jeho celková bilance je dále ovlivněna atmosférickou depozicí, vnitřním koloběhem v ekosystému a ztrátami v podobě vyluhování či exportu biomasy, takže zvětrávání představuje hlavní

dlouhodobý zdroj hořčíku schopný vyrovnávat jeho úbytky z lesních půd.

V lesních půdách je vázáno 2,67 Mt hořčíku, s průměrnou zásobou 1,04 t Mg/ha, s podílem 77 % v hlubší minerální půdě. V lesní biomase je vázáno 200 kt Mg, tj. 7 % z celkové zásoby Mg v ekosystému. V kmenové biomase je vázáno ca 45 % Mg z celkové zásoby v biomase. Větve a kořeny jsou také významným zásobníkem hořčíku (Tab. 11). Podobně jako u vápníku, SLP kategorií A, B a C jsou významně ochuzené o Mg v půdách ve srovnání se zbytkem lesů (Obr. 18). Biomasa v těchto kategoriích představuje 13–21 % z celkové zásoby Mg v ekosystému (Tab. 12). Podobně jako u Ca, těžba kmenové biomasy představuje významný odnos těchto prvků z lesního ekosystému, protože biomasa je významným zásobníkem Mg v lese (Obr. 19). Kategorie A je navíc významně ochuzená o Mg i v hlubší minerální půdě (Obr. 18).

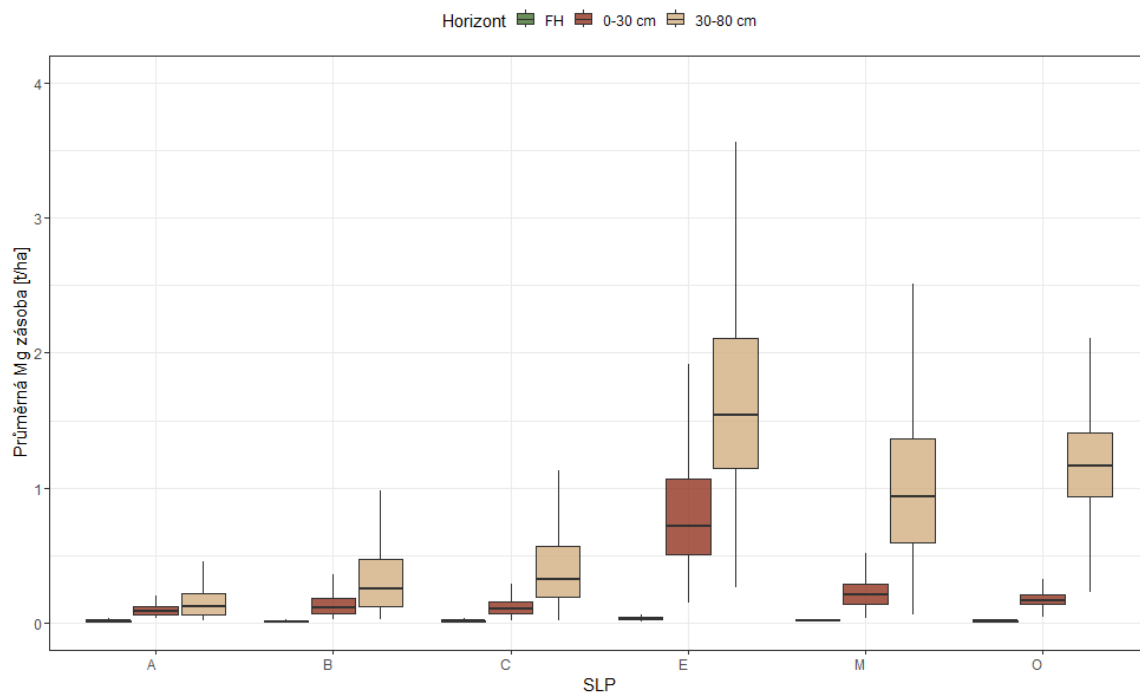
Tabulka 11. Celková plošná zásoba hořčíku v lesních půdách (v Mt) a biomase (v kt) hlavních dřevin. Průměrná zásoba hořčíku (v kg/ha) a hmotnostní poměr C:Mg v půdách a biomase, s relativním podílem v rámci půdy a biomasy dřevin.

Hořčík		Celková zásoba	Průměrná zásoba	C/Mg	Relativní zásoba
		Mt	kg/ha		%
Půda – porostní půda z LHP (25693 km²)					
Půdní horizont	FH	0,048	18,8	917	1,8
	0–30 cm	0,563	219	359	21
	30–80 cm	2,059	802	55	77
	Celkem	2,67	1040	135	
Celkem půda		2,67	1040	135	
Biomasa – DPZ detekovaný les (29439 km²)					
		kt	kg/ha		
Smrk + ost. jehličnaté (15685 km ²)	Kmen	42,5	27,1	2870	43
	Větve	16,7	10,7	903	17
	Listoví	15,2	9,7	555	15
	Kořeny	24,1	14,4	1503	24
	Celkem	99	63	1838	
Buk + ost. listnaté (5987 km ²)	Kmen	24,6	41,1	1807	47
	Větve	12	20,1	1155	23
	Listoví	3,8	6,3	382	7
	Kořeny	12,3	20,6	1210	23
	Celkem	53	88	1415	
Borovice + ost. jehličnaté (3894 km ²)	Kmen	12,3	31,5	2098	46
	Větve	5,9	15,3	939	23
	Listoví	3,4	8,7	568	13
	Kořeny	4,8	12,3	1732	18
	Celkem	26	68	1615	
Dub + ost. listnaté (3874 km ²)	Kmen	8,5	21,9	2688	39
	Větve	4,1	10,6	1105	19
	Listoví	2,7	6,9	311	12
	Kořeny	6,7	17,2	1054	30
	Celkem	22	57	1591	
Celkem les		200	69	1665	
LESNÍ EKOSYSTÉM		2870	1109	241	

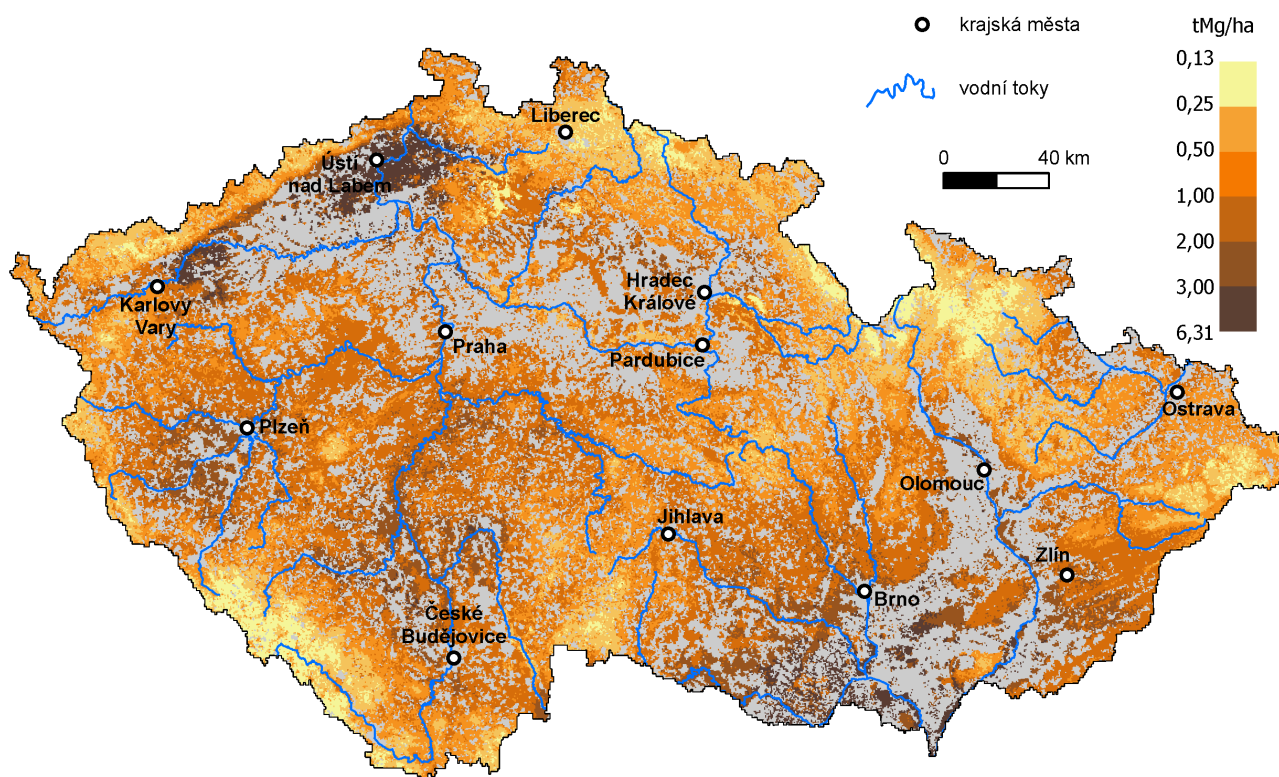
Tabulka 12. Celková zásoba hořčíku v lesním ekosystému (v kt) pro jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) a jejich relativní podíly na celkové zásobě.

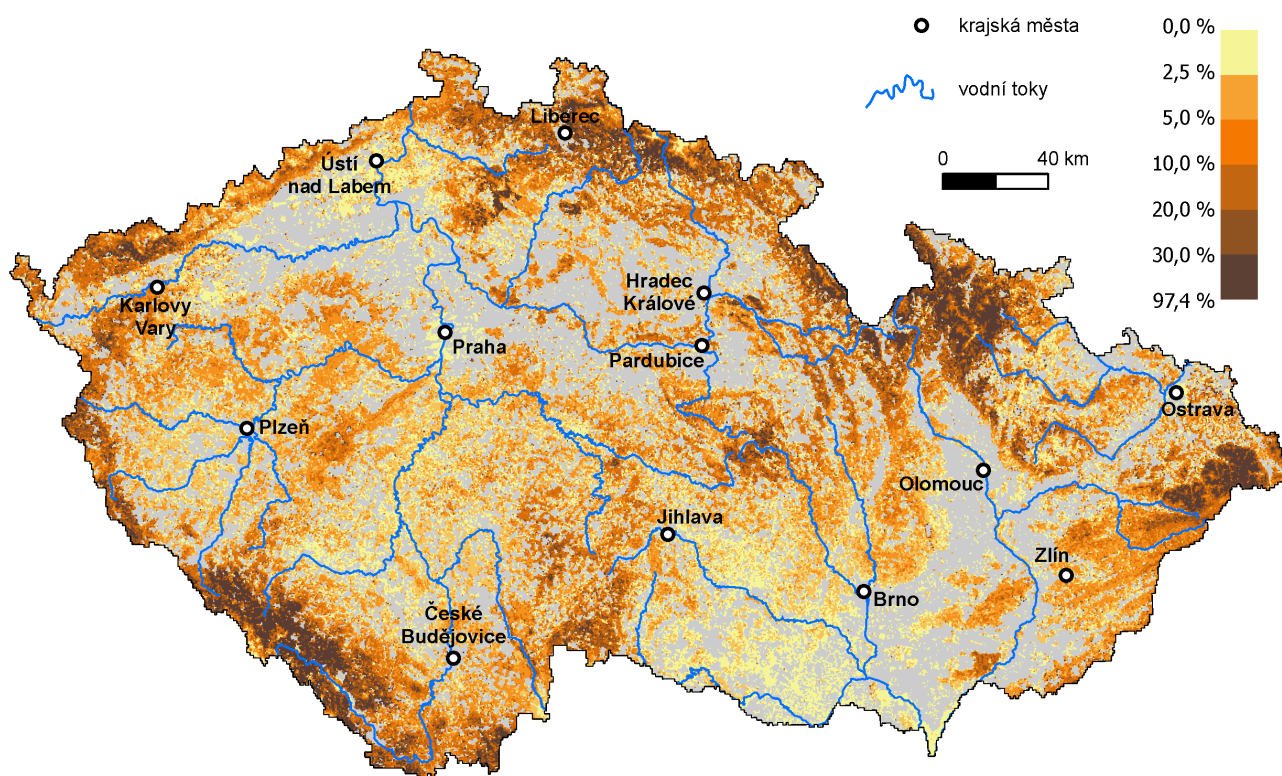
Skupina Lesních Půd	Rozloha	Les Mg	Půda Mg	Biomasa Mg	C/Mg	Podíl biomasa
	km ²	kt	kt	kt		
A	2619 (10 %)	91,4	71,8 (2,7 %)	19,6 (10 %)	1072	0,21
B	2062 (8 %)	103	85,8 (3,2 %)	16,8 (8,4 %)	699	0,16
C	4240 (17 %)	259	225 (8,4 %)	33,8 (17 %)	479	0,13
E	1409 (5 %)	388	377 (14 %)	11,4 (5,7 %)	103	0,03
M	14258 (55 %)	1868	1759 (66 %)	109 (55 %)	178	0,06
O	1104 (4,3 %)	159	151 (5,7 %)	8,3 (4,2 %)	163	0,05
Celkem	25693	2870	2670	200	241	

Průměrná zásoba přístupného hořčíku v půdních horizontech jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP)



Obrázek 17. Zásoba přístupného půdního hořčíku (t/ha) po horizontech u jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP).





Obrázek 18. Zásoba hořčíku (Mg) v lesním ekosystému (půda + stromová biomasa) v tunách na hektar (nahore) a relativní podíl biomasy na celkové zásobě Mg v lese (dole).

3.1.6. Draslík

Zvětrávání draslíku v lesních půdách je zásadním procesem doplňování jeho zásoby, protože K se uvolňuje především rozpadem primárních silikátových minerálů, zejména živců (ortoklas, mikroklin) a slídy (biotit, muskovit), přičemž rychlost jeho uvolňování ovlivňuje mineralogické složení matečné horniny, teplota, vlhkost, půdní pH a intenzivní biologická aktivita kořenů a mikroorganismů, které produkují organické kyseliny schopné urychlovat chemické zvětrávání; uvolněný K^+ je následně adsorbován na výměnný komplex, fixován mezi vrstvy jílových minerálů (zejména illitu či vermikulitu), nebo je rychle přijímán vegetací a vstupuje do vnitřního koloběhu živin, zatímco jeho ztráty probíhají zejména

vyluhováním nebo exportem biomasy; celkově tedy zvětrávání živců a slídy představuje hlavní dlouhodobý geochemický zdroj draslíku v lesních ekosystémech, který kompenzuje jeho relativně rychlý biologický obrat a potenciální ztráty z půdního profilu.

Lesní půdy obsahují 2,24 Mt K při průměrné zásobě 872 kg/ha, 2/3 jsou vázány v hlubší minerální půdě (Obr. 20). Lesní biomasa obsahuje 865 kt K, což činí ca 28 % veškeré zásoby K v lesním ekosystému, tedy více než u kationtů Ca a Mg (Tab. 13). V kmenové biomase je vázáno 36–43 % draslíku z celkové biomasy. V oblastech vymezených jako kategorie SLP A, B a C připadá podíl zásoby K v biomase na 32–37 % (Tab. 14). Prostorová distribuce celkové zásoby K v lesním ekosystému a podíl biomasy na této zásobě je na Obr. 21.

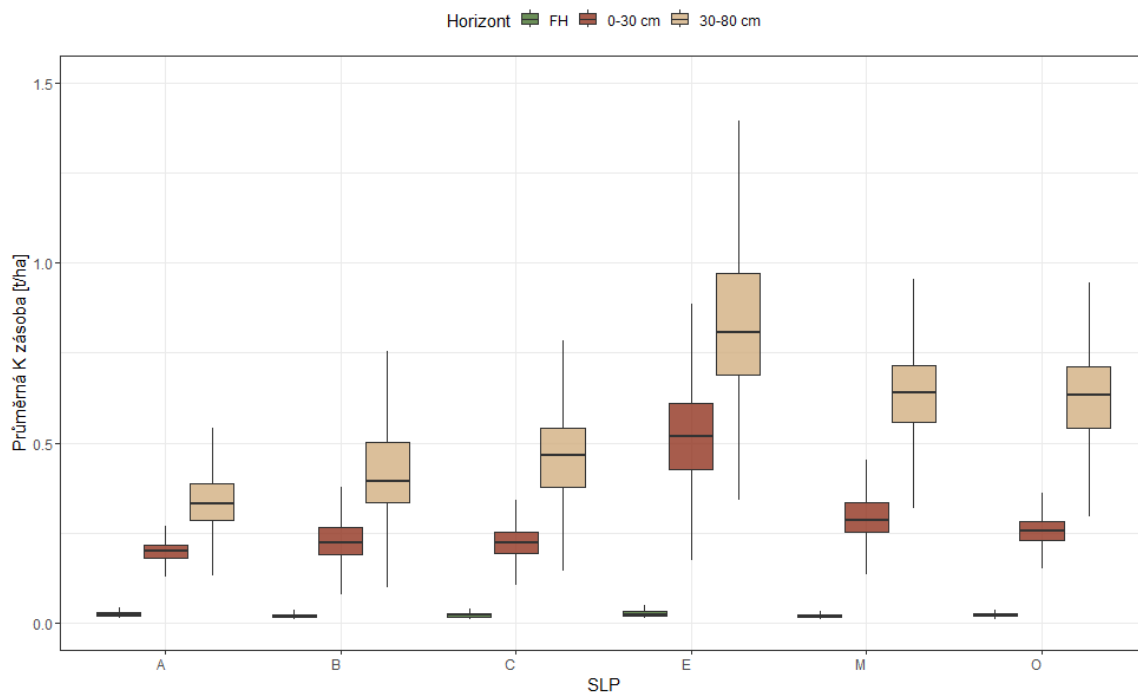
Tabulka 13. Celková plošná zásoba draslíku v lesních půdách (v Mt) a biomase (v kt) hlavních dřevin. Průměrná zásoba draslíku (v kg/ha) a hmotnostní poměr C:Mg v půdách a biomase, s relativním podílem v rámci půdy a biomasy dřevin.

Draslík		Celková zásoba	Průměrná zásoba	C/K	Relativní zásoba
		Mt	kg/ha		%
Půda – porostní půda z LHP (25693 km²)					
Půdní horizont	FH	0,058	22,5	759	2,6
	0–30 cm	0,716	279	282	32
	30–80 cm	1,464	570	78	65
	Celkem	2,24	872	161	
Celkem půda		2,24	872	161	
Biomasa – DPZ detekovaný les (29439 km²)					
		kt	kg/ha		
Smrk + ost. jehličnaté (15685 km ²)	Kmen	164	105	744	38
	Větve	70	45	216	16
	Listoví	96	61	88	22
	Kořeny	105	67	344	24
	Celkem	436	278		
Buk + ost. listnaté (5987 km ²)	Kmen	98	164	454	43
	Větve	59	98	236	26
	Listoví	23	39	61	10
	Kořeny	49	82	303	21
	Celkem	229	383		
Borovice + ost. jehličnaté (3894 km ²)	Kmen	32	83	795	36
	Větve	21	55	261	24
	Listoví	20	52	95	23
	Kořeny	16	40	527	17
	Celkem	90	231		
Dub + ost. listnaté (3874 km ²)	Kmen	47	122	485	43
	Větve	20	51	228	18
	Listoví	13	33	65	11
	Kořeny	31	79	231	28
	Celkem	110	284		
Celkem les		865	294	385	
LESNÍ EKOSYSTÉM		3110	1166	223	

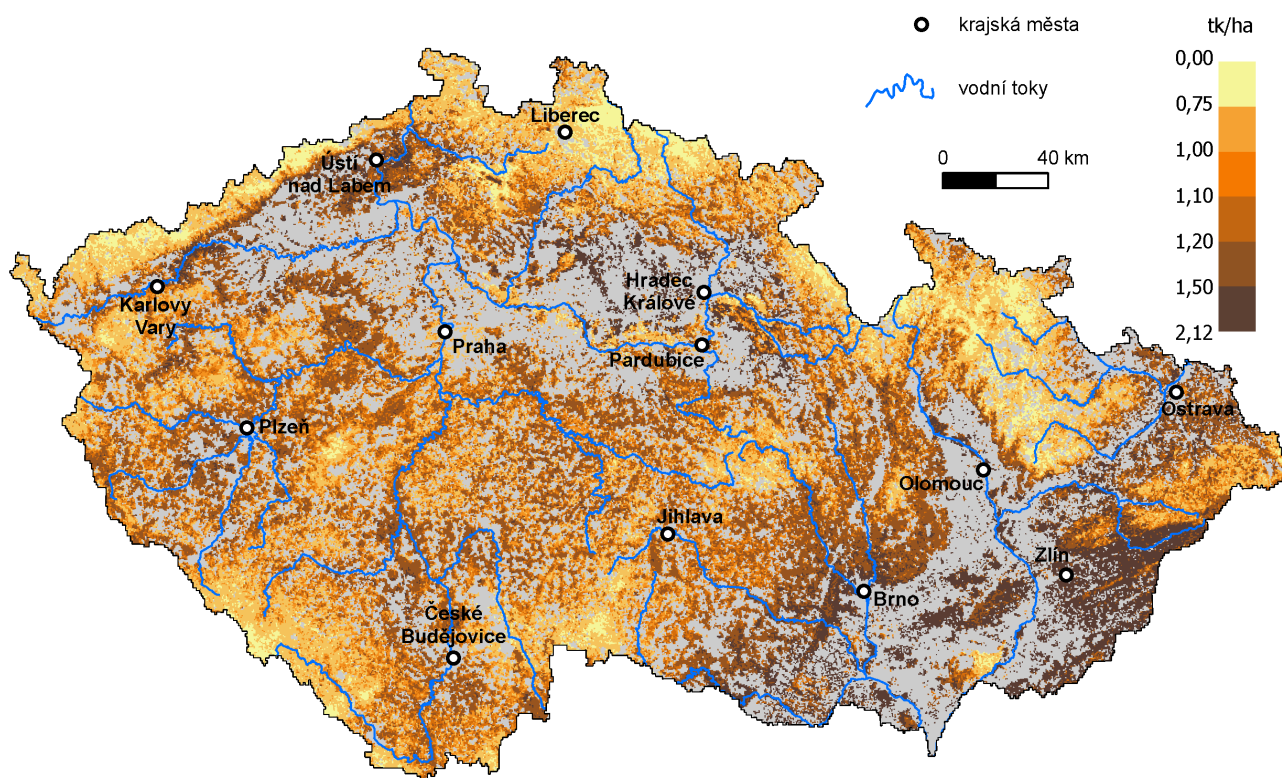
Tabulka 14. Celková zásoba draslíku v lesním ekosystému (v kt) pro jednotlivé Skupiny Lesních Půd (SLP) a jejich relativní podíly na celkové zásobě.

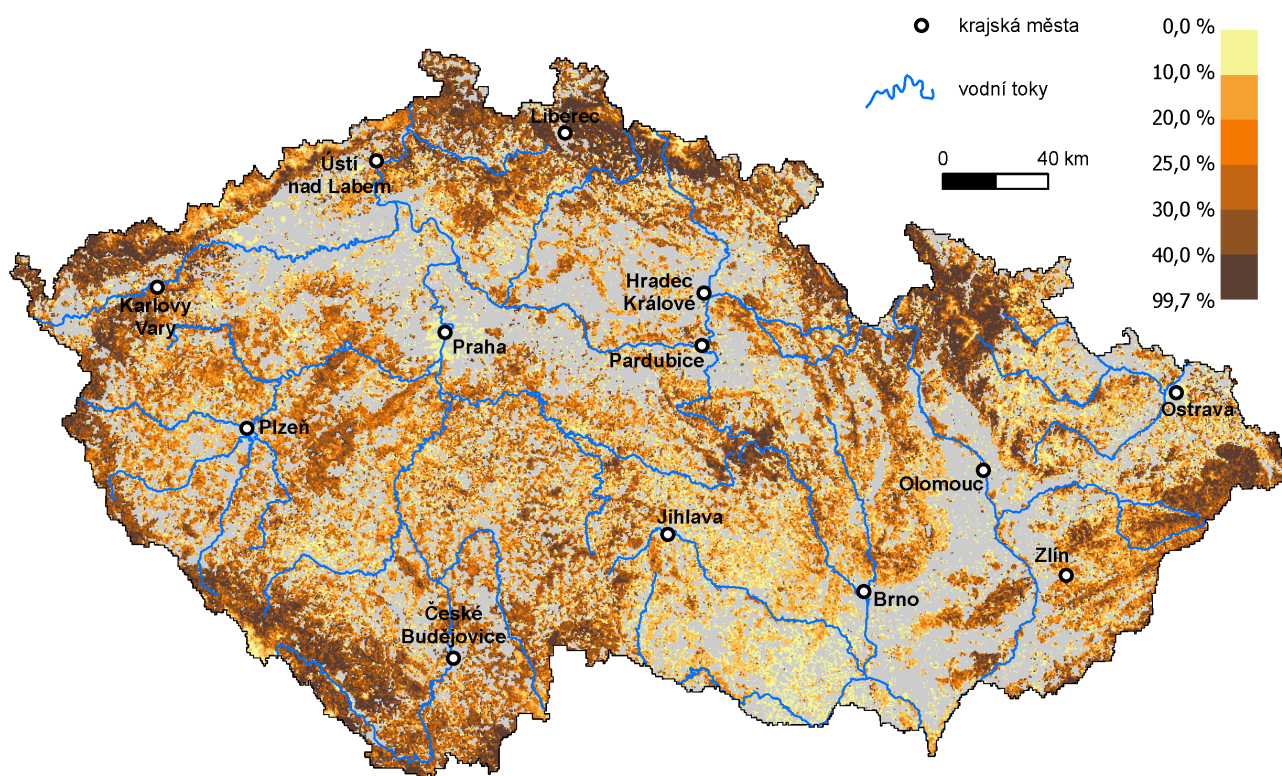
Skupina Lesních Půd	Rozloha	Les K	Půda K	Biomasa K	C/K	Podíl biomasa
	km ²	kt	kt	kt		
A	2619 (10 %)	230	144 (6,4 %)	86 (10 %)	426	0,37
B	2062 (8 %)	210	137 (6,1 %)	73 (8,4 %)	343	0,35
C	4240 (17 %)	445	301 (13 %)	144 (17 %)	279	0,32
E	1409 (5 %)	252	198 (9 %)	54 (6,2 %)	159	0,21
M	14258 (55 %)	1834	1360 (61 %)	474 (55 %)	182	0,26
O	1104 (4,3 %)	134	99 (4,4 %)	35 (4 %)	194	0,26
Celkem	25693	3110	2240	865		

Průměrná zásoba přístupného draslíku v půdních horizontech jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP)



Obrázek 19. Zásoba přístupného půdního draslíku (t/ha) po horizontech u jednotlivých Skupin Lesních Půd (SLP).





Obrázek 20. Zásoba draslíku (K) v lesním ekosystému (půda + stromová biomasa) v tunách na hektar (nahore) a relativní podíl biomasy na celkové zásobě K v lese (dole).

3.1.7. Shrnutí

Lesní ekosystémy v ČR představují rozsáhlé zásobárny uhlíku a živin, avšak jejich rozložení i obnova jsou silně podmíněny půdními vlastnostmi, druhovou skladbou a způsobem hospodaření. Nejvýrazněji se to projevuje v oblastech s vysokou citlivostí k acidifikaci a nutriční degradaci (SLP A, B, C), které tvoří 35 % rozlohy lesů, ale nesou téměř polovinu zásob půdního uhlíku i dusíku, zatímco zásoby bazických kationtů (Ca, Mg, K) jsou v nich naopak výrazně nižší než jinde. Tyto regiony jsou proto ekologicky zranitelnější – půdy mají omezenou zásobu živin, pomalejší zvětrávání a velkou část dostupného Ca, Mg, K i P zadržuje samotná biomasa stromů. Hospodářské zásahy, zejména export kmenové a těžební biomasy, zde představují významný odnos prvků, který může dále prohlubovat dlouhodobý deficit základních živin. U vápníku a hořčíku je nízká zásoba v půdě kombinována s tím, že podstatná část jejich dostupného množství je vázána v kmenech stromů – těžba tak může odstranit až desítky procent lokálně dostupného Ca a Mg. Fosfor, jehož hlavním geochemickým zdrojem je pomalé zvětrávání

apatitu příp. živce, je navíc limitován silnou sorpcí v půdě, takže jeho dostupná zásoba tvoří jen několik procent celkového P; i zde export v biomase představuje zásadní zásah do už tak omezeného koloběhu.

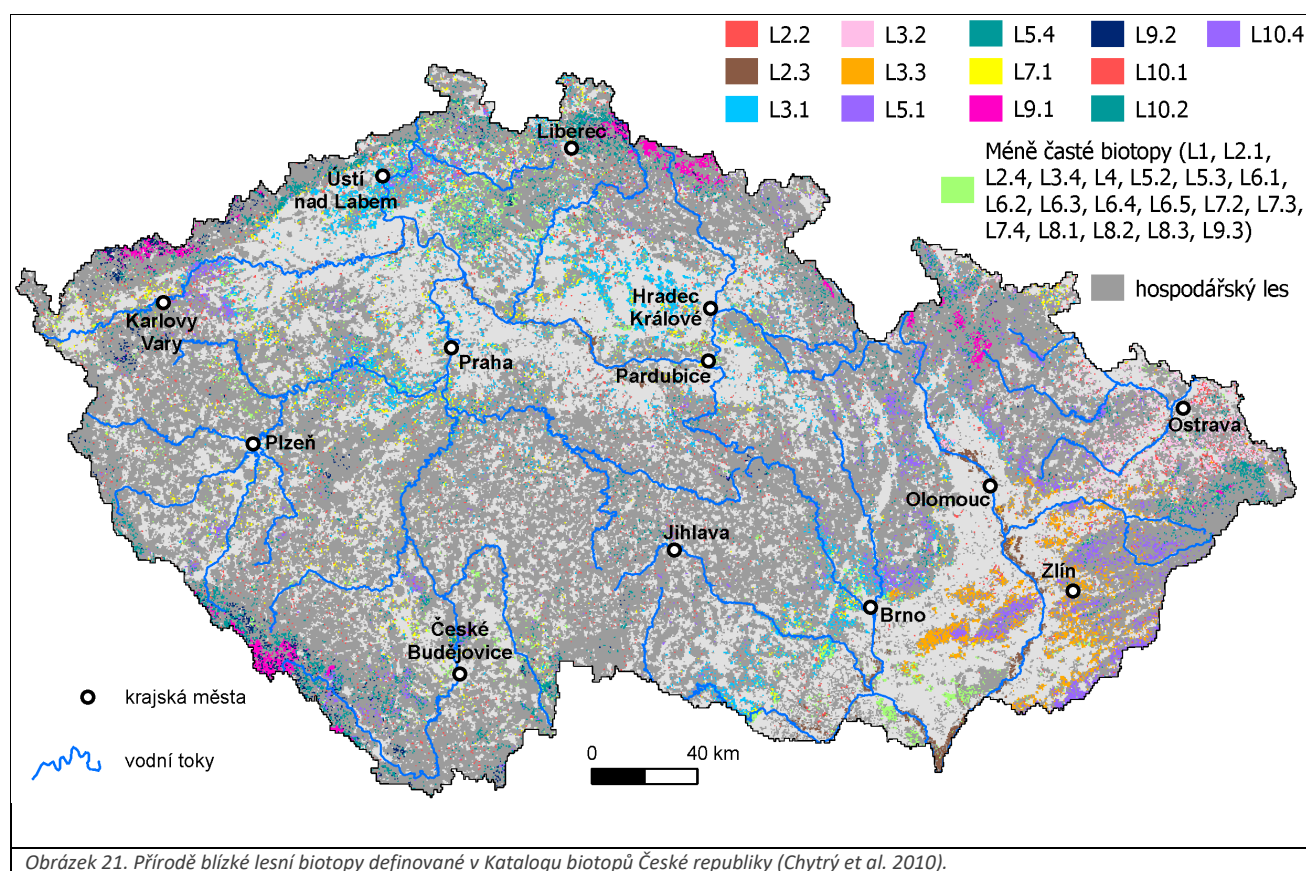
Naopak uhlík a dusík vykazují v těchto oblastech vysoké zásoby v půdě, což souvisí s pomalejší mineralizací a dlouhodobou akumulací organické hmoty, avšak tato vysoká zásoba organické hmoty také zvyšuje citlivost na destabilizaci – například odlesnění, eroze či změny hydrologie mohou vést k rychlým ztrátám C i N. Druhová skladba, dominovaná smrkem a bukem, dále posiluje riziko jednostranných živinových limitací, protože tyto dřeviny mají relativně vysoký příjem Ca, Mg a K.

Z těchto důvodů je v ekologicky citlivých oblastech A–C nezbytné uplatňovat diferencovaný, opatrnější lesní management: omezit export biomasy mimo kmenovou část (v kategorii A včetně části kmenové biomasy), systematicky ponechávat větve a klest v porostech, omezovat plošné holiny, zvýšit podíl listnáčů a smíšených porostů (efektivní v kategorii B a C), případně uvažovat o cíleném doplňování bazických kationtů podporou pionýrských druhů dřevin. Bez těchto postupů

hrozí dlouhodobé snižování produkční schopnosti a stability lesních ekosystémů, protože přirozené geochemické procesy nejsou schopny kompenzovat odnášené množství živin, zejména v oblastech s omezeným zvětrávacím potenciálem a historicky zatížených acidifikací a eutrofizací.

3.2. Chemismus půd a zásoby prvků v půdě v přírodě blízkých lesích, definovaných v Katalogu biotopů (L) České republiky

Půdní chemismus pro lesní přírodě blízké ekosystémy byl definován dvěma způsoby. První způsob odráží **měřené** vlastnosti půd - polygony pro jednotlivé lesní biotopy (Chytrý et al. 2010) (Obr. 22) byly protnuty s databází půdních sond (Neudertová Hellebrandová et al. 2024). Druhý způsob je založen na extrakci informace o půdním chemismu a **zásobách prvků** na základě **modelované** mapy půdního chemismu. Půdní chemismus je odvozen pro svrchní minerální půdu (0-30 cm), pro poměr uhlíku a dusíku (C:N) také pro horizont FH.



Obrázek 21. Přírodě blízké lesní biotopy definované v Katalogu biotopů České republiky (Chytrý et al. 2010).

3.2.1. pH půd

Mezi přírodě blízké lesní biotopy vyznačující se svrchním minerálním horizontem s $\text{pH} > 5,2$ patří luhy nížinných řek (L2.3 a L2.4), karpatské a panonské dubohabřiny (L3.3, L3.4), vápnomilné bučiny (L5.3), vybrané doubravy (L6.1, L6.2, L6.4) a hadcové bory (L8.3). Překvapivě i acidofilní

doubravy (L7.4), u nichž je ale poměrně vysoká standardní chyba poukazující na vysokou variabilitu pH tohoto biotopu. Mezi nejkyselější biotopy, s modelovaným $\text{pH} < 4,5$ v horizontu 0-30 cm patří lesy kategorií L2.1, L5.2, L5.4, L7.3, L8.1, L9.1–3, L10.2. Jde většinou o lesy horských poloh, případně bory chudých stanovišť (Tab. 15).

Tabulka 15. Průměrné (SE) pH půd v horizontu 0-30 cm odvozené z a) databáze chemismu lesních půd (měřené půdní profily) a b) z modelovaných hodnot mapy půdního chemismu. Počet udává a) počet půdních profilů daného biotopu, b) počet rastrových čtverců (500 x 500 m) zasahujících do daného biotopu.

Biotop	pH _{H2O}		pH _{ex}		počet	MAPA	pH _{H2O}		pH _{ex}		počet
kód	průměr	SE	průměr	SE			průměr	SE	průměr	SE	
L1	5,52	0,39	4,78	0,43	9		4,99	0,05	4,20	0,05	149
L2.1	7,11	NA	6,16	NA	1		4,41	0,06	3,74	0,06	8
L2.2	5,2	0,13	4,34	0,13	62		4,82	0,01	4,03	0,01	4010
L2.3	6,02	0,09	5,13	0,11	56		5,96	0,01	5,15	0,01	1749
L2.4	7,76	0,04	7,33	0,04	3		5,97	0,05	5,22	0,05	95
L3.1	5,04	0,06	4,12	0,06	206		5,02	0,01	4,14	0,01	7925
L3.2	4,67	0,06	3,89	0,06	83		4,74	0,01	3,98	0,01	1176
L3.3	5,35	0,10	4,38	0,11	80		5,28	0,01	4,29	0,01	2765
L3.4	5,8	0,24	4,9	0,26	17		5,79	0,03	4,94	0,04	379
L4	5,12	0,25	4,31	0,26	24		4,90	0,02	4,07	0,02	810
L5.1	4,71	0,03	3,86	0,02	381		4,77	0,00	3,91	0,00	6001
L5.2	4,96	0,36	4,22	0,36	5		4,32	0,06	3,55	0,05	18
L5.3	7,56	0,08	7,02	0,13	5		5,28	0,07	4,49	0,07	76
L5.4	4,36	0,01	3,69	0,01	600		4,43	0,00	3,73	0,00	6028
L6.1	6,18	0,91	5,34	1,16	2		6,00	0,09	5,15	0,10	63
L6.2	7,58	0,50	6,81	0,37	2		6,03	0,06	5,27	0,08	83
L6.3	5,26	0,18	4,28	0,16	8		5,13	0,03	4,24	0,03	51
L6.4	4,82	0,14	3,87	0,08	8		5,27	0,03	4,36	0,03	301
L6.5	5,14	0,20	4,22	0,21	17		5,16	0,02	4,30	0,03	363
L7.1	4,6	0,06	3,78	0,05	68		4,72	0,01	3,89	0,01	2568
L7.2	4,58	0,10	3,78	0,09	31		4,69	0,01	3,87	0,01	598
L7.3	4,47	0,09	3,66	0,08	26		4,48	0,01	3,67	0,01	826
L7.4	NA	NA	NA	NA	NA		5,39	0,08	4,68	0,09	48
L8.1	4,69	0,14	3,91	0,14	41		4,44	0,01	3,69	0,01	515
L8.2	7,39	NA	7,15	NA	1		4,88	0,09	4,05	0,09	23
L8.3	NA	NA	NA	NA	NA		5,35	0,17	4,35	0,19	2
L9.1	4,22	0,02	3,47	0,02	317		4,34	0,00	3,59	0,00	1882
L9.2	4,34	0,03	3,55	0,04	122		4,39	0,00	3,66	0,01	1310
L9.3	4,18	0,06	3,51	0,08	6		4,26	0,03	3,53	0,02	33
L10.1							4,62	0,04	3,79	0,02	34
L10.2	4,39	0,12	3,77	0,15	10		4,48	0,01	3,73	0,01	244
L10.4	4,19	0,21	3,32	0,36	2		4,59	0,02	3,69	0,02	45
hospodářské	4,45	0,01	3,74	0,01	5795		4,59	0,00	3,82	0,00	169945

3.2.2. Uhlík:dusík (C:N)

Hmotnostní poměr uhlíku ku dusíku (C:N) v horizontu nadložního humusu je měřítkem trofie stanoviště. V nadložním humusu (FH horizont) pravděpodobně vhodnější ukazatel než poměr ve svrchní minerální půdě z důvodu koncentrace

dekompozičních/mineralizačních pochodů. Mezi lesní biotopy s vysokým C:N poměrem (> 24) patří chudé bory (L7.3, L8.1) a horské/rašelinné lesy (L8.2, L10.1–4). Nízký C:N poměr (< 21), je u luhů a dubohabřin (L2.3–L3.2) a živných doubrav (L6.1, L6.2) (Tab. 16).

Tabulka 16. Průměrné (SE) pH půd v FH horizontu odvozené z a) databáze chemismu lesních půd (měřené půdní profily) a b) z modelovaných hodnot mapy půdního chemismu. Počet udává a) počet půdních profilů daného biotopu, b) počet rastrových čtverců (500 x 500 m) zasahujících do daného biotopu.

Biotop kód	C:N průměr	SE	počet	MAPA	C:N průměr	SE	počet
L1	20,1	2,99	8		21,5	0,25	149
L2.1	18,9	0,87	29		23,7	0,62	8
L2.2	17,0	1,25	7		21,8	0,04	4010
L2.3	18,3	NA	1		20,2	0,05	1749
L2.4	19,1	0,51	54		20,5	0,26	95
L3.1	19,2	0,42	28		20,7	0,02	7925
L3.2	20,8	0,84	13		19,8	0,03	1176
L3.3	26,8	8,05	3		21,0	0,03	2765
L3.4	21,2	1,79	10		21,7	0,06	379
L4	20,6	0,55	105		21,1	0,06	810
L5.1	17,0	2,26	2		21,9	0,02	6001
L5.2	19,6	0,30	3		21,3	0,29	18
L5.3	21,9	0,33	120		22,2	0,22	76
L5.4	17,2	NA	1		22,6	0,03	6028
L6.1	NA	NA	NA		20,1	0,17	63
L6.2	NA	NA	NA		20,8	0,10	83
L6.3	NA	NA	NA		22,4	0,16	51
L6.4	17,6	1,96	3		21,0	0,09	301
L6.5	19,9	2,07	6		21,0	0,08	363
L7.1	20,5	1,32	18		22,1	0,04	2568
L7.2	19,2	1,06	15		22,0	0,11	598
L7.3	28,7	1,54	9		24,1	0,08	826
L7.4	NA	NA	NA		23,6	0,35	48
L8.1	28,2	1,41	16		25,1	0,09	515
L8.2	NA	NA	NA		23,2	0,49	23
L8.3	NA	NA	NA		23,4	1,25	2
L9.1	22,4	0,44	48		22,5	0,04	1882
L9.2	28,4	2,55	16		24,6	0,07	1310
L9.3	17,2	0,60	2		22,3	0,21	33
L10.1	NA	NA	NA		25,9	0,58	34
L10.2	30,6	2,39	9		27,4	0,15	244
L10.4	32,5	4,05	3		29,0	0,26	45
hospodářské	23,6	0,16	1058		23,1	0,01	169945

3.2.3. Zásoby uhlíku a dusíku

Nejvyšší zásoby uhlíku a dusíku jsou v lesních biotopech horských poloh (L2.1, L5.2, L9.1–3, L10.4) a nížinných luhů (L2.4, L2.3), ekosystémy ovlivněné vodou případně v kombinaci s nízkou

teplotou. Naopak lesní biotopy s nízkou zásobou C a N jsou dubohabřiny v Karpatech (L3.3), kyselé doubravy (L7.1, L7.2) případně chudé bory (L8.1). Mezi uhlíkem bohaté, ale relativně chudé dusíkem pak patří některé rašelinné lesy (L10.1–4) (Tab. 17).

Tabulka 17. Průměrné (SE) zásoby C a N v horizontu 0-30 cm odvozené z modelovaných hodnot mapy půdního chemismu. Počet je množství rastrových čtverců (500 x 500 m) zasahujících do daného biotopu.

Biotop kód	C zásoba (t/ha)		N zásoba (t/ha)		počet
	průměr	SE	průměr	SE	
L1	88	2,5	5,0	0,15	149
L2.1	139	16,1	5,9	0,22	8
L2.2	83	0,5	4,7	0,03	4010
L2.3	124	1,2	8,1	0,04	1749
L2.4	146	7,6	8,2	0,18	95
L3.1	71	0,2	4,3	0,01	7925
L3.2	82	0,6	4,5	0,03	1176
L3.3	62	0,3	4,5	0,02	2765
L3.4	103	1,4	6,2	0,06	379
L4	82	0,9	4,5	0,04	810
L5.1	72	0,3	4,5	0,02	6001
L5.2	135	9,5	6,9	0,45	18
L5.3	71	2,5	4,0	0,13	76
L5.4	104	0,5	5,0	0,02	6028
L6.1	78	2,3	4,5	0,13	63
L6.2	101	2,5	6,1	0,13	83
L6.3	88	2,0	5,9	0,10	51
L6.4	70	1,2	4,2	0,06	301
L6.5	76	1,1	4,8	0,07	363
L7.1	63	0,4	3,5	0,02	2568
L7.2	66	0,9	3,8	0,05	598
L7.3	54	0,9	2,6	0,03	826
L7.4	119	5,4	6,2	0,21	48
L8.1	62	1,3	2,7	0,05	515
L8.2	72	4,9	3,4	0,21	23
L8.3	86	1,2	5,0	0,28	2
L9.1	134	0,8	6,4	0,04	1882
L9.2	117	1,1	5,0	0,03	1310
L9.3	144	6,2	7,0	0,37	33
L10.1	118	9,7	4,1	0,13	34
L10.2	97	3,1	3,3	0,06	244
L10.4	195	7,5	4,4	0,18	45
hospodářské	75	0,1	4,0	0,00	169945

3.2.4. Vápník

Vápníkem ochuzené lesní biotopy ($\text{Ca} < 1 \text{ t/ha}$) reprezentují zejména horské smrčiny (L9.1–3), dále pak živinově chudé bory (L8.1) a horské a acidofilní bučiny (L5.2, L5.4). Naopak mezi Ca bohaté

stanoviště ($\text{Ca} > 5 \text{ t/ha}$) se řadí nížinné luhy (L2.3, L2.4), dubohabřiny a živné teplomilné doubravy (L3.4, L6.1, L6.2) (Tab. 18).

Tabulka 18. Průměrné (SE) koncentrace půdního Ca půd v horizontu 0–30 cm odvozené z a) databáze chemismu lesních půd (měřené půdní profily) a b) z modelovaných hodnot mapy půdního chemismu (i se zásobou). Počet udává a) počet půdních profilů daného biotopu, b) počet rastrových čtverců (500 x 500 m) zasahujících do daného biotopu.

Biotop			Ca (mg/kg)		MAPA	Ca (mg/kg)		Ca zásoba (t/ha)		
kód	průměr	SE	počet	průměr		SE	průměr	SE	počet	
L1	2089	784	8		1160	77	3,51	0,23	149	
L2.1	NA	NA	NA		279	71	0,77	0,22	8	
L2.2	1462	303	48		1012	14	2,95	0,04	4010	
L2.3	3874	256	47		3229	22	10,12	0,08	1749	
L2.4	2887	205	3		2870	95	8,83	0,33	95	
L3.1	1676	193	122		1279	9	3,55	0,02	7925	
L3.2	694	132	40		835	13	2,42	0,04	1176	
L3.3	1432	199	66		1283	10	3,77	0,03	2765	
L3.4	2130	393	10		2081	51	6,68	0,16	379	
L4	2007	749	17		1162	26	2,93	0,06	810	
L5.1	915	83,8	194		811	7	2,15	0,02	6001	
L5.2	1373	696	4		392	83	0,96	0,20	18	
L5.3	6564	874	5		1680	131	3,94	0,27	76	
L5.4	241	37,5	225		337	4	0,91	0,01	6028	
L6.1	4153	2309	2		2942	157	7,10	0,30	63	
L6.2	3998	NA	1		2318	94	7,60	0,32	83	
L6.3	335	108	5		734	66	2,46	0,22	51	
L6.4	774	595	3		1591	43	4,23	0,11	301	
L6.5	1399	649	12		1257	31	3,51	0,09	363	
L7.1	634	212	44		731	10	2,03	0,03	2568	
L7.2	633	179	22		753	24	2,25	0,07	598	
L7.3	761	465	11		413	10	1,22	0,03	826	
L7.4	NA	NA	NA		923	92	2,66	0,26	48	
L8.1	145	53,9	18		334	12	0,94	0,03	515	
L8.2	NA	NA	NA		1054	191	2,96	0,51	23	
L8.3	NA	NA	NA		870	12	2,78	0,03	2	
L9.1	127	22,4	143		178	4	0,45	0,01	1882	
L9.2	174	44,7	68		273	8	0,76	0,02	1310	
L9.3	121	12,5	2		189	19	0,47	0,05	33	
L10.1	NA	NA	NA		1005	101	2,89	0,30	34	
L10.2	216	132	8		607	41	1,79	0,12	244	
L10.4	1130	NA	1		1276	79	3,74	0,24	45	
hospodářské	574	25,7	2351		564	2	1,60	0,00	169945	

3.2.5. Hořčík

Koncentrace hořčíku i zásoby v půdě (0–30 cm) kopírují gradient pro vápník. Nejnížší zásoby jsou

v horských lesích a chudých borech, nejvyšší v luzích nížin a bohatých doubravách a dubohabřinách Panonie (Tab. 19).

Tabulka 19. Průměrné (SE) koncentrace půdního Mg půd v horizontu 0–30 cm odvozené z a) databáze chemismu lesních půd (měřené půdní profily) a b) z modelovaných hodnot mapy půdního chemismu (i se zásobou). Počet udává a) počet půdních profilů daného biotopu, b) počet rastrových čtverců (500 x 500 m) zasahujících do daného biotopu.

Biotop	Mg (mg/kg)		počet	MAPA	Mg (mg/kg)		Mg zásoba (kg/ha)		
	kód	průměr	SE		průměr	SE	průměr	SE	počet
L1	123	42	8		152	8,9	456	26,4	149
L2.1	NA	NA	NA		47	8,6	128	25,7	8
L2.2	155	24	48		136	1,8	391	5,2	4010
L2.3	444	32	47		398	4,2	1251	14,1	1749
L2.4	91	5	3		397	19,8	1233	68,2	95
L3.1	168	19	122		166	1,3	456	3,3	7925
L3.2	75	11	40		83	1,1	243	3,5	1176
L3.3	151	16	66		145	1,2	429	3,9	2765
L3.4	188	41	10		265	6,2	857	20,3	379
L4	140	60	17		173	4,6	434	11,1	810
L5.1	131	16	194		111	1,4	293	3,5	6001
L5.2	146	65	4		53	12,3	129	28,1	18
L5.3	441	202	5		131	7,1	314	15,4	76
L5.4	37	4	225		54	0,6	146	1,5	6028
L6.1	78	38	2		222	13,4	565	37,0	63
L6.2	414	NA	1		280	9,8	918	32,4	83
L6.3	53	32	5		128	10,2	429	34,0	51
L6.4	39	12	3		241	9,0	625	21,2	301
L6.5	178	63	12		175	5,2	484	12,7	363
L7.1	92	24	44		109	1,4	302	3,8	2568
L7.2	111	24	22		101	2,9	299	8,3	598
L7.3	56	23	11		60	1,4	174	3,9	826
L7.4	NA	NA	NA		144	16,9	411	47,1	48
L8.1	228	119	18		59	2,2	164	6,2	515
L8.2	NA	NA	NA		107	8,3	302	23,1	23
L8.3	NA	NA	NA		117	1,8	373	14,7	2
L9.1	41	4	143		46	0,9	115	2,1	1882
L9.2	39	9	68		54	1,1	150	3,0	1310
L9.3	33	0	2		53	7,0	130	16,8	33
L10.1	NA	NA	NA		119	8,0	342	22,1	34
L10.2	29	14	8		80	3,5	236	10,6	244
L10.4	220	NA	1		143	6,5	417	19,2	45
hospodářské	84	4	2351		86	0,2	244	0,6	169945

3.2.6. Draslík

Nejnižší zásoby půdního draslíku (0–30 cm) jsou modelovány pro lesní biotopy horských smrčín

(L9.1–3) a chudých borů (L7.3, L8.1) a acidofilních bučin (L5.4). Nejvyšší zásoby půdního K jsou v biotopech teplomilných úživných doubrav a nížinných luhů (Tab. 20).

Tabulka 20. Průměrné (SE) koncentrace půdního K půd v horizontu 0–30 cm odvozené z a) databáze chemismu lesních půd (měřené půdní profily) a b) z modelovaných hodnot mapy půdního chemismu (i se zásobou). Počet udává a) počet půdních profilů daného biotopu, b) počet rastrových čtverců (500 x 500 m) zasahujících do daného biotopu.

Biotop	K (mg/kg)		počet	MAPA	K (mg/kg)		K (kg/ha)		počet
	kód	průměr	SE		průměr	SE	průměr	SE	
L1		128	43		8		121	3,7	149
L2.1		NA	NA		NA		78	3,5	8
L2.2		150	11		48		125	0,7	4010
L2.3		286	17		47		210	1,5	1749
L2.4		264	56		3		214	4,6	95
L3.1		143	8		122		140	0,4	7925
L3.2		141	11		40		142	0,9	1176
L3.3		157	8		66		161	0,5	2765
L3.4		163	29		10		161	2,1	379
L4		120	14		17		129	1,3	810
L5.1		115	6		194		120	0,5	6001
L5.2		139	34		4		91	4,7	18
L5.3		116	35		5		127	2,8	76
L5.4		67	3		224		85	0,3	6028
L6.1		104	23		2		174	3,8	63
L6.2		150	NA		1		169	3,2	83
L6.3		69	8		5		93	2,7	51
L6.4		62	11		3		161	2,1	301
L6.5		161	36		12		152	1,7	363
L7.1		101	10		44		117	0,7	2568
L7.2		97	16		22		111	1,4	598
L7.3		93	22		11		85	0,8	826
L7.4		NA	NA		NA		108	4,9	48
L8.1		54	10		18		81	1,2	515
L8.2		NA	NA		NA		113	5,4	23
L8.3		NA	NA		NA		140	3,0	2
L9.1		63	3		143		72	0,3	1882
L9.2		53	5		68		73	0,4	1310
L9.3		112	18		2		77	2,6	33
L10.1		NA	NA		NA		106	4,2	34
L10.2		86	26		8		87	1,4	244
L10.4		166	NA		1		109	2,7	45
hospodářské		97	1		2350		104	0,1	169945

3.2.7. Mineralizovatelný fosfor

Nízké koncentrace fosforu v půdním horizontu 0–30 cm jsou modelovány pro biotopy dubohabřin a mokřadních olšin (L1, L3.2, L3.3), dále pro acidofilní doubravy (L6.3, L7., L7.4) a

chudé bory (L7.3 a L8.1). Relativně vysoké koncentrace fosforu můžeme očekávat v biotopech bazofilních doubrav (L6.1, L6.4), suťových lesů (L4), a specifických hadcových borů (L8.1) (Tab. 21).

Tabulka 21. Průměrné (SE) koncentrace půdního P_{tot} půd v horizontu 0–30 cm odvozené z a) databáze chemismu lesních půd (měřené půdní profily) a b) z modelovaných hodnot mapy půdního chemismu (i se zásobou). Počet udává a) počet půdních profilů daného biotopu, b) počet rastrových čtverců (500 x 500 m) zasahujících do daného biotopu.

Biotop kód	P_{tot} (mg/kg)		počet	MAPA	P_{tot} (mg/kg)		P_{tot} (kg/ha)		počet
	průměr	SE			průměr	SE	průměr	SE	
L1	305	154	8		299	8,2	895	24	149
L2.1	NA	NA	NA		428	53,3	1170	168	8
L2.2	305	33	47		372	2,4	1055	6	4010
L2.3	566	37	48		442	2,8	1384	10	1749
L2.4	319	31	3		445	10,7	1361	37	95
L3.1	418	43	108		365	2,0	996	5	7925
L3.2	283	28	41		291	2,3	845	7	1176
L3.3	269	23	59		279	1,1	814	3	2765
L3.4	708	416	8		381	7,1	1225	23	379
L4	573	244	16		472	7,1	1187	17	810
L5.1	493	36	161		396	3,1	1046	8	6001
L5.2	624	217	4		412	14,0	1021	38	18
L5.3	362	29	3		419	17,1	1018	42	76
L5.4	363	23	142		400	1,8	1084	5	6028
L6.1	134	NA	1		455	20,8	1110	47	63
L6.2	289	NA	1		408	13,1	1339	44	83
L6.3	94	16	5		179	8,9	599	29	51
L6.4	616	344	2		515	19,5	1319	44	301
L6.5	651	269	10		438	8,0	1216	19	363
L7.1	263	29	34		380	3,1	1038	8	2568
L7.2	190	24	26		280	5,3	820	14	598
L7.3	139	32	10		236	4,6	677	11	826
L7.4	NA	NA	NA		240	11,9	693	32	48
L8.1	173	38	17		289	6,4	797	16	515
L8.2	NA	NA	NA		422	41,2	1184	110	23
L8.3	NA	NA	NA		495	5,0	1579	54	2
L9.1	188	NA	1		440	2,1	1130	6	1882
L9.2	413	30	50		441	2,7	1201	7	1310
L9.3	331	44	16		460	20,0	1142	56	33
L10.1	NA	NA	NA		381	22,1	1086	58	34
L10.2	191	43	8		346	6,3	1008	18	244
L10.4	35	NA	1		428	8,5	1249	25	45
hospodářské	340	97	15		357	0,3	999	1	169945

3.2.8. Shrnutí

Půdní chemismus přírodě blízkých lesních biotopů v ČR vykazuje jasné vzorce, které odpovídají trofickému gradientu, hydrologii a nadmořské výšce stanovišť. Biotopy nížinných luhů a úživných teplomilných doubrav se vyznačují nejvyšší hodnotou pH, nízkým poměrem C:N a vysokými zásobami Ca, Mg, K i P, což odráží rychlou mineralizaci a přirozeně úživné substráty. Na opačném konci gradientu stojí horské smrčiny, chudé bory a horské či rašelinné lesy, které jsou charakteristické velmi nízkým pH, vysokými hodnotami C:N, vysokými zásobami uhlíku, ale nižšími zásobami dusíku (vysokým C:N poměrem) a výrazným nedostatkem bazických kationtů i přístupného P. Tyto rozdíly jsou patrné napříč všemi sledovanými prvky: zásoby Ca, Mg a K ostře klesají směrem k chudým, kyselým a horským biotopům, zatímco u fosforu se nízké hodnoty objevují nejen v oligotrofních borech, ale také v některých dubohabřinách a olšinách na kyselých substrátech. Biotopy středního trofického stupně – například dubohabřiny, bučiny a suché doubravy – vykazují smíšené charakteristiky: slabě kyselé pH, střední hodnoty C:N (22–24) a průměrné zásoby živin, přičemž jejich variabilita odráží rozdíly v geologickém podloží a klimatu (např. panonské vs. karpatské dubohabřiny). Celkově tak vzniká konzistentní ekologický gradient, kde úživné a hydrologicky ovlivněné biotopy (nížinné luhy, teplomilné doubravy) mají nejvyšší zásoby živin a nejnižší C:N, zatímco chudé, kyselé a horské biotopy (horská smrčina, chudý bor, rašelinné lesy) mají zásoby živin nejnižší, ale hromadí velká množství uhlíku v organických horizontech. Tento pattern ukazuje, že stav zásob živin a půdní chemismus nejsou náhodné, ale systematicky uspořádané podél environmentálního gradientu úživnosti, klimatu a hydrologického režimu jednotlivých lesních biotopů.

3.3. Chemismus hospodářských a přirozených lesních půd, se zvláštním zřetelem na mechanismy stabilizace organického uhlíku a principy distribuce ekologicky významných prvků v půdním profilu.

3.3.1. Analytické postupy

Zavedení nových analytických služeb v laboratořích České geologické služby v rámci projektu DivLand představuje významný krok ke komplexnímu hodnocení půdních procesů a pedogeochemických vazeb v české krajině. Díky vývoji a validaci tří specializovaných laboratorních postupů je nyní možné přesně charakterizovat odlišné formy železa, hliníku, křemíku, manganu a fosforu, které odrážejí probíhající pedogenezi, stav zvětvávání, vazby na organickou hmotu a schopnost půd stabilizovat organický uhlík.

První z nově zavedených postupů je citrát-dithioničitanová extrakce, která umožňuje stanovit množství takzvaných volných oxidů železa a hliníku, tedy pedogenních forem, jež nejsou pevně zabudovány v primárních nebo sekundárních silikátech. Dithioničitan sodný zde působí jako redukční činidlo, které převádí Fe(III) na rozpustnou formu, zatímco citrát stabilizuje uvolněné ionty kovů. Tento výluh poskytuje také informaci o doprovodném uvolnění křemíku a manganu, které pochází z povrchů oxidů. Výsledky této extrakce jsou zásadní pro rekonstrukci intenzity zvětvávacích a acidifikačních procesů a pro určení množství pedogenních oxidů v půdním prostředí.

Druhým klíčovým postupem zavedeným díky projektu DivLand je oxalátová extrakce, která je mezinárodně uznávaným standardem pro kvantifikaci amorfních minerálů krátkého dosahu (short-range order, SRO), zejména amorfních hydroxidů železa a hliníku. Amonný oxalát v kyselém prostředí selektivně rozpouští právě tyto málo krystalické a vysoce reaktivní fáze, zatímco krystalické oxidy zůstávají převážně nedotčeny. Oxalátově extrahovatelné formy představují nejaktivnější část půdního minerálního sorpčního komplexu a udávají schopnost půdy sorbovat fosfor i stabilizovat organickou hmotu prostřednictvím vazby na amorfny minerály. Tato metoda je proto klíčová pro interpretaci vývoje půdních horizontů, potenciálu akumulace uhlíku a charakteristik sorpčních procesů.

Třetím postupem vyvinutým a zavedeným v rámci projektu je pyrofosfátová extrakce, která selektivně uvolňuje kovy vázané na organickou hmotu. Silně alkalické prostředí pyrofosfátu ($\text{pH} > 9$) narušuje vazby mezi polyvalentními kationty a huminovými látkami, čímž dochází

k rozpouštění organominerálních komplexů bez významného rozpouštění minerálních částic. Pyrofosfátově extrahované koncentrace Fe, Al, Si a Mn vypovídají o míře komplexace kovů organickou hmotou a umožňují posoudit stabilitu organických komplexů, intenzitu podzolizačních procesů a charakter akumulace organické hmoty ve svrchních půdních horizontech.

Cílem zavedených postupů není pouze poskytnout nové laboratorní služby, ale vytvořit konzistentní systém umožňující detailní rozklad forem Fe, Al, Mn, Si a P v půdách. Dohromady pokrývají krystalické, amorfni i organicky vázané frakce kovů, které společně umožňují přesně interpretovat půdní procesy a jejich dynamiku. Projekt DivLand tak umožnil vznik komplexního analytického zázemí, které dříve v České geologické službě chybělo. Nově zavedené metody rozšiřují možnosti pedologického výzkumu, podporují moderní geochemické hodnocení půdních procesů a přinášejí nástroje, které umožňují detailní posouzení vztahů mezi půdní chemií a organickou hmotou.

3.3.2. Srovnání přírodě blízkých a hospodářských lesů

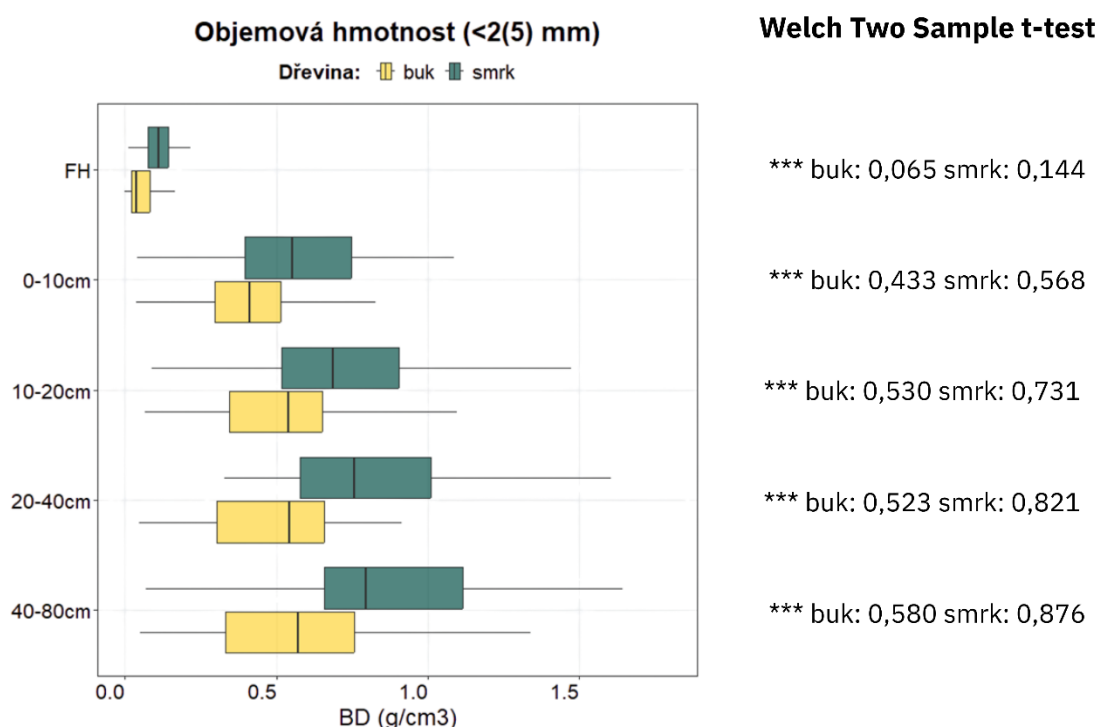
V rámci spolupráce v projektu DivLand bylo vyhodnoceno 199 půdních profilů, které reprezentují 956 půdních horizontů (FH, 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm a 40–80 cm). Celkem 137 profilů je z ČR, 16 profilů ze Slovenska, 16 profilů z Rumunska a 30 profilů z Bulharska. 92 profilů reprezentuje hospodářské lesy (exkluzivně lokalizované v ČR) a 107 profilů přírodě blízké či přirozené lesy. Drtivá většina přírodě blízkých lesů má dominantní dřevinu buk lesní, proto v dalším srovnání rozlišujeme typy lesních půd podle typické dřeviny (smrk vs. buk). Půdy byly odebírány identickou metodou (vyjma dvou lokalit v ČR (NPR Žofín a NPR Razula), kdy veškerá půda a skelet z plochy 0.5 m² je vážena, v terénu sítována na frakci pod 1 cm, ta opět v terénu zvážena a poté v laboratoři determinována frakce pod 2 mm (v horizontu FH pod 5 mm) a na základě změřené vlhkosti spočtena zásoba jemnozeme pro každý odebraný horizont. Jde o velmi časově náročný odběr půdních profilů, který ale umožňuje exaktně změřit zásoby jemnozeme (a potažmo prvků) bez nutnosti pedotransferových funkcí.

Pro analýzu faktorů ovlivňujících zásobu prvků v půdním profilu byl použit lineární model se smíšenými efekty. Vysvětlovanou proměnnou byla zásoba prvku v půdě (často matematicky transformována pro dosažení normální distribuce), vysvětlujícími proměnnými byly obsah oxalátových forem Fe/Al (Mt), objemová hmotnost jemnozeme (BD), půdní pH a průměrná zásoba biomasy nadložní vegetace. Všechny vysvětlující proměnné byly centrovány pomocí lineární transformace. Konkrétně byla z každé hodnoty dané proměnné odečtena její celková střední hodnota (aritmetický průměr), aniž by byla měněna směrodatná odchylka či jednotky měření. Tím vznikly tzv. centrované proměnné, které mají průměr rovný nule, ale zachovávají původní měřítko a rozptyl. Všechny tyto proměnné vstupovaly do modelu jednak jako hlavní efekty, jednak v interakci s kategorizovanou proměnnou „druh dřeviny“, aby bylo možné testovat, zda se jejich vliv liší mezi studovanými dřevinami (tj. buk vs. smrk). Jako náhodný efekt byl použit náhodný intercept hierarchicky uspořádaný podle lokality a půdní sondy (struktura typu „sonda v rámci lokality“), což umožnilo zohlednit nestrukturovanou variabilitu mezi lokalitami i mezi odebranými profily.

3.3.3. Objemová hmotnost jemnozeme

Ve všech půdních horizontech jsou průkazné signifikantní rozdíly v objemové hmotnosti jemnozeme (Obr. 23). Půdy ve smrkových lesích mají objemovou hmotnost v průměru vyšší. Je nepravděpodobné, že by tyto rozdíly ve fyzikální vlastnosti půdy pramenily z vlivu dominantní vegetace. Tento rozdíl spíše ukazuje, že přírodě blízké (bukové) porosty jsou zachovány v lokalitách s vyšším obsahem skeletu (např. strmější svahy), tedy na místech špatně přístupných tedy ušetřených historické přeměně na smrkové lesy.

Obsah jemnozeme zásadně ovlivňuje klíčové funkce lesní půdy. Jemnozeme vedle vlivu na hydrický režim půd také významně formuje zásobování živinami, protože jílové částice s organickou hmotou mají vysokou schopnost živiny vázat a postupně je uvolňovat. Zároveň se podílí na tvorbě stabilních agregátů, které zajišťují vhodnou půdní strukturu a provzdušnění s optimálním poměrem pórů naplněných vodou a vzduchem. V neposlední řadě ovlivňuje mikrobiální aktivitu i náchylnost půdy ke zhutnění a erozi.



Obrázek 22. Krabicové grafy ukazující distribuci objemové hustoty jemnozeme v jednotlivých vrstvách půdy. Vpravo jsou výsledky dvouvýběrového Welchova t-testu pro jednotlivé půdní vrstvy, *** < 0,001, ** < 0,01, * < 0,05, n. s. – není signifikantní. Uvedené jsou i průměrné hodnoty pro daný horizont a dřevinu vždy v jednotkách použitých na ose x v grafu.

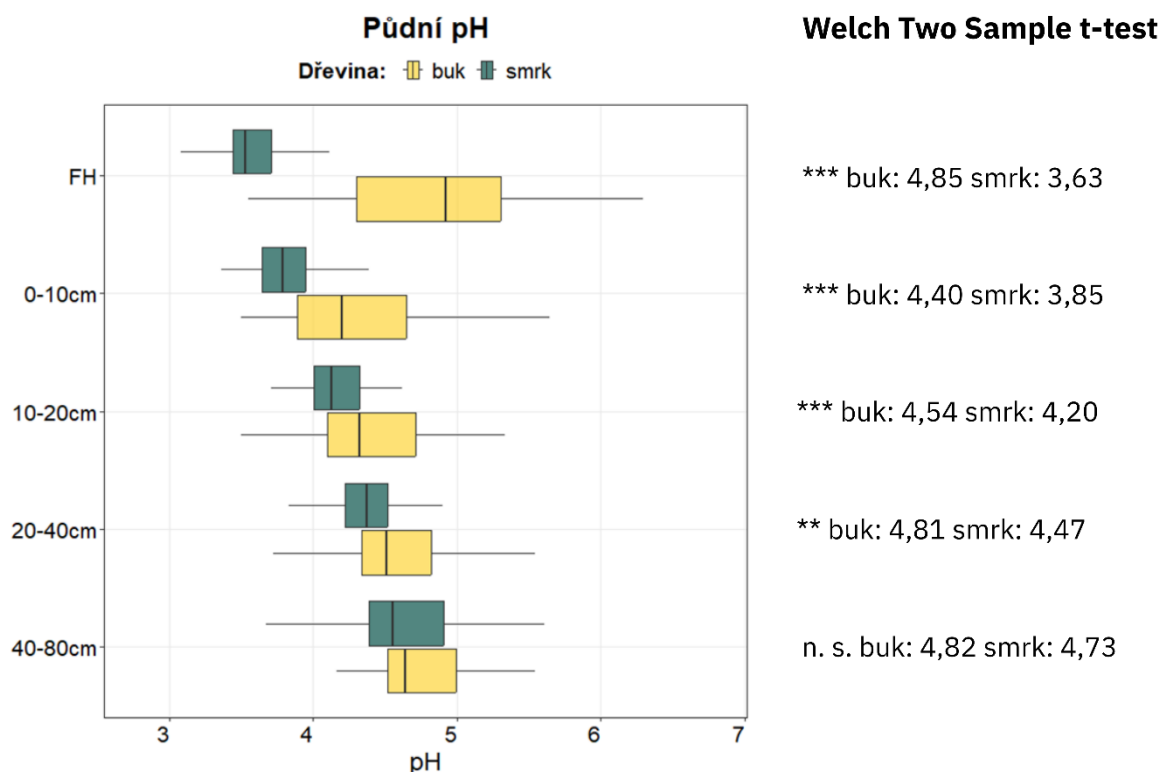
3.3.4. Půdní reakce (pH ve vodě)

Rozdíl v pH půdy mezi bukovým a smrkovým lesem, který je výrazný v svrchních vrstvách, ale mizí v hloubce 40–80 cm (Obr. 24), je primárně dán odlišnou kvalitou opadu a s ní spojenými procesy. Bukový opad (listí) je bohatší na bazické kationty a rychle se rozkládá, čímž uvolňuje tyto neutralizující

prvky a podporuje vznik humusu typu mull s vyšší biologickou aktivitou a pH. Naopak smrkový opad (jehličí) je kyselý, obsahuje málo bazických prvků a rozkládá se pomalu, což vede k hromadění kyselého humusu typu mor a okyselování svrchní půdy. V hlubších vrstvách však vliv organického opadu slábne a dominujícím faktorem se stává geologické podloží, případně klimatické podmínky.

Při bližší analýze dat pomocí smíšených lineárních modelů můžeme konstatovat, že pH půdy je významně ovlivněno obsahem celkového organického uhlíku (negativně), objemovou hmotností (negativně) a zejména obsahem vápníku (pozitivně). Navíc byl zjištěn významný interakční efekt, kde vliv vápníku na pH je významnější pro

smrkové lesy. Tyto faktory dohromady vysvětlují 73 % variability půdního pH v celém profilu. Model také úspěšně zohledňuje hierarchickou strukturu dat, s větší variabilitou pH mezi lokalitami než v rámci lokalit.



Obrázek 23. Krabicové grafy ukazující distribuci půdního pH_{H_2O} v jednotlivých vrstvách půdy. Vpravo jsou výsledky dvouvýběrového Welchova t-testu pro jednotlivé půdní vrstvy, *** < 0,001, ** < 0,01, * < 0,05, n. s. – není signifikantní. Uvedené jsou i průměrné hodnoty pro daný horizont a dřevinu vždy v jednotkách použitých na ose x v grafu.

3.3.5. Zásoba vápníku, hořčíku a draslíku

I přes významně nižší objemovou hmotnost jemnozeme v nadložním humusu FH a nižší mocnost v bukovém lese, je zásoba vápníku (Ca) signifikantně ($p=0,049$) vyšší v bukových lesích ve srovnání se smrkovými. Je to dáno vyšší koncentrací Ca. Celková zásoba Ca v bukových porostech je 2,87 t Ca/ha, ve smrkovém porostu činí 1,1 t Ca/ha, tento rozdíl je signifikantní ($p=0,001$). Ve smrkovém porostu je do hloubky 40 cm vázáno pouze 28 % celkové zásoby Ca, kdežto v bukovém porostu tento podíl je 62 %. Signifikantní rozdíly v zásobě Ca jsou v půdním

profilu do 40 cm (Obr. 25). Nízká měřená zásoba Ca ve svrchní půdě u smrkových hospodářských lesů je obdobná jako náš odhad distribuce Ca v půdách v ČR (Kapitola 3.1.4), kde na svrchní půdu do 30 cm připadá 29 % půdní zásoby. LME model prokázal silný pozitivní a statisticky vysoce významný vliv pH půdy na zásobu Ca v půdě (a vice versa viz pH), což znamená, že vyšší pH je spojeno s výrazně vyšší akumulací vápníku. Dále, objemová hmotnost jemnozeme má významný pozitivní vliv na celkový obsah vápníku. Naopak, přítomnost smrku má statisticky významný negativní přímý vliv na Ca

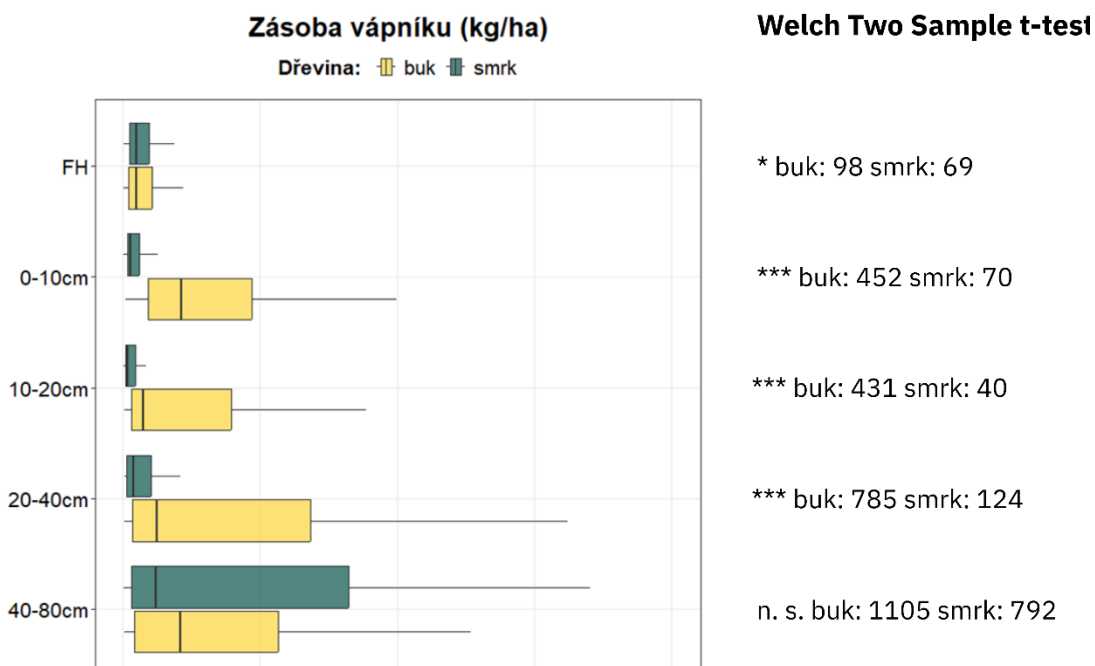
zásobu ve srovnání s bukem. Společně tyto parametry vysvětlují 53 % variability v půdní zásobě Ca.

Na rozdíl od Ca je celková zásoba hořčíku (Mg) v obou typech porostů srovnatelná, 482 kg Mg/ha v buku a 479 kg Mg/ha ve smrkovém lese ($p=0,061$). Nicméně v rámci půdního profilu je signifikantně vyšší zásoba Mg do 40 cm v bukovém lese ve srovnání se smrkovým, v nejhlubší půdě (40–80 cm) se vztah obrací a ve smrkovém lese je výrazně větší zásoba Mg (Obr. 24). Podobně jako u Ca je 29 % půdní zásoby Mg koncentrováno do hloubky 40 cm (smrkový les). LME prokázal silný a vysoce statisticky významný pozitivní vliv objemové hmotnosti jemnozeme a pH půdy na zásobu hořčíku. To znamená, že vyšší objemová hmotnost a vyšší pH jsou spojeny s výrazně vyšší zásobou hořčíku. Dále byla zjištěna významná negativní interakce mezi koncentrací oxalátových forem Al + Fe a dřevinou (smrk), což naznačuje, že vliv obsahu oxalátových forem Al + Fe na hořčík se liší v závislosti na dřevině, přičemž u smrku je tento vliv silněji negativní než u buku. Celkem tyto prediktory vysvětlují 73 % variability v zásobě půdního Mg.

Celková zásoba půdního draslíku (K) je vyšší ve smrkovém lese (320 kg K/ha) ve srovnání

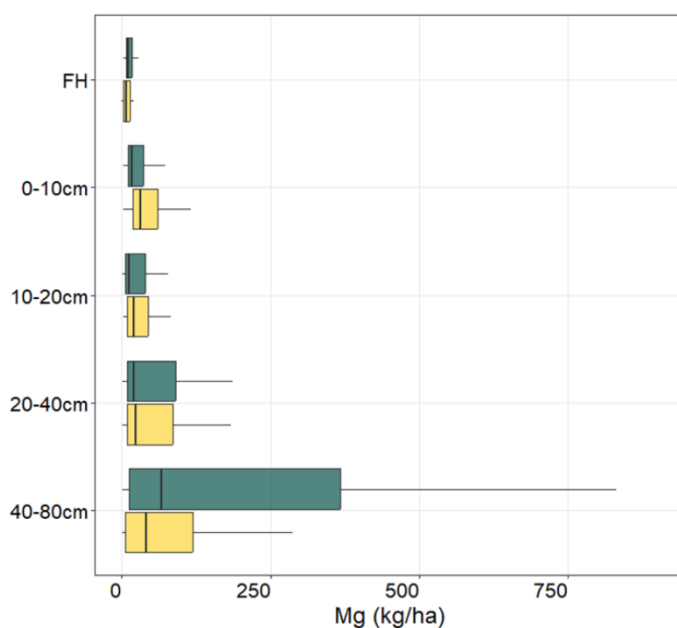
s bukovým lesem (269 kg K/ha), tyto celkové půdní rozdíly mezi porosty ale nejsou statisticky významné ($p=0,109$). V rámci půdních profilů jsou významné rozdíly mezi bukem a smrkem pouze v horizontech FH, 0–10 cm a 10–20 cm (Obr. 25). Ve smrkovém lese je signifikantně více K v FH horizontu, naopak v horizontech 0–10 cm a 10–20 cm je bohatší bukový les (Obr. 25). Mezi fixními efekty v LME analýze byl zjištěn silný a statisticky vysoce významný pozitivní vliv objemové hmotnosti jemnozeme, což znamená, že vyšší objemová hmotnost je spojena s výrazně vyšší zásobou draslíku. Dále pH půdy má také statisticky významný, byť menší, pozitivní vliv na zásobu draslíku. Tyto efekty v LME modelu vysvětlují 46 % variability v zásobě draslíku.

Bukové lesy obsahují významně vyšší zásobu Ca než smrkové, což je dáno primárně vyšší koncentrací Ca. Zásoba hořčíku Mg je obdobná v obou lesích, ale hloubkové profily ukazují vyšší Mg v horních vrstvách u buku. U K má smrk větší celkovou zásobu (320 kg/ha oproti 269 kg/ha u buku), ale rozdíly nejsou statisticky významné. Objemová hmotnost jemnozeme ovlivňuje zásobu všech tří živin, což zpětně pozitivně ovlivňuje pH.



Zásoba hořčíku (kg/ha)

Dřevina: buk smrk



Welch Two Sample t-test

n. s. buk: 15 smrk: 13

*** buk: 81 smrk: 28

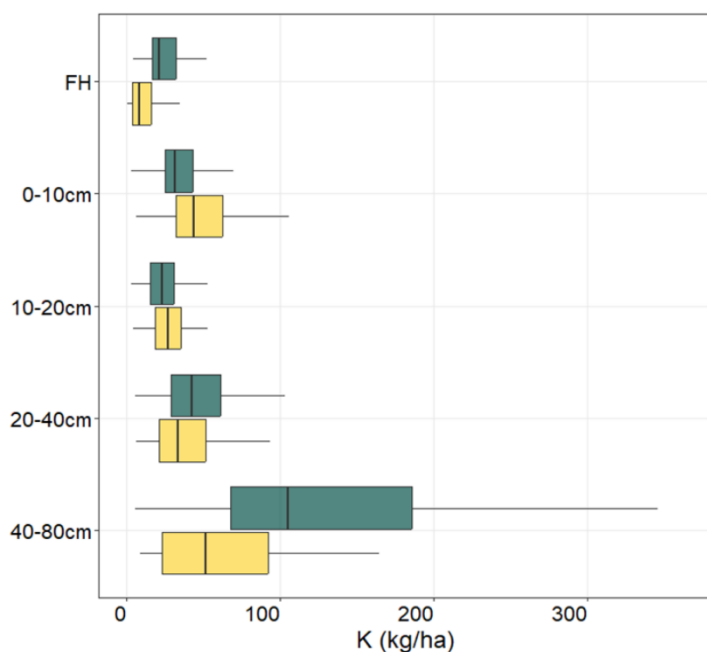
** buk: 84 smrk: 26

* buk: 149 smrk: 70

* buk: 153 smrk: 342

Zásoba draslíku (kg/ha)

Dřevina: buk smrk



Welch Two Sample t-test

*** buk: 13 smrk: 25

*** buk: 57 smrk: 35

* buk: 38 smrk: 27

n. s. buk: 55 smrk: 60

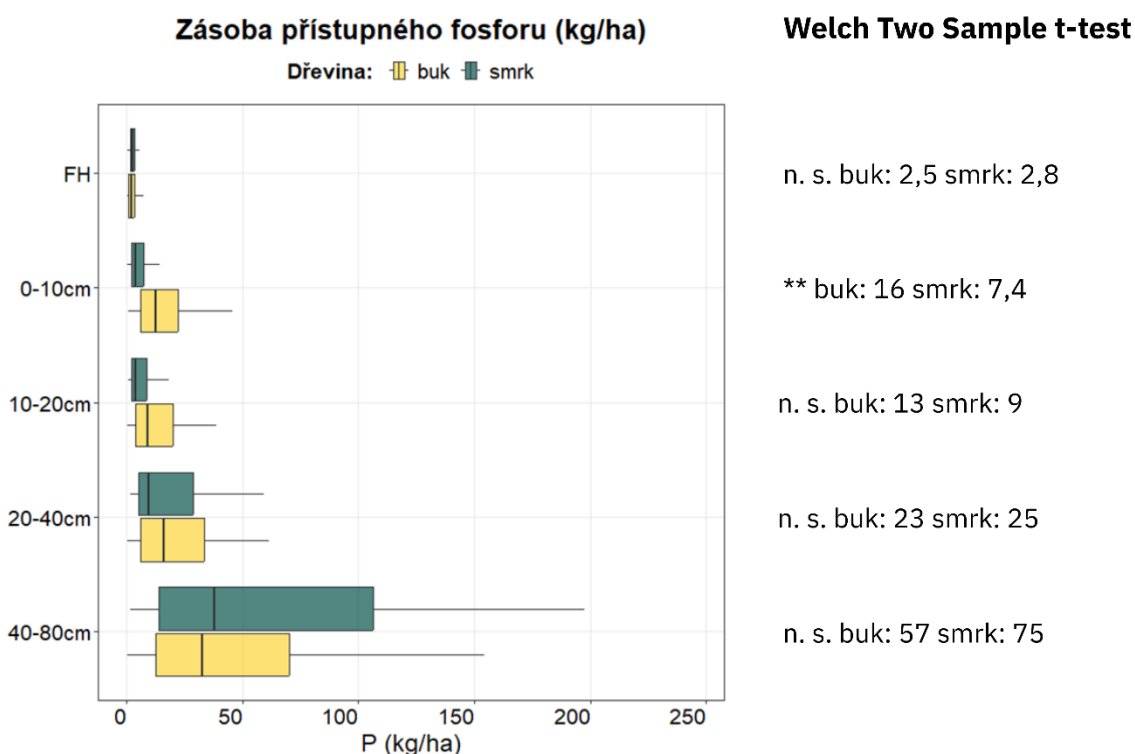
n. s. buk: 106 smrk: 173

Obrázek 24. Krabicové grafy ukazující distribuci půdní zásoby vápníku (Ca), hořčíku (Mg) a draslíku (K) v jednotlivých vrstvách půdy. Vpravo od grafů jsou výsledky dvouvýběrového Welchova t-testu pro jednotlivé půdní vrstvy, *** < 0,001, ** < 0,01, * < 0,05, n. s. – není signifikantní. Uvedené jsou i průměrné hodnoty pro daný horizont a dřevinu vždy v jednotkách použitých na ose x v grafu.

3.3.6. Zásoba přístupného fosforu

Zásoba přístupného fosforu (P_{ex}) v půdách se významně mezi dřevinami neliší, činí 112 kg P/ha v buku a 119 kg P/ha ve smrku. Jediný signifikantní rozdíl je v horizontu 0–10 cm s vyšší zásobou v bukovém lese (Obr.26). LME model ukazuje, že variabilita zásoby P je téměř celá vysvětlena hierarchickou strukturou profilu v rámci stanoviště ($R^2=0,96$), zatímco fixní efekty samy o sobě vysvětlují jen malou část variability ($R^2\approx 0,13$).

Významné jsou především negativní účinky pH a oxalátových forem Al+Fe u buku, což znamená, že vyšší pH i vyšší Al+Fe jsou spojeny s nižší zásobou přístupného fosforu. Interakce se smrkem však ukazují, že smrkové porosty reagují odlišně: sklon vztahu zásoba P vs. Al+Fe je u smrku signifikantně plošší, a také smrkové porosty mění vztah k objemové hmotnosti půdy a pH (obě interakce jsou významné a kladné), což naznačuje modifikaci zásoby P vlivem druhu.



Obrázek 25. Krabicové grafy ukazující distribuci přístupného fosforu (P_{ex}) v jednotlivých vrstvách půdy. Vpravo jsou výsledky dvouvýběrového Welchova t-testu pro jednotlivé půdní vrstvy, *** < 0,001, ** < 0,01, * < 0,05, n. s. – není signifikantní. Uvedené jsou i průměrné hodnoty pro daný horizont a dřevinu vždy v jednotkách použitých na ose x v grafu.

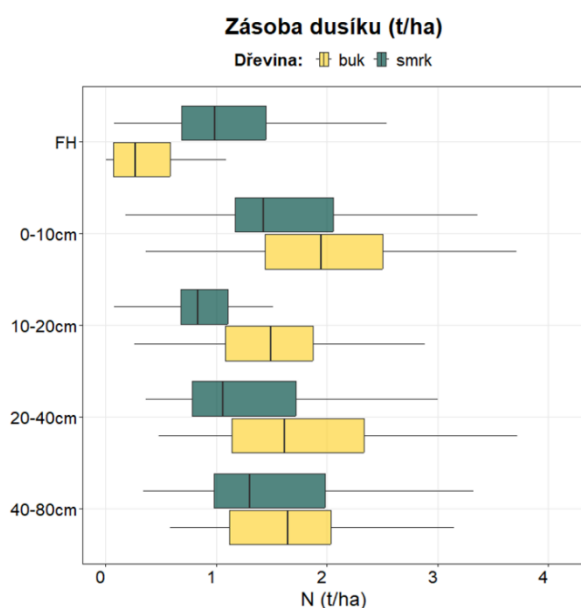
3.3.7. Zásoba dusíku a organického uhlíku

Celková zásoba dusíku (N) v půdách se signifikantně mezi dřevinami neliší (7,4 t N/ha v buku a 6,5 t N/ha ve smrku), nicméně omezíme-li se pouze na minerální půdu, tak v buku je zásoba signifikantně vyšší ($p=0,011$). V rámci půdního profilu se zásoba N signifikantně neliší pouze v hloubce 40–80 cm (Obr. 27). LME model ukazuje, že zásoba dusíku v půdě je nejvíce ovlivněna

množstvím jemnozeme a také koncentrací oxalátových forem Al a Fe, zatímco samotný druh dřeviny nehraje významnou roli. Vyšší podíl Al + Fe a vyšší objemová hmotnost jemnozeme mají silný a vysoce významný pozitivní vliv na množství akumulovaného dusíku, což odráží význam Al/Fe sorpce i větší reálný objem minerální půdy u stanovišť s vyšší hustotou. Pozitivní je i efekt množství nadzemní biomasy, zcela unikátní pro tento parametr, zatímco pH ukazuje pouze slabý, hraničně významný trend směrem k vyšším

hodnotám zásoby N. Hlavní efekt druhu (smrk vs. buk) ani jeho interakce s ostatními prediktory nejsou významné, což znamená, že vztahy mezi zásobou dusíku a environmentálními faktory jsou v obou porostech teoreticky obdobné. Z modelu dále vyplývá, že velká část variability je dána prostorovou strukturou stanovišť a jednotlivých profilů ($R^2 \approx 0,94$), zatímco samotné fixní efekty vysvětlují přibližně třetinu variability ($R^2 \approx 0,34$). Celková zásoba organického uhlíku (C) v půdě je u porostů buku a smrku obdobná, v buku činí

122 t C/ha (91 % v minerální půdě) a ve smrku 123 t C/ha (79 % v minerální půdě). V rámci profilu je zásoba C vyšší v FH horizontu u smrku a signifikantně vyšší u buku je v horizontu 10–40 cm (Obr. 27). Protože organický uhlík tvoří většinu půdní organické hmoty (SOM) a celková zásoba C je podobná u obou dřevin v následující kapitole detailněji vysvětlíme principy sekvestrace uhlíku v lesních půdách na gradientu přirozenosti a druhového složení.



Welch Two Sample t-test

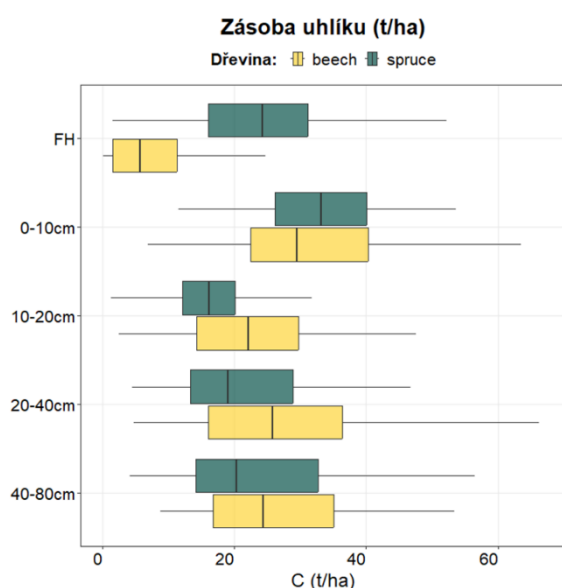
*** buk: 0,5 smrk: 1,13

** buk: 1,98 smrk: 1,62

*** buk: 1,45 smrk: 0,92

*** buk: 1,74 smrk: 1,26

n. s. buk: 1,69 smrk: 1,61



Welch Two Sample t-test

*** buk: 11 smrk: 26

*n. s. buk: 32 smrk: 33

*** buk: 23 smrk: 17

* buk: 27 smrk: 22

n. s. buk: 29 smrk: 25

Obrázek 26. Krabicové grafy ukazující distribuci půdní zásoby dusíku (N) a uhlíku (C) v jednotlivých vrstvách půdy. Vpravo od grafů jsou výsledky dvouvýběrového Welchova t-testu pro jednotlivé půdní vrstvy, *** < 0,001, ** < 0,01, * < 0,05, n. s. – není signifikantní. Uvedené jsou i průměrné hodnoty pro daný horizont a dřevinu vždy v jednotkách použitých na ose x v grafu.

3.3.8. Shrnutí I

Výsledky jasně ukazují, že rozdíly mezi přírodě blízkými bukovými lesy a hospodářskými smrkovými porosty se výrazně projevují ve fyzikálně-chemických vlastnostech půdy, a to především v objemové hmotnosti jemnozeme a půdní reakci. Bukové porosty mají signifikantně nižší objemovou hmotnost jemnozeme, což souvisí pravděpodobně primárně s jejich častějším výskytem na skeletovitějších stanovištích. Zároveň mají bukové lokality vyšší pH, odrážející nejen přirozeně alkaličtější podmínky řady bukových stanovišť, ale i chemické složení bukového opadu, který představuje výrazný zdroj bazických kationtů a urychluje neutralizaci kyselých sloučenin ve svrchní minerální půdě. Naproti tomu smrkové porosty vykazují vyšší objemovou hmotnost jemnozeme a nižší pH, což je výsledkem pomaleji se rozkládajícího jehličnatého opadu s vyšším obsahem organických kyselin a intenzivnější tvorbou mocného povrchového humusu.

Tyto rozdíly způsobené dřevinou významně ovlivňují také distribuci živin: bukové porosty mají vyšší zásoby Ca a ve svrchních horizontech i Mg, zatímco smrkové porosty akumulují více K a vykazují kyselejší podmínky ve vrchním půdním horizontu. Přestože jsou tyto dřevinné efekty výrazné, základní mechanismy sorpce, akumulace a stabilizace organické hmoty jsou v obou typech půd podobné a jsou řízeny především stejnými pedogeochemickými faktory, zejména množstvím jemnozeme a obsahem amorfních oxidů Fe a Al. Podobná je také celková zásoba C a N, i když smrk akumuluje větší podíl těchto prvků v nadložním humusu, zatímco buk více ve svrchní minerální půdě. Nově zavedené extrakční postupy (oxalát, pyrofosfát, dithioničitan) umožňují tyto procesy zpřesnit a ukazují, že i přes výrazné dřevinné rozdíly ve fyzikálně-chemických vlastnostech povrchových horizontů zůstávají hlubší mechanismy zvětrávání, sorpce a stabilizace organické hmoty napříč oběma lesními typy konzistentní.

3.3.9. Principy stabilizace půdního uhlíku

Oxalátově extrahovatelné formy Fe a Al představují klíčový indikátor podílu amorfních minerálů (SRO – short-range order minerals), které výrazně přispívají ke stabilizaci organického uhlíku a dusíku

v lesních půdách. Tyto minerály – typicky ferrihydrit, imogolit, allofan či nanokrystalické fáze Al–Fe hydroxidů – poskytují rozsáhlý, reaktivní povrch schopný silné vazby organických látek. Oxalátová extrakce selektivně rozpouští právě tuto amorfní až slabě krystalickou frakci, a proto množství Fe a Al dobře reflektuje skutečný sorpční potenciál půdy pro organickou hmotu. Čím vyšší je jejich koncentrace, tím větší je kapacita půdy vytvářet stabilní organominerální komplexy, které výrazně zpomalují mineralizaci uhlíku (Rasmussen et al. 2018; von Fromm et al. 2025). SRO minerály stabilizují organickou hmotu několika navzájem propojenými mechanismy. Prvním je ligandová výměna, kdy karboxylové a fenolické funkční skupiny organických molekul přímo nahrazují povrchové OH skupiny na Fe/Al oxidech a vytvářejí velmi pevné, obtížně rozložitelné vazby. Druhým mechanismem je povrchová sorpce a nanoměřítkové „potahování“, kdy SRO fáze doslova obalují organické částice nebo naopak organika pokrývá minerální povrchy, čímž vznikají tenké stabilní vrstvy bránící přístupu mikroorganismů a enzymů. Třetím mechanismem je fyzikální inkorporace organických látek do jemných agregátů tvořených SRO minerály, kde dochází k prostorovému omezení pro mikrobiální dekompozici. Tato kombinace chemické vazby a fyzikální ochrany činí SRO minerály mimořádně účinným stabilizačním činitelem, zejména v kyselých a středně zvětralých lesních půdách, kde je krystalická frakce Fe a Al omezená (Bramble et al. 2025). Význam oxalátového Fe a Al je patrný i v tom, že jejich sumární množství obvykle pozitivně koreluje s koncentrací stabilního, resp. mineralogicky vázaného SOC (viz kap. 3.3.7).

V modelových i terénních studiích se ukazuje, že právě kombinace Al+Fe (i.e. $M_t = Al + 1/2Fe$; zohledňuje atomovou hmotnost) nejlépe predikuje množství uhlíku, které je v dané půdě sorpčně vázáno. Tento vztah odráží skutečnost, že SRO minerály představují dynamickou, průběžně se obměňující frakci, která vzniká zvětráváním primárních silikátů a současně reaguje s organickými ligandy uvolňovanými z kořenů a opadu. Přítomnost organických kyselin navíc podporuje vznik organo–kovových komplexů, které mohou dále narušovat krystalické fáze a produkovat další amorfní hydroxidové formy – jde o zpětnou vazbu posilující sorpční kapacitu. Celkově tedy platí, že oxalátové Fe a Al jsou hlavními nositeli reaktivního

povrchu v lesních půdách a zásadní komponentou dlouhodobé stabilizace SOM. Ztělesňují minerální „architekturu“, na níž se organická hmota váže prostřednictvím silných chemických vazeb, je fyzicky chráněna před rozkladem a stává se součástí komplexních struktur podporujících dlouhodobou retenci uhlíku v půdním prostředí.

Mimo SRO minerálů, také koncentrace vápníku hraje klíčovou roli při stabilizaci půdní organické hmoty, protože Ca^{2+} ionty fungují jako mosty mezi negativně nabitými skupinami organických molekul a minerálními částicemi půdy. Tyto vazby vytvářejí stabilní organominerální komplexy a podporují agregaci půdních částic, čímž zvyšují fyzikální stabilitu. Stabilní agregáty chrání organickou hmotu před mikrobiálním rozkladem, čímž opět zpomalují mineralizaci uhlíku a umožňují jeho dlouhodobé ukládání v půdě. Vápník proto nejen zlepšuje strukturu půdy a její acido-bazické charakteristiky, ale přímo podporuje schopnost lesních půd uchovávat organický uhlík.

3.3.9.1. Oxalátové formy hliníku a železa

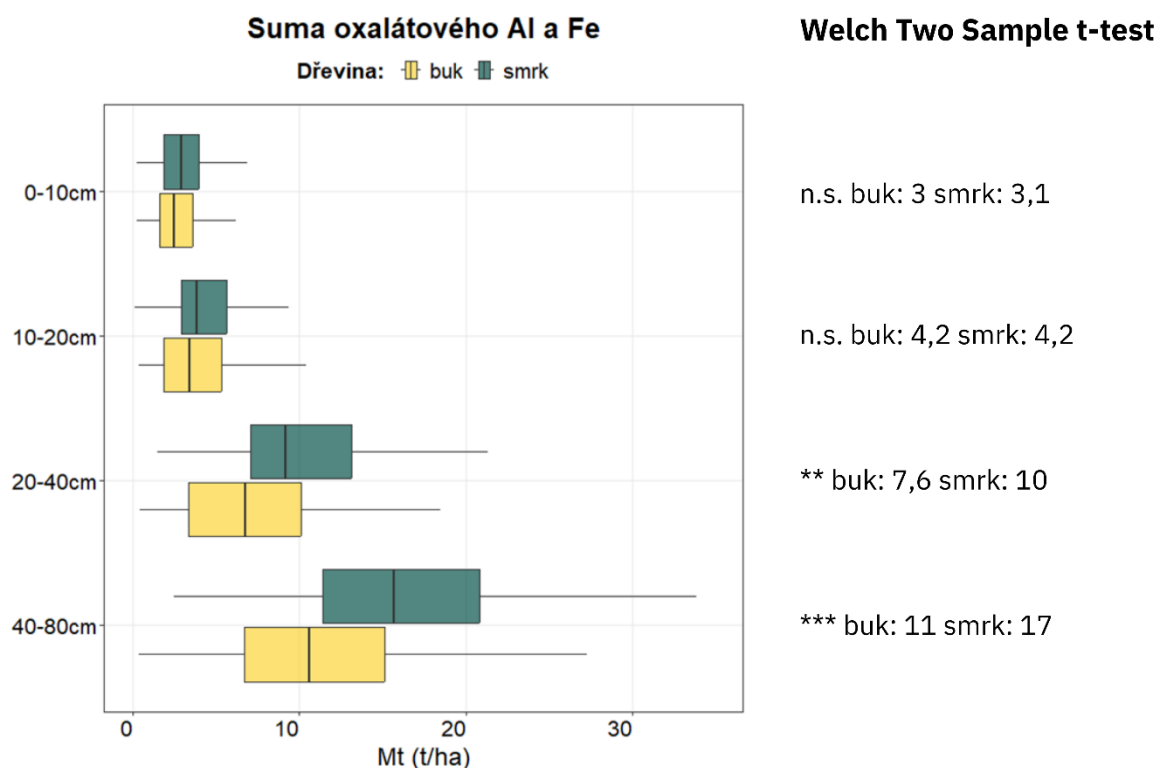
Celková zásoba oxalátových forem hliníku a železa v minerální půdě ($M_t = \text{Al}_{\text{ox}} + \frac{1}{2}\text{Fe}_{\text{ox}}$) je signifikantně ($p < 0,001$) vyšší ve smrkových porostech (34 t M_t /ha) v porovnání s bukovými lesy (26 t M_t /ha). LME model ukazuje, že zásoba M_t je v lesních půdách nejvíce ovlivněna množstvím jemnozeme, tedy její objemovou hmotností. Vyšší BD má velmi silný a vysoce signifikantní pozitivní efekt, což naznačuje, že hutnější profily podporují akumulaci amorfních Fe/Al fází, a tedy i potenciálně vyšší sorpční kapacitu půdy. Naopak pH vykazuje hraničně negativní trend: s rostoucím pH půdy mírně klesá množství M_t . Druh dřeviny má rovněž významný efekt — smrkové lokality mají vyšší zásobu M_t než bukové, což odráží acidifikovaný charakter smrčín, silnější podíl organo-komplexačních procesů a rychlejší vznik SRO minerálů v kyselém prostředí. Interakce pH $\times$ druh není významná, což naznačuje, že rozdíl mezi smrkem a bukem plyne z odlišných stanovištních podmínek (zejména acidita), nikoli z rozdílné citlivosti na pH. Model vysvětluje 39 % variability v M_t zásobě, přičemž hlavní podíl z této variability (59 %) je připisován BD jemnozeme, 26 % přímému vlivu druhové skladby a 13 % pH půdy. Vezmeme-li v úvahu, že BD jemnozeme je signifikantně vyšší u smrku (viz

kap. 3.3.3) než v bukových lokalitách, což ale není pravděpodobně způsobeno samotnou dřevinou, ale spíše typem stanoviště, kde můžeme tyto dřeviny očekávat, tak přímý vliv dřeviny na M_t zásobu je omezený, v podstatě souvisí s vlivem na pH půdy.

Detailní analýza distribuce M_t v půdním profilu (Obr. 28) ukazuje, že signifikantní rozdíly mezi dřevinami jsou pouze v hlubší minerální půdě od 20 cm do 80 cm. Pro nejsvrchnější minerální horizont (0–10 cm) LME model potvrzuje, že množství M_t je v půdách nejvíce ovlivněno množstvím jemnozeme. Efekt BD je mimořádně silný a vysoce signifikantní, což ukazuje, že hutnější horizonty mají výrazně vyšší potenciál akumulovat amorfní hydroxidy Fe a Al. Naproti tomu pH, biomasa i hlavní efekt dřeviny zde samostatně významné nejsou. Jediný náznak systematického trendu představuje hraničně významná interakce pH $\times$ smrk, která ukazuje, že ve smrkových porostech může vyšší pH mírně zvyšovat množství M_t , pravděpodobně jako důsledek již velmi nízkého pH (viz kap. 3.3.4) smrkových lokalit. Nízké pH kolem 3.8 už překračuje stabilní rozsah mnoha SRO minerálů, takže se začínají rozpouštět a jejich množství v půdě může klesat. V tak silně kyselém prostředí se jejich amorfní struktura rychle hydrolyzuje, uvolněné Al a Fe se mobilizují a snadno tvoří organokovové komplexy. To přímo souvisí s podzolizací: extrémní acidita podporuje vyluhování Al-Fe z horních horizontů a jejich transport s organickými ligandy do spodních horizontů, kde se znovu srážejí. Proto může vznikat pozitivní vztah mezi SRO a pH – při velmi nízkém pH už se SRO netvoří, ale naopak se rozpouštějí a podílejí se na eluvaci a iluvaci typické pro podzolizační proces. Pro horizont 10–20 cm je jediným průkazným prediktorem M_t zásoby množství jemnozeme, vysvětluje 29 % variability. V horizontu 20–40 cm LME model ukazuje, že množství M_t je v lesních půdách nejvýrazněji ovlivněno opět množstvím jemnozeme, ale i pH půdy, kdy efekt je významný a negativní (posun do pH oblasti 4.2–5). V horizontu 40–80 cm LME model ukazuje, že i v hlubší půdě zůstává hlavním prediktorem M_t množství jemnozeme, která má výrazně pozitivní efekt. Naopak pH má zde ještě silnější negativní efekt než v horní vrstvě, což naznačuje, že v hlubších horizontech dochází při vyšší kyselosti k intenzivnějšímu rozpouštění primárních minerálů a tvorbě amorfních povrchů.

Druhový efekt smrku se projevuje pouze nesignifikantně, což odpovídá tomu, že v 80 cm už

přímý vliv dřevin slábne a chemické podmínky jsou více ovládány geochemickými procesy.



Obrázek 27. Krabicový graf ukazující distribuci půdní zásoby sumy oxalátového železa (Fe) a hliníku (Al) v jednotlivých vrstvách půdy. Vpravo od grafů jsou výsledky dvouvýběrového Welchova t-testu pro jednotlivé půdní vrstvy, *** < 0,001, ** < 0,01, * < 0,05, n. s. – není signifikantní. Uvedené jsou i průměrné hodnoty pro daný horizont a dřevinu vždy v jednotkách použitých na ose x v grafu.

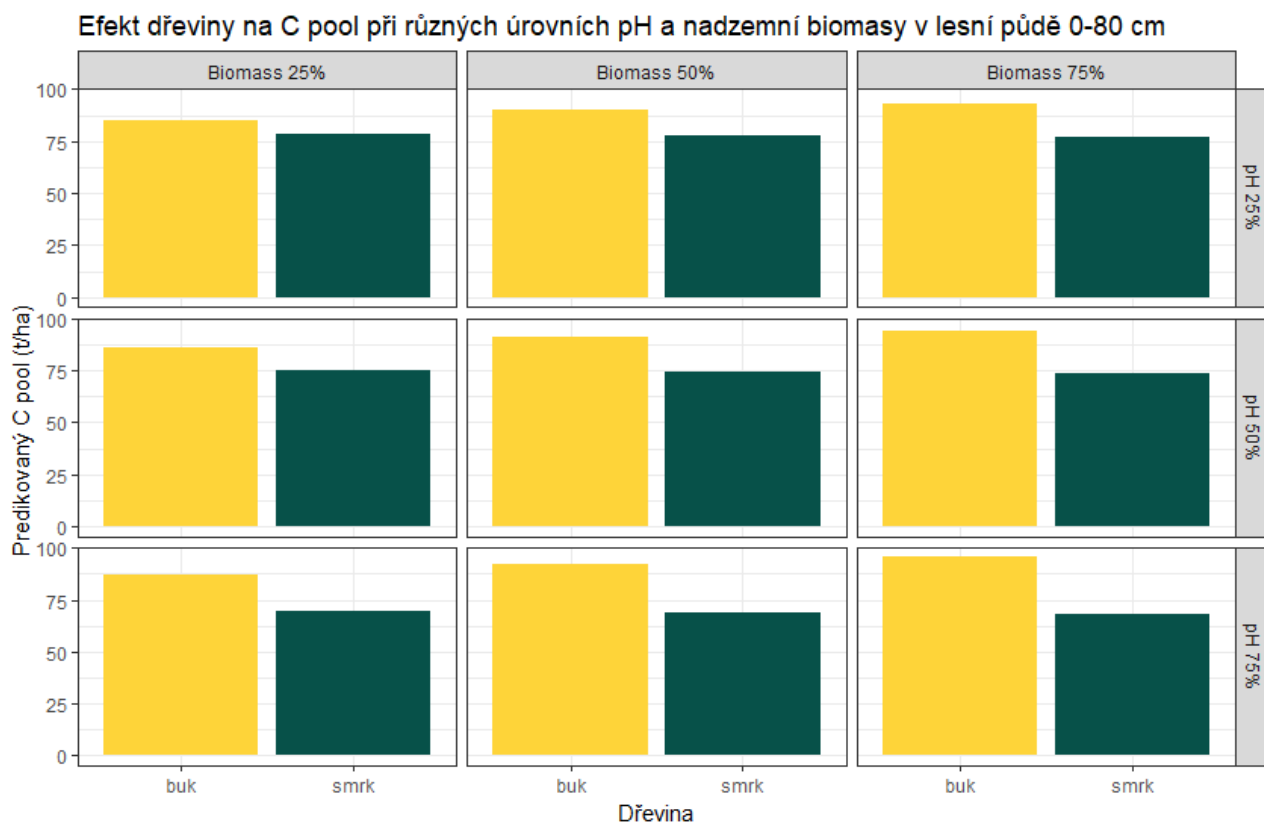
3.3.9.2. Zásoby uhlíku v půdě

Celková zásoba uhlíku v minerální půdě je výrazně ovlivněna koncentrací M_t , kde vyšší M_t významně zvyšuje zásobu C ($p < 0,001$). Dále hraje klíčovou roli objemová hmotnost jemnozeme (BD), která má silný a signifikantní pozitivní efekt, což naznačuje, že hutnější profily podporují akumulaci organické hmoty. Naopak pH půdy samotné nemá samostatně významný vliv, ale interakce pH $\times$ druh dřeviny je významná pro smrkové lokality ($p=0,004$), což ukazuje, že v smrkčinách vyšší pH snižuje obsah uhlíku, pravděpodobně vlivem změn stability SRO minerálů. Druh dřeviny jako samostatný faktor není významný, nicméně nadzemní biomasa má tendenci ($p=0,064$)

pozitivně ovlivňovat zásobu C v půdě (Tab. 22). Celkem model vysvětluje 40 % variability C zásoby v celém půdním profilu a nejvýznamnější, s podílem 75 %, je koncentrace M_t . „Čistý“ efekt pH a biomasy na zásobu C v půdním profilu v závislosti na mediánové koncentraci M_t a mediánové zásobě jemnozeme je na Obr. 29. Malá zásoba biomasy (<25 percentil) v kombinaci s nízkým pH (<25 percentil) vede při stejné BD a M_t k vyšší zásobě C ve smrkovém lese (rozdíl ca 8 t C/ha, tj. 10 % půdní zásoby). Naopak se zvyšující se biomasou (>75 percentil) a pH půdy (>75 percentil) je při srovnatelné úrovni M_t a BD očekávaná C zásoba vyšší v buku ve srovnání se smrkem (11 t C/ha, tj. 15 % půdní zásoby).

Tabulka 22. Výsledky lineárního smíšeného modelu pro logaritmicky transformovanou zásobu půdního uhlíku v celém profilu. Model zahrnuje standardizované prediktory koncentrace oxalátových forem Fe/Al (M_t), objemové hmotnosti jemnozeme (BD), pH a nadzemní biomasy a jejich interakce s dřevinou (referenčně buk, kontrast smrk). Uvedeny jsou odhady koeficientů, 95 % intervaly spolehlivosti (CI) a p-hodnoty (p).

C zásoba (log trans) – celý profil			
prediktor	odhady	CI	P
(intercept)	4,48	4,32–4,64	<0,001
koncentrace M_t (standard)	0,00	0,00–0,00	<0,001
dřevina [smrk]	(-0,09)	(-0,29)–0,11	0,361
BD jemnozeme (standard)	0,86	0,46–1,26	<0,001
pH (standard)	0,05	(-0,06)–0,16	0,379
nadzemní biomasa (standard)	0,00	(-0,00)–0,00	0,064
$M_t \times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,813
BD jemnozeme $\times$ dřevina [smrk]	(-0,26)	(-0,72)–0,20	0,262
pH $\times$ dřevina [smrk]	(-0,31)	(-0,53)–(-0,10)	0,004
nadzemní biomasa $\times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,181



Obrázek 28. Predikovaná zásoba uhlíku v půdě (C pool, t/ha) v minerální půdě pro jednotlivé dřeviny při různých kombinacích pH a nadzemní biomasy. Hodnoty zásoby C byly získány z lineárního smíšeného modelu. Sloupce představují očekávané hodnoty pro smrk a buk při zafixovaných kvantilech pH (25 %, 50 %, 75 %) a nadzemní biomasy (25 %, 50 %, 75 %), ostatní prediktory byly udrženy na referenčních mediánových (50 %) hodnotách.

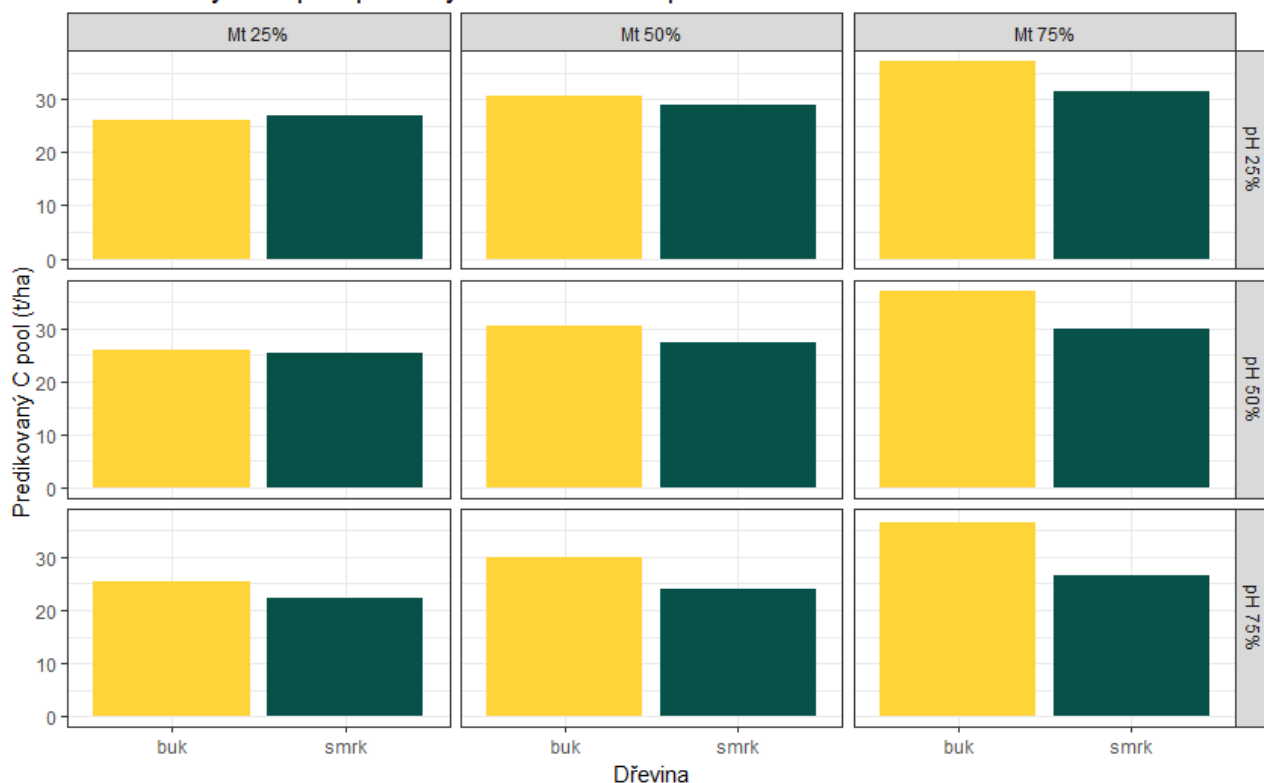
Následující lineární smíšený model ukazuje prediktory zásoby uhlíku v nejvrchnějším minerálním horizontu (0–10 cm) lesních půd (Tab. 23). Nejvýznamnějším faktorem je množství amorfních forem Al a Fe (M_t), které má silně pozitivní vliv na půdní C a interaguje se smrkem – u smrku je efekt M_t mírně menší než u bukových lokalit. Dalším významným faktorem je objemová hmotnost jemnozeme (BD), jejíž vyšší hodnoty výrazně podporují akumulaci C. Druhový efekt smrku je v průměru negativní, tedy smrkové lokality mají mírně nižší C v tomto horizontu než bukové, pravděpodobně díky kombinaci nižší M_t efektivity a vyšší acidifikaci. Ostatní faktory – pH

a nadzemní biomasa – samostatně významné nejsou, interakce s pH u smrku je jen hraničně významná, naznačující, že v kyselém prostředí může být vliv pH na C mírně odlišný. Model tedy ukazuje, že chemicko-fyzikální vlastnosti horní minerální vrstvy, především M_t a BD, převažují nad přímým vlivem dřeviny při determinaci půdního C. Nicméně díky interakcím můžeme očekávat narůstající zásobu půdního C se zvyšující se koncentrací oxalátových forem Al/Fe a pH v bukových porostech (Obr. 30). Celkem LME model vysvětluje 41,% variability v datech C zásoby v horizontu 0–10 cm.

Tabulka 23. Výsledky lineárního smíšeného modelu pro transformovanou zásobu půdního uhlíku v horizontu 0–10 cm. Model zahrnuje standardizované prediktory koncentrace oxalátových forem Fe/Al (M_t), objemové hmotnosti jemnozeme (BD), pH a nadzemní biomasy a jejich interakce s dřevinou (referenčně buk, kontrast smrk). Uvedeny jsou odhady koeficientů, 95 % intervaly spolehlivosti (CI) a p-hodnoty (p).

C zásoba (sqrt trans) – 0–10 cm			
prediktor	odhady	CI	P
(intercept)	0,16	(-0,15)–0,46	0,306
koncentrace M_t (standard)	0,00	0,00–0,00	<0,001
dřevina [smrk]	(-0,47)	(-0,92)–(-0,03)	0,036
BD jemnozeme (standard)	2,60	1,51–3,68	<0,001
pH (standard)	(-0,07)	(-0,35)–0,20	0,597
nadzemní biomasa (standard)	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,681
$M_t \times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–(-0,00)	0,005
BD jemnozeme $\times$ dřevina [smrk]	(-0,14)	(-1,39)–1,11	0,826
pH $\times$ dřevina [smrk]	(-0,62)	(-1,26)–0,02	0,059
nadzemní biomasa $\times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,832

Efekt dřeviny na C pool při různých úrovních M_t a pH v horizontu 0-10 cm



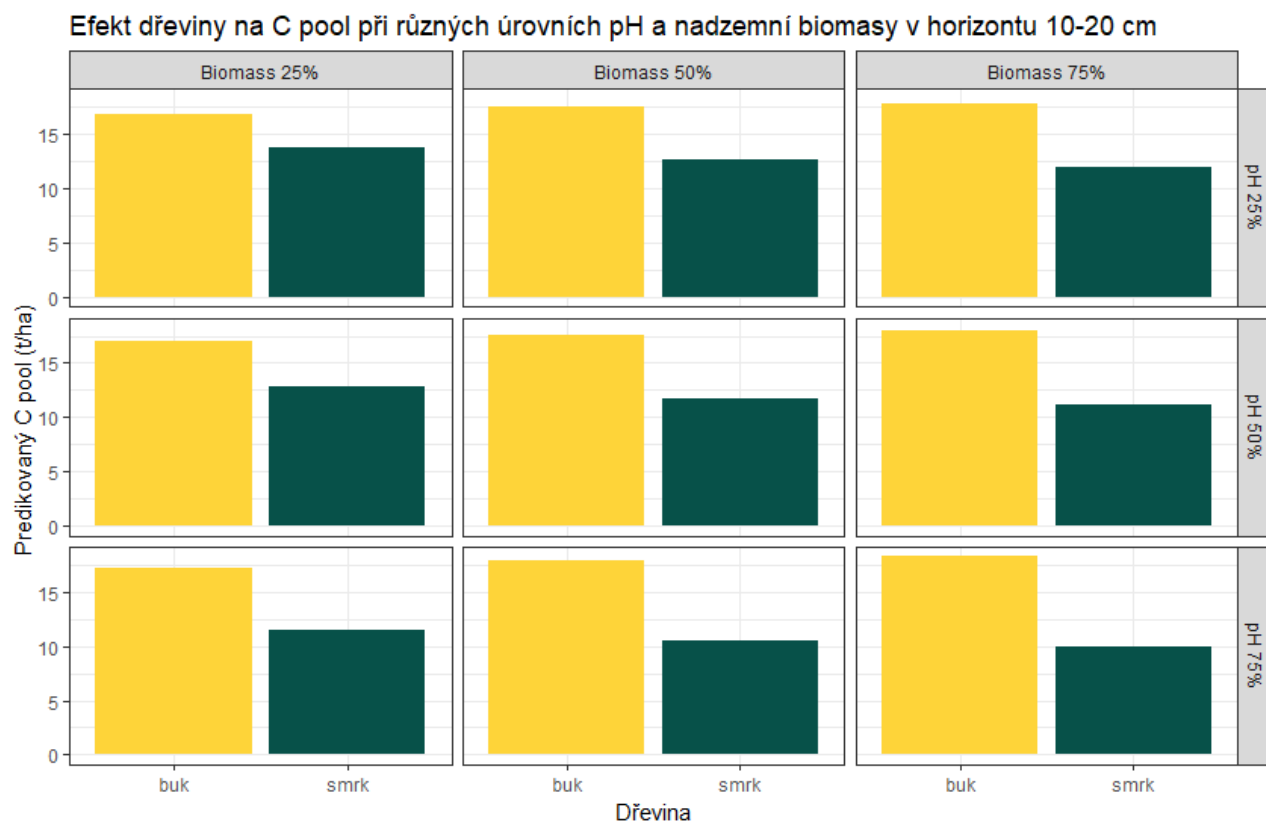
Obrázek 29. Predikovaná zásoba uhlíku v půdě (C pool, t/ha) v 0–10 cm pro jednotlivé dřeviny při různých kombinacích M_t a pH. Hodnoty zásoby C byly získány z lineárního smíšeného modelu. Sloupce představují očekávané hodnoty pro smrk a buk při zafixovaných kvantilech M_t (25 %, 50 %, 75 %) a pH (25 %, 50 %, 75 %), ostatní prediktory byly udrženy na referenčních mediánových (50%) hodnotách.

LME model pro horizont 10–20 cm ukazuje, že zásoba uhlíku v půdě je výrazně ovlivněna opět několika faktory. Nejvýraznějším prediktorem je zásoba oxalátových forem Al a Fe (M_t), která má silný pozitivní efekt na C zásobu ($p < 0,001$), což potvrzuje, že amorfní Fe/Al fáze významně podporují stabilizaci organické hmoty i v tomto horizontu. Dále je objemová hmotnost jemnozeme (BD) silně pozitivně asociována s C zásobou ($p < 0,001$), což ukazuje, že hutnější, jemnozemi bohatší horizonty podporují akumulaci uhlíku. Druhový efekt smrku je negativní ($p < 0,001$), tedy

smrkové lokality mají nižší C zásobu než bukové při stejné M_t a BD, ale významné jsou i interakce: smrk $\times$ pH vykazuje silně negativní efekt ($p = 0,001$), což znamená, že u smrku vyšší pH snižuje C pool, a smrk $\times$ nadzemní biomasa má mírný negativní efekt ($p = 0,044$), což naznačuje, že vliv nadzemní biomasy na C pool je u smrku omezený. Efekt pH a množství nadzemní biomasy na zásobu C pro jednotlivé dřeviny je na Obr. 31. Celkem LME model vysvětluje 43 % variability v půdní zásobě C v horizontu 10–20 cm.

Tabulka 24. Výsledky lineárního smíšeného modelu pro logaritmicky transformovanou zásobu půdního uhlíku v horizontu 10–20 cm. Model zahrnuje standardizované prediktory koncentrace oxalátových forem Fe/Al (M_t), objemové hmotnosti jemnozeme (BD), pH a nadzemní biomasy a jejich interakce s dřevinou (referenčně buk, kontrast smrk). Uvedeny jsou odhady koeficientů, 95% intervaly spolehlivosti (CI) a p-hodnoty (p).

C zásoba (log trans) – 10–20 cm			
prediktor	odhady	CI	P
(intercept)	3,01	2,83–3,19	<0,001
koncentrace M_t (standard)	0,00	0,00–0,00	<0,001
dřevina [smrk]	(-0,52)	(-0,75)–(-0,28)	<0,001
BD jemnozeme (standard)	0,97	0,53–1,40	<0,001
pH (standard)	0,06	(-0,08)–0,20	0,382
nadzemní biomasa (standard)	0,00	(-0,00)–0,00	0,327
$M_t \times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,299
BD jemnozeme $\times$ dřevina [smrk]	0,06	(-0,45)–0,56	0,827
pH $\times$ dřevina [smrk]	(-0,51)	(-0,81)–(-0,21)	0,001
nadzemní biomasa $\times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–(-0,00)	0,044



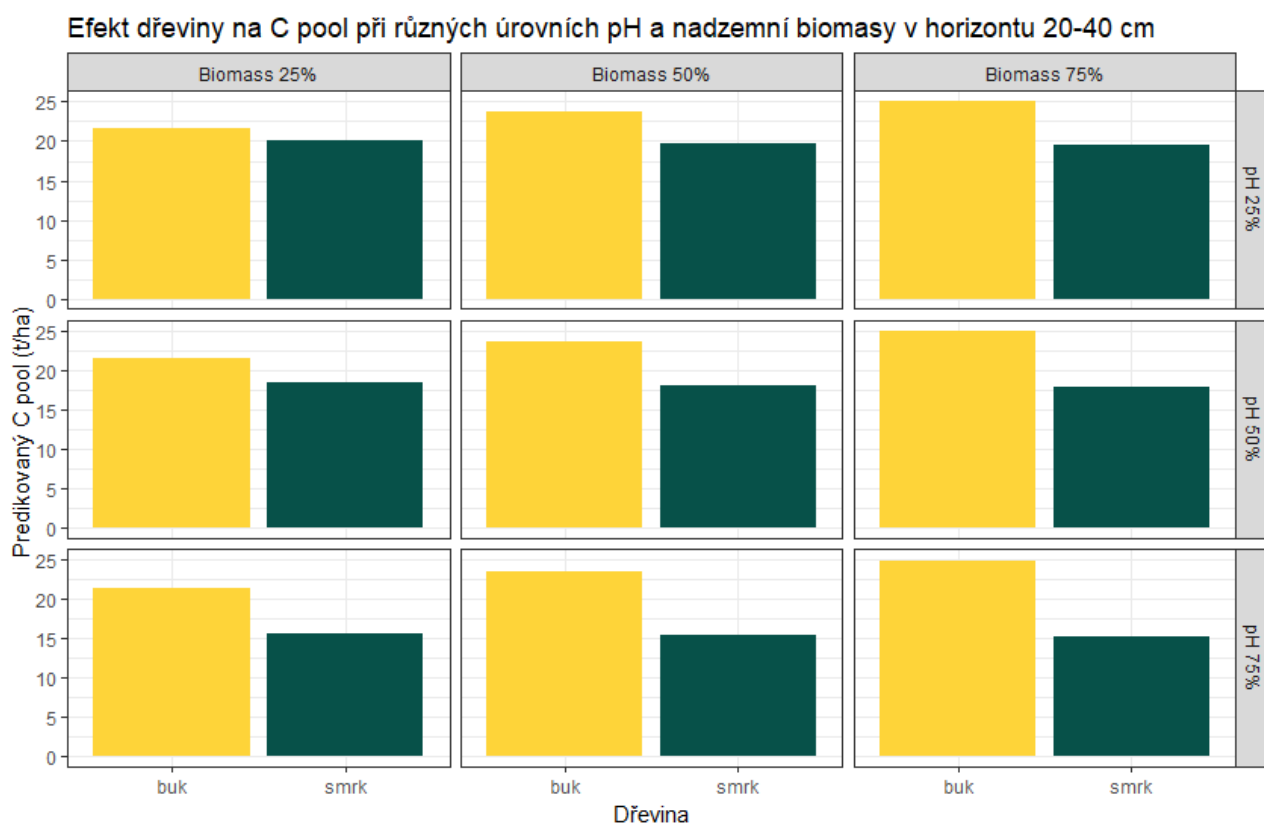
Obrázek 30. Predikovaná zásoba uhlíku v půdě (C pool, t/ha) v 10–20 cm pro jednotlivé dřeviny při různých kombinacích pH a nadzemní biomasy. Hodnoty zásoby C byly získány z lineárního smíšeného modelu. Sloupce představují očekávané hodnoty pro smrk a buk při zafixovaných kvantilech pH (25 %, 50 %, 75 %) a nadzemní biomasy (25 %, 50 %, 75 %), ostatní prediktory byly udrženy na referenčních mediánových (50%) hodnotách.

LME model pro horizont 20–40 cm ukazuje, že nejvýraznějším prediktorem C zásoby je koncentrace oxalátových forem Al a Fe (M_t), která má silný pozitivní efekt ($p < 0,001$), což potvrzuje, že amorfni Fe/Al fáze významně podporují stabilizaci organické hmoty i v tomto horizontu. Dále je objemová hmotnost jemnozeme (BD) silně pozitivně asociována s C zásobou ($p < 0,001$), což ukazuje, že hutnější, jemnozemi bohatší horizonty podporují akumulaci uhlíku, díky interakci s dřevinou je tato asociace výraznější v bukových porostech. Podobný kontrast se objevuje u pH, které samo o sobě nemá významný hlavní efekt, ale

u smrku má silný negativní vliv (interakce smrk $\times$ pH). Smrk roste typicky v kyselých půdách, kde i malé zvýšení pH může akcelarovat mineralizaci a rozpad organominerálních vazeb. U buku tento mechanismus pravděpodobně neplatí, protože půdy pod bukem jsou pufrované a změny pH zde nevyvolávají tak drastické změny stability C. Efekt pH a množství nadzemní biomasy na zásobu C pro jednotlivé dřeviny je na Obr. 32. S rostoucí zásobou biomasy, zejména u bukových porostů, roste zásoba minerálního C, podobně jako u horizontu 10–20 cm. Celkem LME model vysvětluje 54 % variability v půdní zásobě C v horizontu 20–40 cm.

Tabulka 25. Výsledky lineárního smíšeného modelu pro transformovanou zásobu půdního uhlíku v horizontu 20–40 cm. Model zahrnuje standardizované prediktory koncentrace oxalátových forem Fe/Al (M_t), objemové hmotnosti jemnozeme (BD), pH a nadzemní biomasy a jejich interakce s dřevinou (referenčně buk, kontrast smrk). Uvedeny jsou odhady koeficientů, 95 % intervaly spolehlivosti (CI) a p-hodnoty (p).

C zásoba (asinh trans) – 20–40 cm			
prediktor	odhady	CI	P
(intercept)	0,14	(-0,16)–0,44	0,358
koncentrace M_t (standard)	0,00	0,00–0,00	<0,001
dřevina [smrk]	(-0,49)	(-0,89)–(-0,09)	0,017
BD jemnozeme (standard)	1,83	1,00–2,66	<0,001
pH (standard)	(-0,04)	(-0,25)–0,16	0,675
nadzemní biomasa (standard)	0,00	0,00–0,00	0,007
$M_t \times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,496
BD jemnozeme $\times$ dřevina [smrk]	(-1,24)	(-2,23)–(-0,26)	0,013
pH $\times$ dřevina [smrk]	(-0,85)	(-1,28)–(-0,43)	<0,001
nadzemní biomasa $\times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,065



Obrázek 31. Predikovaná zásoba uhlíku v půdě (C pool, t/ha) v 20–40 cm pro jednotlivé dřeviny při různých kombinacích pH a nadzemní biomasy. Hodnoty zásoby C byly získány z lineárního smíšeného modelu. Sloupce představují očekávané hodnoty pro smrk a buk při zafixovaných kvantilech pH (25 %, 50 %, 75 %) a nadzemní biomasy (25 %, 50 %, 75 %), ostatní prediktory byly udrženy na referenčních mediánových (50%) hodnotách.

LME model pro nejhlubší minerální vrstvu 40–80 cm ukazuje, že z prediktorů má nejvýraznější a statisticky průkazný efekt obsah jemnozeme a koncentrace oxalátových forem Al a Fe (M_t). Významné je také množství nadzemní biomasy porostu na zásobu C, kdy vyšší zásoba biomasy zřejmě indikuje větší vstupy organické hmoty do půdního profilu. Naproti tomu pH nemá v této vrstvě statisticky významný vliv. Efekt dřeviny

(smrk vs. buk) je celkově velmi slabý a interakce mezi dřevinou a ostatními proměnnými nejsou průkazné, což naznačuje, že ve větších hloubkách je druhová identita porostu méně důležitá než fyzikálně-chemické vlastnosti půdy a množství nadzemní biomasy. Celkem LME model vysvětluje 41 % variability v zásobě C v horizontu 40–80 cm.

Tabulka 26. Výsledky lineárního smíšeného modelu pro transformovanou zásobu půdního uhlíku v horizontu 40–80 cm. Model zahrnuje standardizované prediktory koncentrace oxalátových forem Fe/Al (M_t), objemové hmotnosti jemnozeme (BD), pH a nadzemní biomasy a jejich interakce s dřevinou (referenčně buk, kontrast smrk). Uvedeny jsou odhady koeficientů, 95 % intervaly spolehlivosti (CI) a p-hodnoty (p).

C zásoba (asinh trans) – 40–80 cm			
prediktor	odhady	CI	P
(intercept)	(-0,12)	(-0,53)–0,29	0,560
koncentrace M_t (standard)	0,00	0,00–0,00	<0,001
dřevina [smrk]	(-0,04)	(-0,53)–0,44	0,856
BD jemnozem (standard)	1,58	0,69–2,46	0,001
pH (standard)	(-0,08)	(-0,62)–0,47	0,776
nadzemní biomasa (standard)	0,00	0,00–0,00	0,022
$M_t \times$ dřevina [smrk]	0,00	(-0,00)–0,00	0,727
BD jemnozem $\times$ dřevina [smrk]	(-0,43)	(-1,44)–0,58	0,401
pH $\times$ dřevina [smrk]	(-0,41)	(-1,04)–0,22	0,197
nadzemní biomasa $\times$ dřevina [smrk]	(-0,00)	(-0,00)–0,00	0,167

3.3.10. Shrnutí II

Zásoba uhlíku v minerální půdě je určována souborem fyzikálně-chemických procesů, které společně ovlivňují vstupy, stabilitu a vertikální distribuci organického uhlíku v profilu. Analýzy LME modelu pro minerální půdu jako celek ukazují, že nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím akumulaci uhlíku je koncentrace oxalátových forem Al a Fe (M_t), tedy indikátor množství amorfních až nanokrystalických minerálů, které mají zásadní význam pro sorpci organických látek. Tyto krátkodobě uspořádané (SRO) fáze vytvářejí reaktivní povrchy schopné silné vazby organických molekul prostřednictvím ligandové výměny, chelatace či vícemocných vazeb Al/Fe – OC, a tím významně prodlužují setrvání uhlíku v půdním prostředí. Výsledky potvrzují, že M_t vysvětluje převážnou část variability zásoby C v celém profilu (cca 75 % podílu významných prediktorů), což ukazuje, že sorpční kapacita a minerální reaktivita představují hlavní mechanismus dlouhodobé stabilizace C v minerální půdě.

Druhým klíčovým faktorem je objemová hmotnost jemnozeme (BD). Vyšší BD odráží větší podíl minerální matrice, která snižuje přístupnost organických látek mikrobům a zároveň podporuje fyzikální inkorporaci organické hmoty do agregátů. BD tak představuje další dominantní stabilizační mechanismus – fyzikální ochranu – který doplňuje chemicko-sorpční procesy popsané pro M_t . V celém profilu má BD konzistentně silný pozitivní efekt, a to napříč horizonty.

Naprostým opakem je pH, jehož hlavní efekt je v celém profilu nevýznamný, avšak významné jsou jeho interakce s dřevinou. U smrku vyšší pH snižuje zásobu C (v celém profilu i některých horizontech), což může souviset s rozpadem organominerálních vazeb: v kyselém prostředí jsou Fe/Al oxidy stabilnější v amorfních formách a silně váží organické ligandy, zatímco při zvýšení pH se mohou částečně transformovat nebo měnit povrchový náboj, což zvyšuje mobilitu organických látek a urychluje mineralizaci. U bukových stanovišť se tento efekt neprojevuje, protože zdejší půdy jsou pufovanější a sorpční komplexy stabilnější napříč běžným rozsahem pH.

Nadzemní biomasa vykazuje pozitivní tendenci zvyšovat zásoby půdního C v celém profilu, přestože její hlavní efekt je méně silný než M_t nebo BD. Biomasa zřejmě reprezentuje tok vstupů do půdy (nadzemní opad, kořeny, rhizodepozice), který určuje množství dostupného organického materiálu pro interakci s minerály. Její vliv také odráží, jak efektivně vegetace dokáže „naplnit“ sorpční a fyzikální kapacitu daného půdního prostředí.

Smrk a buk ovlivňují půdní prostředí zejména prostřednictvím acidifikace, kvality opadu, rychlosti jeho rozkladu a typů organických molekul vstupujících do půdy. Smrk produkuje více látek (ligniny, fenoly), zpomalující rozklad půdní organické hmoty a udržující nižší pH. V kyselém prostředí jsou organické molekuly silněji sorbovány na amorfní Fe/Al, ovšem stabilita těchto vazeb je pravděpodobně zároveň extrémně citlivá na malé

změny pH – což je patrné z negativních interakcí smrč × pH. Bukové půdy mají vyšší pufrací kapacitu a stabilnější sorpční poměry, což vysvětluje silnější efekt M_t a menší citlivost vůči pH. Dřevina jako hlavní efekt tedy nebývá významná, ale zásadní jsou její interakce s M_t nebo pH. Tyto interakce ukazují, že dřeviny neovlivňují zásobu C přímo, ale prostřednictvím toho, jak modifikují chemické prostředí, které řídí sorpci a degradaci organických látek.

Nadzemní biomasa představuje klíčový vstup uhlíku do půdy, určující objem materiálu dostupného pro stabilizaci. Zároveň indikuje i rozsah podzemní biomasy. V modelech má její efekt významně rostoucí roli s hloubkou, protože vyšší biomasa indikuje vyšší produktivitu a vyšší podíl kořenových vstupů, které často pronikají hluboko. Zároveň biomasa moduluje účinnost sorpce: v půdách s vysokým M_t a BD dochází ke „skladování“ vstupující organické hmoty, což umožňuje efektivnější akumulaci C. U smrku je však efekt biomasy částečně potlačen interakcí s pH a chemickou povahou opadu a zároveň typem sbíraných dat, kdy smrkové porosty reprezentují hospodářské lesy s výrazně nižší variabilitou množství nadzemní biomasy v porostech.

4. Využití výsledků pro politiku ochrany lesních ekosystémů

Výsledky této studie poskytují některé vědecké podklady pro formování politiky ochrany lesních ekosystémů v České republice v návaznosti na evropskou i národní legislativu. Ukazují, že dlouhodobě podceňované půdní procesy – spojené zejména s chemismem půd a zásobami ekologicky významných prvků, s interakcí druhové skladby porostů s hospodářskými zásahy – mají přímé důsledky pro odolnost a stabilitu lesů. Zároveň potvrzují, že půda je stabilnější a z hlediska klimatu významnější zásobárnou uhlíku než biomasa: v českých lesích je uloženo cca 360 Mt C v půdě oproti 333 Mt C v biomase, takže půdy představují více než polovinu celkové zásoby uhlíku v ekosystému.

Klíčovým zjištěním je význam oxalátových forem Al a Fe (M_t) a objemové hmotnosti jemnozeme (BD) pro stabilizaci půdního uhlíku. Chemicko-mineralogické vlastnosti půdy tak určují schopnost lesa dlouhodobě ukládat uhlík více než samotné

druhové složení. To je plně v souladu s EU Soil Strategy for 2030 (https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-health/soil-strategy-2030_en), která označuje půdu za kritický neobnovitelný zdroj a požaduje „půdu ve zdravém stavu“ včetně ochrany organické hmoty a sorpčních vlastností. Nová Soil Monitoring and Resilience Directive (SMR; https://environment.ec.europa.eu/topics/soil-health/soil-health_en) navíc zavádí systematický monitoring chemických, biologických a fyzikálních vlastností půd; naše výsledky poskytují robustní podklad pro její implementaci v lesních ekosystémech, protože prokazují, že acidobazické poměry a dlouhodobá ztráta bazických kationtů zásadně ovlivňují stabilitu organominerálních vazeb a tím odolnost lesa vůči klimatickým extrémům. Studie zároveň odhaluje, že podstatná část českých lesů (SLP A, B, C; přibližně 35 % plochy) se nachází ve stavu nutriční degradace spojené s vysokou aciditou, nízkou dostupností fosforu, nízkou bazickou saturací a nízkými zásobami Ca a Mg, často zhoršenými historicky vysokým odnosem biomasy při těžbě. V nejkyselějších a nejvíce degradovaných SLP je až 27 % Ca vázáno v biomase stromů, a tedy přímo ohroženo při intenzivní těžbě. Tyto skutečnosti mají zásadní legislativní význam: evropská SMR směrnice vyžaduje sledování a obnovu půdního zdraví, zatímco česká Národní adaptační strategie a Národní akční plán adaptace na změnu klimatu (https://mzp.gov.cz/system/files/2025-03/OAZK_NAP_adaptace-aktualizace_20211025_0.pdf) ukládají povinnost omezovat degradaci půd, zvyšovat retenční schopnost, obnovovat cyklus živin a diverzifikovat druhovou skladbu. Výsledky studie poskytují konkrétní návod, jak těchto cílů dosáhnout, a podporují potřebu legislativních limitů pro odnos biomasy v závislosti na chemismu a sorpční kapacitě půdy.

Významné jsou i zjištěné interakce dřevinné skladby s půdními vlastnostmi. Studie ukazuje, že druh dřeviny má na zásobu uhlíku menší vliv než samotné půdní charakteristiky, ale jeho interakce s pH, biomasou a sorpčními vlastnostmi jsou ekologicky zásadní. Smrk při vyšším pH ztrácí stabilitu organominerálních vazeb a může dokonce ztrácet půdní uhlík, zatímco buk při vyšším pH a větší zásobě biomasy ukládá více uhlíku a vykazuje vyšší efektivitu využití sorpčního potenciálu půd. Smrkové porosty obecně hůře využívají sorpční kapacitu půdy než bukové. Tato zjištění jednoznačně podporují směr EU Forest

Strategy for 2030, která prosazuje diverzifikaci dřevinné skladby, omezení rizik spojených s monokulturami a posílení listnatých dřevin v lesích. Pro českou legislativu, zejména Koncepti státní lesnické politiky do roku 2035 a Zákon o lesích č. 289/1995 Sb., mají výsledky studie přímý význam. Zákon ukládá povinnost hospodařit tak, aby nedocházelo ke snižování půdní úrodnosti a aby byla zachována biodiverzita a hydrické funkce lesa. Empirická data ze studie ukazují, že intenzivní odnos biomasy (celostromová těžba, odvoz klestu) vede k rychlému poklesu zásob Ca, Mg a K a ke snížení dlouhodobé stabilizační kapacity půdní organické hmoty. To je v rozporu s principy trvale udržitelného hospodaření definovanými v §3 zákona o lesích a dále rozpracovanými v Nařízení vlády č. 308/2014 Sb. Výsledky tak poskytují kvantitativní podklad pro úpravu hospodářských opatření, včetně diferenciací intenzity těžby podle nutričního stavu půd. Studie má rovněž přímé propojení s evropským LULUCF nařízením (EU) 2018/841, které ukládá členským státům povinnost udržovat nebo zvyšovat zásobu uhlíku v půdě a vegetaci. Ukazuje, že půdní C pool je často vyšší než zásoba uhlíku v nadzemní biomase a je stabilnější díky vazbě na Fe/Al oxidy. Hlavní prostor pro zvýšení sekvestrace tedy leží v půdě, nikoli pouze v biomase. Současná zásoba uhlíku v českých lesích (cca 693 Mt C) odpovídá 24násobku ročních emisí ČR. Lesy proto nemohou samy kompenzovat průmyslové emise skleníkových plynů, ale mohou být klíčovým stabilizačním prvkem krajinné resilience – pokud budou chráněny půdní funkce, sorpční kapacita a cyklus živin.

Výsledky mají silné implikace i pro oblast biodiverzity a obnovy ekosystémů. Evropská Biodiversity Strategy for 2030 (https://environment.ec.europa.eu/strategy/biodiversity-strategy-2030_en) a sní související Nature Restoration Law (https://environment.ec.europa.eu/topics/nature-and-biodiversity/nature-restoration-regulation_en) požadují obnovu degradovaných ekosystémů a posílení ekosystémových služeb, přičemž lesní půdy jsou identifikovány jako klíčové refugium biodiverzity. Nejvyšší zásoby C, N, Ca, Mg a K se nacházejí v SLP E a M, tedy v půdách s vyšší pufrací kapacitou a nutričně vyváženým profilem, zatímco oligotrofní lesy (SLP O) vykazují vysoký relativní podíl živin v biomase, což naznačuje vysoké riziko degradace

při intenzivní těžbě. Ochrana půdních procesů, udržování mrtvého dřeva jako nositele živin, podpora druhově pestrých porostů odpovídajících SLP a omezení zásahů s vysokou intenzitou odvozu živin v nejzranitelnějších SLP A, B, C a O se tak stávají nezbytnou součástí politiky ochrany biodiverzity, jak ji vyžaduje český zákon o ochraně přírody a krajiny i evropská Biodiversity Strategy 2030.

Na základě výsledků lze formulovat několik hlavních doporučení pro národní lesnickou politiku. Je vhodné **legislativně zavést limity pro odvoz biomasy**, které budou zohledňovat nutriční stav půdy (zejména zásoby Ca, Mg, K a dostupného P) a budou přísnější v kyselých a degradovaných SLP než v živnějších oblastech. Dále je žádoucí začlenit **povinnost monitoringu klíčových půdních parametrů** (M_t , obsah jemnozeme, organický uhlík, bazická saturace) do reprezentativních lesních hospodářských plánů jako základ pro posuzování dlouhodobé uhlíkové stability. Lesnická strategie ovlivňující druhovou skladbu lesa by měla být aktualizována v návaznosti na fyzikálně-chemické charakteristiky půdy, s důrazem na **posilování listnatých a smíšených porostů** na vhodných stanovištích. Současně je nutné **posílit roli přírodě blízkých forem hospodaření**, omezit velkoplošné holoseče a celostromové těžby v oblastech s vysokým rizikem nutriční degradace a podporovat technologie zvyšující retenci živin (ponechávání klestu, recyklace živin, využití pionýrských dřevin). Závěrem nezbyvá než konstatovat, že budoucnost českých lesů nezávisí pouze na odklonu od smrkových monokultur, ale především na ochraně a obnově půdního prostředí, které je hlavním regulátorem koloběhu živin i uhlíku a určujícím faktorem odolnosti vůči klimatické změně. Účinná politika ochrany lesa proto musí respektovat regionální půdně-chemické rozdíly, chránit a obnovovat zásoby živin, podporovat listnaté a smíšené lesy, omezovat intenzivní odnos biomasy a posilovat monitoring a plánování založené na vědeckých datech. Pouze tak lze zajistit, aby české lesy zůstaly funkční, odolné a produktivní, aby i v dlouhodobém horizontu poskytovaly klíčové ekosystémové služby – sekvestraci uhlíku, zadržování vody, podporu biodiverzity i udržitelnou produkci dřeva – v souladu s požadavky evropské a národní legislativy i potřebami budoucích generací.

5. Literatura

ANON., 2020. Global Forest Resources Assessment 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020* [online]. B.m.: FAO. Dostupné z: doi:10.4060/CA9825EN

ANONYMOUS, 2024. *Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství 2023* [online]. [vid. 2025-10-20]. Dostupné z: <https://mze.gov.cz/public/portal/mze/publikace/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho-hospodarstvi-cr/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho-hospodarstvi-2023>

BRAMBLE, De Shorn E., Ingo SCHÖNING, Luise BRANDT, Christian POLL, Ellen KANDELER, Susanne ULRICH, Robert MIKUTTA, Christian MIKUTTA, Whendee L. SILVER, Kai Uwe TOTSCHKE, Klaus KAISER a Marion SCHRUMPF, 2025. Land use and mineral type determine stability of newly formed mineral-associated organic matter. *Communications Earth & Environment* 2025 6:1 [online]. B.m.: Nature Publishing Group, 6(1), 415- [vid. 2025-11-23]. ISSN 2662-4435. Dostupné z: doi:10.1038/s43247-025-02400-3

CHYTRÝ, Milan, Tomáš KUČERA, Martin KOČÍ, Vít GRULICH, Pavel LUSTYK, Kateřina ŠUMBEROVÁ, Jiří SÁDLO, Zdenka NEUHÄUSLOVÁ, Michal HÁJEK, Kamil RYBNÍČEK, František KRAHULEC, Andrea KUČEROVÁ, Jiří KOLBEK a Štěpán HUSÁK, 2010. Katalog biotopů České republiky. Druhé vydání. *Katalog biotopů České republiky* [online]. B.m.: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, 447 [vid. 2025-09-23]. Dostupné z: <https://www.muni.cz/vyzkum/publikace/914417>

CIENCIALA, E., R. RUSS, H. ŠANTRŮČKOVÁ, J. ALTMAN, J. KOPÁČEK, I. HŮNOVÁ, P. ŠTĚPÁNEK, F. OULEHLE, J. TUMAHER a G. STÄHL, 2016. Discerning environmental factors affecting current tree growth in Central Europe. *Science of the Total Environment* [online]. 573, 541–554. Dostupné z: doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.115

JACOBSEN, C., P. RADEMACHER, H. MEESENBURG a K. J. MEIWES, 2003. *Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten. Literaturstudie und Datensammlung*. Berichte d. Göttingen, Germany: Niedersächsische

Forstliche Versuchsanstalt.

MUUKKONEN, Petteri, 2007. Generalized allometric volume and biomass equations for some tree species in Europe. *European Journal of Forest Research* [online]. B.m.: Springer, 126(2), 157–166 [vid. 2025-10-10]. ISSN 16124669. Dostupné z: doi:10.1007/S10342-007-0168-4/TABLES/5

NEUDERTO VÁ HELLEBRANDOVÁ, Kateřina, Věra FADRHOŇSOVÁ a Vít ŠRÁMEK, 2024. Aggregated database of forest soil chemical properties in the Czech Republic based on surveys from 2000 to 2020. *Annals of Forest Science* [online]. B.m.: Springer-Verlag Italia s.r.l., 81(1), 1–11 [vid. 2024-12-04]. ISSN 1297966X. Dostupné z: doi:10.1186/S13595-024-01225-Y/TABLES/8

OULEHLE, F., J. KOPÁČEK, T. CHUMAN, V. ČERNOHOUS, I. HŮNOVÁ, J. HRUŠKA, P. KRÁM, Z. LACHMANOVÁ, T. NAVRÁTIL, P. ŠTĚPÁNEK, M. TESAŘ a C.D. EVANS, 2016. Predicting sulphur and nitrogen deposition using a simple statistical method. *Atmospheric Environment* [online]. 140, 456–468. ISSN 18732844. Dostupné z: doi:10.1016/j.atmosenv.2016.06.028

OULEHLE, Filip, Milan FISCHER, Jakub HRUŠKA, Tomáš CHUMAN, Pavel KRÁM, Tomáš NAVRÁTIL, Miroslav TESAŘ a Miroslav TRNKA, 2021. The GEOMON network of Czech catchments provides long-term insights into altered forest biogeochemistry: From acid atmospheric deposition to climate change. *Hydrological Processes* [online]. 35(5) [vid. 2021-07-20]. ISSN 0885-6087. Dostupné z: doi:10.1002/hyp.14204

OULEHLE, Filip, Tomáš KOLÁŘ, Michal RYBNÍČEK, Jakub HRUŠKA, Ulf BÜNTGEN a Miroslav TRNKA, 2024. Complex imprint of air pollution in the basal area increments of three European tree species. *Science of The Total Environment* [online]. B.m.: Elsevier, 951, 175858. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:10.1016/J.SCITOTENV.2024.175858

RASMUSSEN, Craig, Katherine HECKMAN, William R. WIEDER, Marco KEILUWEIT, Corey R. LAWRENCE, Asmeret Asefaw BERHE, Joseph C. BLANKINSHIP, Susan E. CROW, Jennifer L. DRUHAN, Caitlin E. HICKS PRIES, Erika MARIN-SPIOTTA, Alain F. PLANTE, Christina SCHÄDEL, Joshua P. SCHIMEL, Carlos A. SIERRA, Aaron

THOMPSON a Rota WAGAI, 2018. Beyond clay: towards an improved set of variables for predicting soil organic matter content. *Biogeochemistry* [online]. **137**(3), 297–306 [vid. 2019-12-02]. ISSN 0168-2563. Dostupné z: doi:10.1007/s10533-018-0424-3

TAHOVSKÁ, Karolina, Eva KAŠTOVSKÁ, Michal CHOMA, Petr ČAPEK, Jiří BÁRTA a Filip OULEHLE, 2023. Ammonia oxidation and nitrate reduction marker genes are key indicators of nitrogen losses in temperate forest catchments. *Environmental Microbiology* [online]. B.m.: John Wiley & Sons, Ltd, **25**(10), 2049–2053 [vid. 2024-12-04]. ISSN 1462-2920. Dostupné z: doi:10.1111/1462-2920.16441

TREML, Václav, Jan TUMAJER, Kateřina JANDOVÁ, Filip OULEHLE, Miloš RYDVAL, Vojtěch ČADA, Kerstin TREYDTE, Jiří MAŠEK, Lenka VONDROVICOVÁ, Zuzana LHOTÁKOVÁ a Miroslav SVOBODA, 2022. Increasing water-use efficiency mediates effects of atmospheric carbon, sulfur, and nitrogen on growth variability of central European conifers. *Science of The Total Environment* [online]. **838**, 156483 [vid. 2022-06-23]. ISSN 00489697. Dostupné z: doi:10.1016/J.SCITOTENV.2022.156483

TREML, Václav, Jan TUMAJER, Filip OULEHLE, Jan ALTMAN, Jiří DOLEŽAL, Monika VEJPUŠKOVÁ, Miloš RYDVAL, Nela ALTMANOVÁ, Lukáš BRŮHA, Vojtěch ČADA, Pavel FIBICH, Ryszard KACZKA,

Jakub KAŠPAR, Tomáš KOLÁŘ, Jan KREJZA, Jiří MAŠEK, Sergei MIKHAILOV, Pavel ŠAMONIL, Michal RYBNÍČEK, Marko STOJANOVIĆ, Jan SVOBODA, Miroslav SVOBODA a Iva VAŠÍČKOVÁ, 2025. Rapid trend towards larger and more moisture-limited trees in Central-European temperate forests. *Environmental Research Letters* [online]. B.m.: IOP Publishing, **20**(8), 084033 [vid. 2025-09-22]. ISSN 1748-9326. Dostupné z: doi:10.1088/1748-9326/ADE0D8

VON FROMM, Sophie F., Hermann F. JUNGKUNST, Bright AMENKHIENAN, Steven J. HALL, Katerina GEORGIOU, Caitlin Hicks PRIES, Fernando MONTAÑO-LÓPEZ, Carlos Alberto QUESADA, Craig RASMUSSEN, Marion SCHRUMPF, Balwant SINGH, Aaron THOMPSON, Rota WAGAI a Sabine FIEDLER, 2025. Moisture and soil depth govern relationships between soil organic carbon and oxalate-extractable metals at the global scale. *Biogeochemistry* [online]. B.m.: Springer Science and Business Media Deutschland GmbH, **168**(1), 20- [vid. 2025-11-23]. ISSN 1573515X. Dostupné z: doi:10.1007/S10533-025-01208-9/FIGURES/5

WASHAYA, Prosper, Roman MODLINGER, Daniel TYŠER a Tomáš HLÁSNÝ, 2024. Patterns and impacts of an unprecedented outbreak of bark beetles in Central Europe: A glimpse into the future? *Forest Ecosystems* [online]. B.m.: Elsevier, **11**, 100243. ISSN 2197-5620. Dostupné z: doi:10.1016/J.FECS.2024.100243