

CHEMISMUS PŮD V BUKOVÝCH A SMRKOVÝCH POROSTECH VE DVOU PŘÍRODNÍCH LESNÍCH OBLASTECH ČR

SOIL CHEMISTRY WITHIN BEECH AND SPRUCE STANDS IN TWO NATURAL FOREST AREAS OF THE CZECH REPUBLIC

RADEK NOVOTNÝ ✉ - VĚRA FADRHOŇSOVÁ

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic

✉ e-mail: novotny@vulhm.cz

ABSTRACT

Soil properties of spruce (artificially established) and beech (nature-close) stands were evaluated in two regions of the Czech Republic – Jizerské Mts. and Český les (Upper Palatine Forest). The results showed that there are no big differences between soil characteristics of spruce and beech stands. Soils have low pH values, very low content of base nutrients (Ca, Mg, K) and therefore low base saturation of sorption complex. Concentration of available phosphorus is also low in both types of stands. On the other hand, nitrogen concentration in upper part of soil often exceeds optimal values, which can lead to nutrient imbalance. In beech stands, deficiency of base nutrients in whole soil profile is observed, while in spruce stands base nutrient concentration in deeper part of soil is usually more favourable, due to the shallower rooting system of spruce.

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

Klíčová slova: půdní chemismus; půdní sondy; Jizerské hory; Český les; acidifikace; bazické prvky

Key words: soil chemistry; soil pits; Jizera Mts.; Upper Palatine Forest; soil acidification; base cations

ÚVOD

Smrk ztepilý (*Picea abies* L. Karst.) a buk lesní (*Fagus sylvatica* L.) jsou ve střední Evropě dvě nejrozšířenější hospodářské dřeviny. Jejich působení na půdní prostředí je přitom rozdílné, zejména v souvislosti s procesem acidifikace půd. Obecně řečeno jehličnaté (stálezelené) porosty zachytí více plynného i prachového znečištění, na rozdíl od listnatých dřevin nebo bezlesí. Rozdíl je způsoben vyšším celkovým povrchem jehlic ve srovnání s listy dřevin, keřů nebo přízemní vegetace a také tím, že jehlice jsou na stromech po celý rok, na rozdíl od listů opadavých druhů. Proto jehličnaté lesy zachytávají více prachového a plynného znečištění v porovnání s lesy listnatými. Tyto zachycené látky jsou následně promývány srážkami do půdního prostředí (VANNIER et al. 1993; AUGUSTO et al. 2002; ROTHE et al. 2002; BERGER et al. 2008). To způsobuje vyšší podkorunovou depozici prvků v jehličnatých porostech ve srovnání s listnatými (DE SCHRIJVER et al. 2007), a proto jsou lesní půdy v porostech s převahou jehličnanů náchylnější k okyselování, což má za následek pokles a v krajním případě až vyčerpání zásoby bazických kationtů (BINKLEY 1995). Rozdíl v půdním

chemismu jehličnatých a listnatých porostů se zvýraznil v období, kdy byly středoevropské lesy vystaveny antropogenně zvýšenému imisně-depozičnímu vstupu sloučenin síry, dusíku a dalších okyselujících látek (DE VRIES et al. 2014).

Acidifikační účinek zvýšené depozice dusíku (N) a síry (S) je závislý mj. na druhu dřeviny (AUGUSTO et al. 2002). Druh dřeviny může mít široký vliv na půdní vlastnosti – na biologické, fyzikální i chemické procesy, které v půdě probíhají (RANGER, NYS 1994; AUGUSTO et al. 2002; JANDL et al. 2007). Typ vegetačního krytu silně ovlivňuje nejen vlastnosti půdy, ale také množství uložených S a N sloučenin. Rozdíl v podkorunové depozici mezi jehličnatými a listnatými druhy dřevin je nejvíce patrný v základních charakteristikách půdy, zejména v pH půdy (ROTHER et al. 2002; DE SCHRIJVER et al. 2007). Podle DE SCHRIJVERA et al. (2007) se vyšší depoziční vstup N a S v jehličnatých lesích odráží také ve vyšší koncentraci SO_4^{2-} a NO_3^- , bazických prvků a hliníku v odtekající půdní vodě. DE VRIES et al. (2007) uvedli, že síranový iont je stále dominantním zdrojem okyselování půdy navzdory obecně nižšímu vstupu S v porovnání s N, a to v důsledku odlišného chování S a N.

Množství organicky vázané síry (pocházející z období vysoké depozice S) představuje významný interní zdroj SO_4^{2-} v půdním prostředí. Tento zdroj půdní síry může významně ovlivnit průběh zotavování a regenerace antropogenně okyseleného půdního prostředí (MITCHELL et al. 2011). Zvýšená rychlost rozkladu půdní organické hmoty (SOM) se vysvětluje mj. sníženou depozicí SO_4^{2-} a NO_3^- . Zároveň byl zaznamenán trend zvyšování množství rozpuštěného organického uhlíku (DOC) v povrchových vodách severní Ameriky a Evropy (DE WIT et al. 2007; MONTEITH et al. 2007). MAYER et al. (1995) a také např. ZHANG et al. (1998) dospěli k závěru, že mineralizace síry vázané na uhlík je významným zdrojem SO_4^{2-} v půdním roztoku kyselých lesních půd.

Na území střední Evropy, Česko nevyjímaje, došlo vlivem lidské činnosti ke změnám v lesnatosti i ke změnám druhové skladby lesů. Ve 14. a 15. století se jednalo o úbytek lesa v důsledku kolonizace nových území (klučení lesa, stavební dřevo) a vysoká byla také potřeba dřeva pro doly a hutě. V 16. a v 17. století existovala zvláštní kategorie lesů „reservovaných pro potřeby erárních dolů a hutí“, což vedlo k dalšímu výraznému odlesňování (NOŽIČKA 1957). Ke zhoršování stavu lesů přispívala také pastva dobytka a hrabání steliva v lesích. V průběhu 18. a 19. století se zvýšil podíl jehličnatých dřevin, především smrku, případně borovice. Důvodem byly vlastnosti jehličnatého (smrkového) dřeva, které ho předurčují pro velmi široké použití ve stavebnictví, průmyslu nebo výrobě nábytku i mnoha dalších produktů. Rozsáhlé používání dřeva vedlo tedy nejprve k rozsáhlému odlesnění krajiny a následně na mnoha místech také k postupnému nahrazení původních smíšených porostů monokulturními hospodářskými lesy (př. NOŽIČKA 1957; PRŮŠA 1990; VACEK 2003). Přesto se na mnoha místech zachovaly i porosty tzv. původní, přeměněné pouze v menší míře. Často se jedná o bučiny nebo porosty s dominancí buku, ale také o pestré smíšené porosty (PRŮŠA 1990). Některé z těchto porostů byly vybrány pro srovnání chemismu půd se sousedícími hospodářskými smrčínami – popis chemických vlastností půd a srovnání chemismu půdních profilů z tzv. původních bukových a smíšených porostů s uměle založenými hospodářskými smrčínami je předmětem tohoto příspěvku.

MATERIÁL A METODIKA

Zájmové území

Jizerské hory jsou nejsevernějším pohořím Česka. Jsou pro ně charakteristické zarovnané povrchy ve vrcholových oblastech, tvořící tak vysoko položené náhorní plošiny, z nichž se zvedají žulové vrcholky a na nichž jsou mělké deprese obsahující četná rašeliniště. Hlavní horninou masivu Jizerských hor jsou granitové horniny, především žuly. Z přeměněných hornin mají v oblasti největší zastoupení jizerské ortoruly tvořící polský Vysoký hřeben jizerský a horu Smrk. Nejrozšířenějším půdním typem horské části Jizerských hor jsou podzoly (42 %) a kambizemě (33 %), (PRŮŠA 1990; VACEK 2003).

Český les (na bavorské straně Hornofalcký les) je členitá vrchovina a geomorfologický celek podél česko-německé státní hranice, zasahující do jihozápadních Čech a do východního Bavorska. Pro Český les jsou typické ploché hřbety a široká mělká údolí s občasně vystupujícími sukly a strukturálními hřbety s tvary zvětrávání a odnosu. V Česku leží menší část území, větší část Českého lesa se rozkládá na německém území. Český les je tvořen převážně rulami a pararulami, méně se vyskytují granity (PRŮŠA 1990; VACEK 2003). Nejrozšířenějším půdním typem jsou kambizemě (ca 53 %) a gleje (15 %).

Půdní vzorky

Odběry půdních vzorků proběhly v letech 2017 a 2018 z klasických pedologických sond. Na každé lokalitě byly vzorky odebrány ve smrkovém porostu (zpravidla uměle založená smrčina starší než 30 let) a z blízkého porostu s převahou buku (správou CHKO označeného

jako původní bučina, často se jednalo o porosty na území přírodních rezervací). V oblasti Jizerských hor bylo hodnoceno celkem 9 půdních profilů ve smrkových porostech a 5 profilů v bukových porostech, v oblasti Českého lesa čtyři bukové porosty v přírodních rezervacích a čtyři dospělé smrkové porosty v jejich sousedství.

Přehled vzorkovaných porostů se základními charakteristikami je uveden v tabulkách 1 a 2, lokalizace obou studovaných regionů v rámci Evropy a odběrová místa s půdními sondami jsou na obr. 1.

Ve vybraných porostech byly vykopány půdní sondy do hloubky minimálně 80 cm, méně pouze v případech, kdy bylo dosaženo matečné horniny. Byly vyhotoveny popisy půdních profilů a určen půdní typ. Popisy profilů a klasifikace půdního typu byly provedeny podle Taxonomického klasifikačního systému půd ČR (NĚMEČEK et al. 2011) a WRB (2015).

Následně byly odebrány vzorky nadložní organické vrstvy (horizonty F a H) a minerální půdy podle metodiky stanovené Manuálem ICP Forests (COOLS, DE Vos 2016). Vzorky minerální půdy byly odbírány z konstantních hloubek 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm, 40–80 cm. Směsný vzorek pro každou hloubku i nadložní organický horizont FH byl vytvořen odběrem z půdní sondy a ze stejných hloubek pomocí půdního vrtáku ze čtyř míst v okolí půdní sondy. Vzorky pro chemické analýzy nadložního organického horizontu a minerální půdy byly vysušeny, homogenizovány, prosátý na sítu o velikosti ok 2 mm a takto připravené analyzovány.

Chemická analýza

Chemická analýza vzorků byla provedena ve Zkušební analytické laboratoři VÚLHM podle standardních operačních postupů (SOP) vycházejících z platných norem (ISO, ČSN). Stanoveny byly tyto parametry: aktivní pH(H_2O), výměnné pH(KCl), celková koncentrace C, N, S na elementárním analyzátoru, koncentrace přístupných prvků ve výluhu chloridem barnatým, příp. chloridem amonným (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na), přístupný fosfor, pseudototální obsah prvků ve výluhu lučavkou královskou (Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Pb, Zn). Kationtová výměnná kapacita (CEC) a nasycení sorpčního komplexu bázemi (BS) byly stanoveny výpočtem.

Statistické vyhodnocení

Základní statistické hodnocení získaných dat bylo provedeno v prostředí SW Statistica. Test normality (Shapiro-Wilk W-test) byl pro některé z parametrů signifikantní, což znamená zamítnutí normality dat. Pro test odlišnosti hodnocených parametrů mezi SM a BK porosty byl proto použit neparametrický Mann-Whitney U-Test jako vhodná alternativa pro klasický t-test pro nezávislé vzorky. Tento test je dostatečně robustní a je vhodný i pro malé výběry. Do statistického hodnocení nebyla zahrnuta plocha Bedřichov v Jizerských horách z důvodu extrémních hodnot Ca a Mg ve spodní části půdního profilu.

VÝSLEDKY

Jizerské hory

Půdní reakce je na všech plochách se smrkem obdobná, hodnoty aktivního pH(H_2O) se v nadložním organickém horizontu FH pohybují v rozmezí 4,02 až 4,57, v minerální půdě v rozmezí 4,21 a 5,60, v bukových porostech se hodnoty pH(H_2O) v nadložním organickém horizontu pohybují mezi 4,29 až 4,44, v minerální půdě pak mezi 4,40 a 4,80. Hodnoty výměnného pH(KCl) jsou ve smrkových porostech v rozmezí 3,07 až 3,58 v nadložním organickém horizontu a 3,44 až 4,31 v minerální půdě, v bukových porostech pak v nadložním organickém horizontu mezi 3,21 až 3,62 a v minerální půdě mezi 3,65 až 4,22.

Tab. 1.
Charakteristika odběrových míst v Jizerských horách
Description of localities in the Jizera Mts.

ID	Lokalita/Locality	Porost/ Stand Nr.	Dřevina/ Species	SLT/Forest-typological classification	Půdotvorný substrát/ Parent rock	Půdní typ/Soil type	GPS	Nadmořská výška/Altitude [m]
1	PR Černá jezírka	264 B 4	SM/NS	8K2	granit až granodiorit	podzol modální s ortěstem	50.842 15.305	926
2	Jizerka	270 B 6	SM/NS	8K2	hlinitokamenitý, balvanitý sediment	kambizem dystriická až kryptopodzol	50.839 15.357	855
3	Promenádní	358 B 3a/2/1	SM/NS	8S1	granit až granodiorit	podzol modální	50.817 15.337	877
4	Nebeský žebřík	209 B 5	SM/NS	8S1	ortorula	podzol modální	50.881 15.281	962
5	Protřená přehrada	687 B 8a	SM/NS	6S5	granit	podzol modální	50.796 15.290	855
6	Rozmezí	467 C 9	SM/NS	7K3	granit	kambizem dystriická	50.819 15.214	958
7	Jizera	341 A 8a	SM/NS	8Z4	granit	podzol modální	50.835 15.255	1010
8	v. n. Bedřichov	325 C 4	SM/NS	6K4	granit	glej hydroeluviovovaný	50.817 15.126	808
9	sedlo Holubníku	464 B 2a	SM/NS	7K3	granit	kambizem dystriická	50.834 15.197	952
10	Bílý potok	224 A 17a	BK/EB	6Y2	granit až granodiorit	kryptopodzol modální	50.874 15.245	621
11	Vlničná stezka	439 B 17b/5b	BK/EB	5Y1	granit až granodiorit	kambizem dystriická až kryptopodzol	50.863 15.150	505
12	Jezdecká cesta	371 C 17/5/1c	BK / EB	6N1	granit až granodiorit	kryptopodzol modální	50.811 15.316	865
13	Bílé buky	463 D 17/2a	BK / EB	6K5	granit až granodiorit	kambizem dystriická	50.833 15.181	897
14	Ptačí kupy	462 A 17/5	BK / EB	6Y1	granit až granodiorit	kryptopodzol modální	50.848 15.168	928

NS = Norway spruce, EB = European beech

Tab. 2.
Charakteristika odběrových míst v Českém lese
Description of localities in the Upper Palatine Forest

ID	Lokalita/Locality	Porost /Stand Nr.	Dřevina/Species	SLT/Forest-typological classification	Půdotvorný substrát/ Parent rock	Půdní typ/Soil type	GPS	Nadmořská výška/Altitude [m]
16	PR Broumovská bučina	325 B 9	BK/EB	5K3	pararula až migmatit	kambizem dystriická	49.891 12.581	560
17	PR Bučina U Žďáru	351 C 17	BK/EB	5K3	pararula až migmatit	kambizem dystriická	49.869 12.531	785
18	PR Tišina	336 C 17/5/1	BK, JV, SM/EB, SM, NS	5K3	pararula až migmatit	kambizem dystriická	49.877 12.529	750
19	PR Diana	201 B 17	BK/EB	4B1	pararula až migmatit, hlinitopísčité sediment	kambizem dystriická	49.634 12.579	515
20	PR Tišina	350 A 11	SM/NS	5K3	pararula až migmatit	kambizem dystriická	49.866 12.534	760
21	PR Diana	201 A 8	SM/NS	4B1	pararula až migmatit	kambizem dystriická	49.632 12.576	520
22	revír Havran	105 A 11	SM/NS	5K1	pararula až migmatit	kambizem dystriická	49.754 12.429	770
23	revír Havran	114 G 9	SM/NS	6K3	granit	podzol modální	49.773 12.451	790

NS = Norway spruce, EB = European beech, SM = Sycamore maple

Obsah dusíku v nadložním organickém horizontu smrkových porostů se pohybuje mezi 1,54 a 2,39 %, v minerální půdě mezi 0,02 a 0,41 %, ve svrchních minerálních horizontech (do 10 cm hloubky) je obsah dusíku vyšší než v hlubších částech půdy, hodnoty obsahu N jsou ve všech sondách v hloubce od 10 cm níže obdobné. V nadložním organickém horizontu bukových porostů se obsah dusíku pohybuje v rozmezí 1,37–2,10 %, v minerální půdě v rozmezí 0,07–0,80 %, vyšší hodnoty nad 0,4 % byly zjištěny na ploše Jezdecká cesta v hloubce do 20 cm.

Ve smrkových porostech se obsah přístupného fosforu pohybuje v nadložním organickém horizontu v rozmezí 6,78–41,72 mg.kg⁻¹, v minerální půdě od 0,40 do 75,17 mg.kg⁻¹, nejvyšší hodnota byla zaznamenána v nejspodnější vrstvě půdy 40–80 cm (lokality Nebeský žebřík). Jedná se o hodnotu ojedinělou, na všech plochách obsah přístupného P v celém půdním profilu nepřekračuje 20 mg.kg⁻¹, tedy hranici nedostatečného obsahu, ve většině případů se pohybuje hluboko pod 10 mg.kg⁻¹. V bukových porostech se obsah P_{príst} v nadložním organickém horizontu pohybuje od 6,55 do 32,85 mg.kg⁻¹, v minerální půdě od 0,40 do 29,82 mg.kg⁻¹. Zatímco obsah P v nadložním organickém horizontu je mezi jednotlivými plochami rozdílný, v minerální půdě do 20 cm příliš velké rozdíly nejsou. Obsah P se pohybuje mezi 0,4 a 2,5 mg.kg⁻¹, stejně tak i v hloubce 20–40 cm, s výjimkou lokality Jezdecká cesta, kde obsah překračuje 14 mg.kg⁻¹. V hlubší vrstvě půdy (40–80 cm) jsou rozdíly mezi jednotlivými plochami větší, rozmezí je 3,9 a 10,8 mg.kg⁻¹ s výjimkou plochy Jezdecká cesta, kde je obsah P v hloubce 40–80 cm výrazně vyšší (29,9 mg.kg⁻¹).

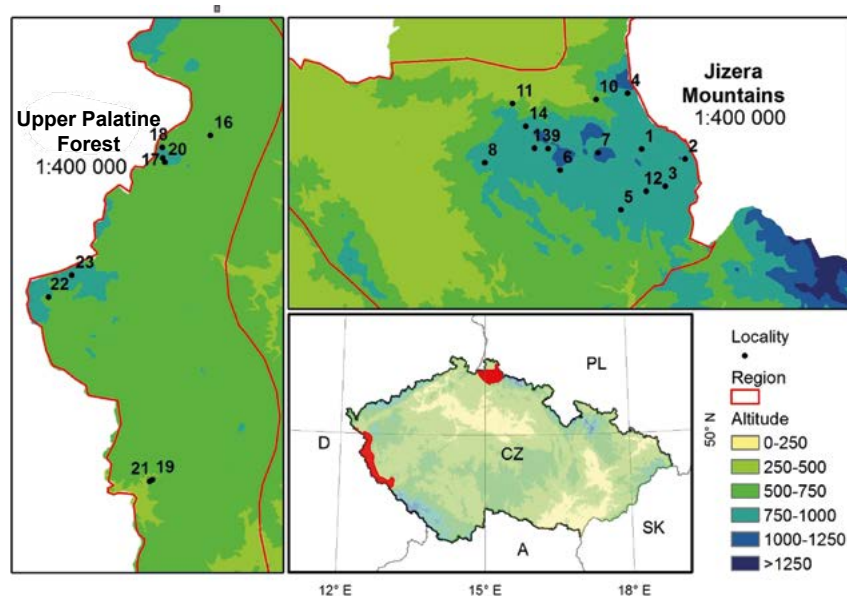
Obsah přístupného vápníku se v nadložním organickém horizontu ve smrkových porostech pohybuje v rozmezí 117,0–920,2 mg.kg⁻¹ a v minerální půdě 10,7–317,21 mg.kg⁻¹, obsah přístupného hořčíku v nadložním organickém horizontu mezi 69,65 a 357,25 mg.kg⁻¹, v minerální půdě mezi 1,49 a 95,91 mg.kg⁻¹. Vysoké hodnoty těchto prvků byly zjištěny pouze na lokalitě Vodní nádrž Bedřichov v hloubce 40–80 cm minerální půdy, na ostatních plochách se hodnoty pohybují u Ca do 71,1 mg.kg⁻¹, u Mg do 24,62 mg.kg⁻¹. Je možné konstatovat, že obsah přístupného Ca je na všech plochách deficitní (pod 140 mg.kg⁻¹), s výjimkou několika případů v nejsvrchnější vrstvě půdy

nepřekračují 20 mg.kg⁻¹. Ještě výraznější deficit je zřejmý v případě hořčíku, kromě dvou vzorků z hloubky 0–10 cm (lokality Jizerka pod Bukovcem a Promenádní u bunkru) a extrémní hodnoty na lokalitě vodní nádrž Bedřichov je obsah Mg ve většině případů výrazně nižší než 20 mg.kg⁻¹.

V bukových porostech se obsah přístupného vápníku pohybuje v nadložním organickém horizontu od 77,8 do 2448 mg.kg⁻¹, v minerální půdě mezi 1,88 a 43,40 mg.kg⁻¹ s výjimkou lokality Jezdecká cesta, kde byl v minerální půdě do hloubky 20 cm zjištěn vyšší obsah Ca (hodnoty 107, resp. 105,5 mg.kg⁻¹), nicméně na všech lokalitách je obsah přístupného Ca nedostatečný, kromě svrchní části v profilu na lokalitě Jezdecká cesta jsou hodnoty pod 40 mg.kg⁻¹, ve většině případů však pod 20 mg.kg⁻¹. Obsah přístupného hořčíku se v nadložním organickém horizontu bukových porostů pohybuje v rozmezí 46,53 a 219,2 mg.kg⁻¹, nejnižší hodnota byla zaznamenána na lokalitě Ptačí kupy. V minerální půdě je jeho obsah stejně jako u přístupného Ca velmi nízký, pohybuje se mezi 2,90 a 40,22 mg.kg⁻¹, přičemž kromě svrchní vrstvy minerální půdy do 20 cm na lokalitě Jezdecká cesta je obsah přístupného Mg výrazně nižší než 20 mg.kg⁻¹, v hloubkách 20–80 cm na všech plochách dokonce nižší než 10 mg.kg⁻¹.

Obsah další bazické živiny, přístupného draslíku se pohybuje ve smrkových porostech v nadložním organickém horizontu mezi 3,24 a 67,72 mg.kg⁻¹; zde se opět jedná o extrémní hodnotu zjištěnou na lokalitě Vodní nádrž Bedřichov, s vyloučením této hodnoty je maximum 33,62 mg.kg⁻¹, nicméně ostatní hodnoty jsou nižší než 30 mg.kg⁻¹ (limit pro velmi nízký obsah); ve většině případů, hlavně ve spodních částech půdy, je obsah přístupného K pod 10 mg.kg⁻¹. V bukových porostech se obsah přístupného draslíku pohybuje mezi 173,16 a 453,96 mg.kg⁻¹ v nadložním organickém horizontu a mezi 5,74 a 111,86 mg.kg⁻¹ v minerální půdě. Na lokalitách Bílý potok a Viničná cesta je jeho obsah nedostatečný v celém půdním profilu, na ostatních plochách jen v nejspodnějších částech půdy od 40 do 80 cm.

S nízkým obsahem bazických prvků souvisí i nízké hodnoty nasycení sorpčního komplexu bázemi (BS), které jsou v půdě smrkových porostů velmi nízké především v zóně hlavního prokořenění, tj. do hloubky



Obr. 1.
Mapa vzorkovaných lokalit
Fig. 1.
Map of studied localities

cca 20 cm, kde se pohybují mezi 3,18 a 12,15 %, v hlubších vrstvách půdy jsou mezi jednotlivými plochami větší rozdíly, hodnoty BS se pohybují v rozmezí 3,99 a 37,73 %, resp. extrému 87,36 % v případě lokality Vodní nádrž Bedřichov. Rovněž v bukových porostech byly zjištěny velmi nízké hodnoty BS, pohybující se v minerální půdě od 4,40 do 10,02 %, tedy v oblasti velmi nízké saturace bazickými prvky.

Základní výsledky a statistické charakteristiky analyzovaných půdních vzorků z půdních profilů v Jizerských horách jsou prezentovány na obr. 2 a v tab. 3 a 4.

Český les

Hodnoty aktivního $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ se v bukových porostech pohybují mezi 3,94 a 5,71, ve smrkových mezi 3,67 a 5,42; výměnné $\text{pH}(\text{KCl})$ se v bukových porostech pohybuje v rozmezí 2,97 a 4,10, ve smrkových porostech v rozmezí 2,67 a 4,30, nejnižší hodnoty byly zjištěny v horizontu FH ve třech smrkových porostech (350 A 11, 114 G 9, 105 A 11) a i v jednom bukovém porostu (336 C 17/5/1).

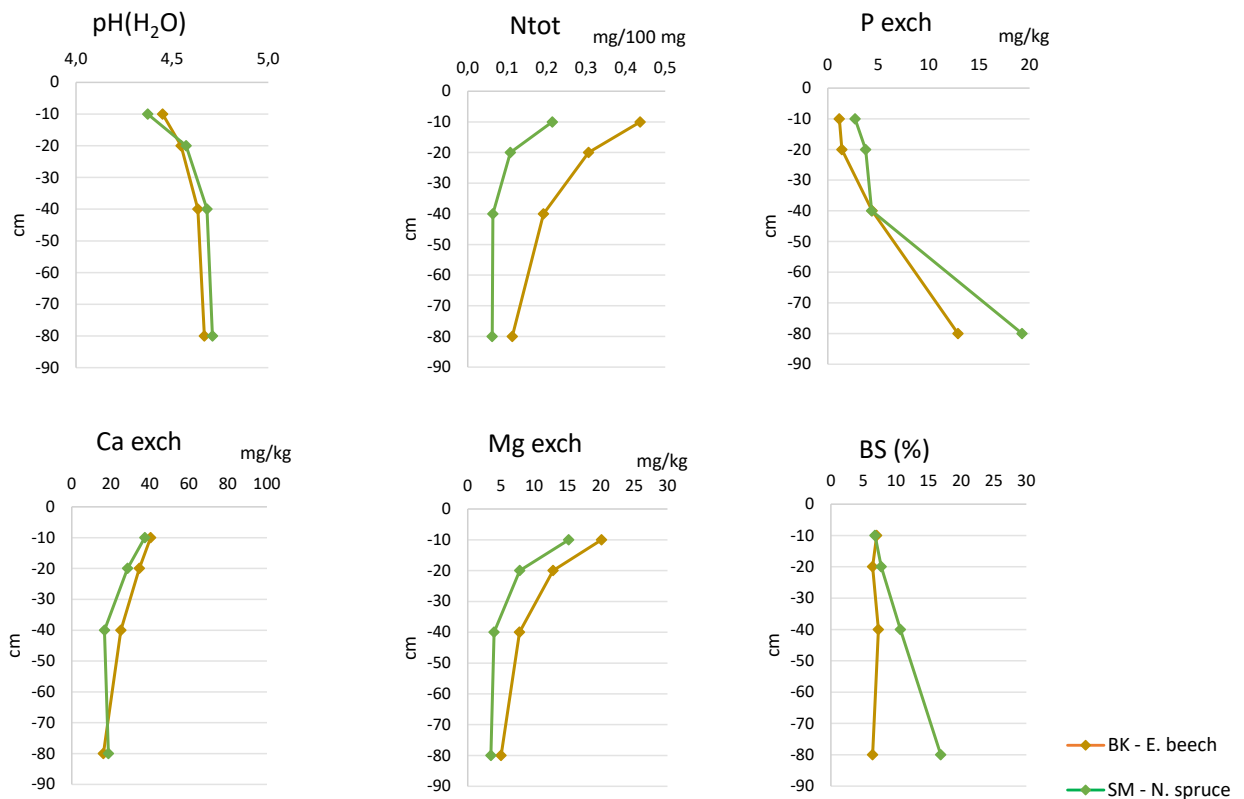
Obsah dusíku se v nadložním organickém horizontu bukových porostů pohybuje od 1,0 do 1,64 %, ve smrkových porostech od 0,86 do 1,84 %. V minerální půdě je obsah dusíku v rozmezí 0,019 a 0,301 % v bukových porostech a mezi 0,025 a 0,364 % ve smrkových porostech. Ve všech smrkových porostech v hloubce 0–10 cm a v porostu 114 G 9 také v hloubce 10–20 cm byl zjištěn obsah dusíku vyšší než 0,2 %, což znamená již zvýšený obsah, u bukových porostů je v hloubce 0–10 cm obsah N jen těsně pod hodnotou 0,2 %. Poměr C/N v nadložním or-

ganickém horizontu smrkových porostů se pohybuje mezi 20,4 a 23,4, v minerální půdě mezi 14,7 a 22,1, v nadložním organickém horizontu bukových porostů mezi 16,9 a 19,2 a v minerální půdě mezi 12,9 a 15,1, výrazně odlišný je porost 351 C 17, kde byly zjištěny nejvyšší hodnoty C/N jak v nadložním organickém horizontu (38,4), tak v minerální půdě (23,7).

Obsah přístupného fosforu je v půdě smrkových porostů velmi nízký, pohybuje se hluboko pod limitní hodnotou pro nedostatek ($20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) s výjimkou porostu 114 G 9, kde byly zjištěny hodnoty výrazně vyšší, mezi $18,3$ a $82,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, a porostu 201 A 8, kde je obsah $\text{P}_{\text{příst}}$ mezi $11,0$ a $53,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$. V bukových porostech je obsah přístupného fosforu také velmi nízký, v minerální půdě ve třech porostech se pohybuje mezi $2,08$ a $8,35 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$, tedy výrazně pod hranicí deficitu; výjimkou je porost 201 B 17/4a/2, kde byl zjištěn obsah $\text{P}_{\text{příst}}$ mezi $30,5$ a $81,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$.

Obsah přístupného vápníku je v nadložním organickém horizontu všech porostů střední až dobrý, v minerální půdě je jeho zásoba velmi nízká ve většině porostů, zjištěné hodnoty se pohybují mezi $0,47 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (bukový porost 351 C 17) a $274,62 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (bukový porost 201 B 17/4a/2), přičemž pouze ve dvou případech (porosty PR Diana) byly zjištěné hodnoty vyšší než limit pro nedostatečný obsah ($140 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$).

Obsah přístupného hořčíku v minerální půdě je rovněž ve většině porostů velmi nízký, pouze ve čtyřech případech v hloubce 0–10 cm (porosty 351 C 17, 338 C 17/5/1 a oba porosty v PR Diana) byl zjištěn obsah vyšší, než je limitní hodnota pro nedostatečný obsah



Obr. 2.

Hodnoty pH a obsah vybraných přístupných prvků a nasycení sorpčního komplexu bázemi v půdních profilech smrkových porostů v Jizerských horách

Fig. 2.

pH values and content of exchangeable elements in the soil profiles in Jizera Mts.; zelená SM – Norway spruce (green), oranžová BK – European beech (orange)

Tab. 3.
Základní statistické charakteristiky profilů ve smrkových porostech v Jizerských horách
Basic statistical characteristics of profiles in spruce stands in the Jizera Mts.

Parameter/ Parameter	Hloubka/ Depth	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	Ctot mg/100 mg	Ntot mg/100 mg	Stot mg/kg	P př mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Fe mg/kg	K mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	BS %
	FH	4,18	3,22	38,9	1,98	2761	19,71	1408,60	493,17	221,87	343,11	195,02	7,40	32,71	23,40
	0–10 cm	4,37	3,61	3,97	0,21	214	2,70	450,01	37,38	35,01	20,00	15,17	6,25	5,78	6,78
průměr/mean	10–20 cm	4,57	3,82	2,49	0,11	143	3,76	297,75	28,63	20,14	9,60	7,82	1,08	4,86	7,73
	20–40 cm	4,68	4,06	1,52	0,06	110	4,34	123,95	16,73	9,23	8,23	3,95	0,72	3,89	10,66
	40–80 cm	4,71	4,13	1,39	0,06	117	19,25	150,46	18,77	7,60	10,07	3,48	0,67	4,83	16,87
	FH	4,18	3,19	38,3	2,03	2820	14,86	1381,16	451,13	237,05	337,83	148,09	5,76	32,37	23,82
	0–10 cm	4,35	3,65	3,47	0,18	200	2,00	441,54	27,05	30,32	19,18	14,84	0,33	5,27	6,64
medián/median	10–20 cm	4,60	3,90	2,22	0,10	135	2,40	361,62	31,49	20,00	9,91	7,54	0,33	4,70	7,24
	20–40 cm	4,74	4,20	1,22	0,04	90	3,34	112,11	15,93	5,11	7,76	2,97	0,33	3,76	10,90
	40–80 cm	4,68	4,24	1,50	0,05	100	12,77	82,21	15,49	5,51	9,26	2,92	0,33	5,03	15,51
	FH	4,02	3,07	35,2	1,54	2110	6,78	1058,77	116,95	107,39	213,01	69,65	3,38	23,58	7,89
	0–10 cm	4,23	3,44	2,11	0,10	120	0,40	273,99	18,55	6,44	8,29	6,96	0,33	2,85	5,04
min	10–20 cm	4,36	3,52	1,86	0,09	110	0,84	101,01	10,71	4,04	4,74	3,06	0,33	2,92	3,18
	20–40 cm	4,40	3,66	0,59	0,03	70	1,30	78,74	13,16	2,85	3,24	2,05	0,33	1,66	3,99
	40–80 cm	4,52	3,90	0,43	0,02	60	3,28	22,60	14,91	2,27	8,32	1,49	0,33	2,70	4,58
	FH	4,42	3,58	43,8	2,39	3340	41,72	1870,92	920,20	352,52	524,85	357,25	20,81	41,28	37,81
	0–10 cm	4,55	3,95	7,21	0,41	340	8,40	638,99	71,10	83,86	33,62	24,62	26,78	8,59	9,92
max	10–20 cm	4,85	4,09	3,96	0,17	200	15,18	426,87	39,54	37,36	14,12	13,00	5,18	7,88	12,15
	20–40 cm	4,87	4,35	2,98	0,14	190	9,35	266,75	23,21	31,07	15,52	7,74	2,54	6,59	14,73
	40–80 cm	4,96	4,31	2,49	0,12	190	75,17	377,87	29,44	21,34	15,90	6,43	2,11	8,47	37,73

Tab. 4.
Základní statistické charakteristiky profilů v bukových porostech v Jizerských horách
Basic statistical characteristics of profiles in beech stands in the Jizera Mts.

Parameter/ Parameter	Hloubka/ Depth	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	Ctot mg/100 mg	Ntot mg/100 mg	Stot mg/kg	P př mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Fe mg/kg	K mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	BS %
	FH	4,34	3,40	31,9	1,71	2284	17,47	1264,98	715,71	260,25	292,20	106,15	34,72	22,51	23,71
	0–10 cm	4,45	3,71	8,81	0,44	576	1,14	593,21	40,39	47,73	59,46	20,10	16,79	10,34	7,05
průměr/mean	10–20 cm	4,55	3,88	6,41	0,31	370	1,41	463,46	34,57	20,29	36,88	12,82	31,20	9,23	6,42
	20–40 cm	4,63	3,98	3,89	0,19	236	4,40	309,94	25,17	14,95	21,24	7,77	16,69	7,47	7,29
	40–80 cm	4,67	4,03	2,10	0,11	168	12,90	225,26	16,21	12,15	13,01	5,01	3,38	6,58	6,40
	FH	4,31	3,49	32,1	1,78	2260	14,01	1340,00	256,25	245,60	276,34	86,28	13,31	20,76	11,75
	0–10 cm	4,43	3,70	8,23	0,40	510	1,02	512,65	23,53	37,10	62,47	19,40	2,74	9,43	6,31
medián/median	10–20 cm	4,56	3,93	5,70	0,27	310	1,58	364,53	15,60	14,54	34,30	10,66	6,81	8,97	5,17
	20–40 cm	4,67	4,04	3,28	0,17	230	2,24	261,99	18,54	10,24	17,88	5,21	2,93	7,37	6,77
	40–80 cm	4,68	4,09	1,84	0,09	130	10,38	274,86	14,87	7,46	12,68	5,97	1,64	5,92	5,55
	FH	4,29	3,21	25,5	1,37	1770	6,55	788,45	77,63	112,66	173,16	48,53	2,10	18,04	7,42
	0–10 cm	4,40	3,65	4,55	0,22	250	0,40	460,38	18,25	22,80	28,74	10,46	0,78	6,35	4,93
min	10–20 cm	4,44	3,76	2,71	0,14	220	0,40	264,85	9,08	6,41	13,43	4,96	0,77	6,12	4,68
	20–40 cm	4,56	3,83	2,12	0,11	150	1,18	117,79	2,03	5,01	6,57	4,73	1,35	5,53	4,40
	40–80 cm	4,60	3,87	1,34	0,07	90	3,88	106,89	1,88	4,11	5,74	2,98	0,33	4,76	5,38
	FH	4,44	3,62	38,4	2,10	2880	32,85	1675,14	2448,15	498,43	453,98	219,21	116,99	30,85	60,74
	0–10 cm	4,53	3,80	16,8	0,80	1180	2,48	852,03	106,97	89,40	111,86	40,22	68,91	15,51	10,79
max	10–20 cm	4,60	4,05	12,3	0,54	720	2,47	747,30	105,50	51,87	81,98	27,74	135,99	13,28	10,26
	20–40 cm	4,71	4,19	6,20	0,28	350	14,82	476,44	58,19	39,82	42,32	13,95	73,88	9,35	10,93
	40–80 cm	4,70	4,22	3,11	0,20	310	29,92	300,68	43,40	23,24	17,33	6,65	10,06	10,17	10,02

(20 mg.kg⁻¹). V nadložním organickém horizontu všech porostů je obsah Mg dobrý, pouze ve smrkovém porostu 114 G 9 je obsah střední.

Obsah přístupného draslíku v minerální půdě, hlavně v hloubce pod 10 cm, je také nízký až velmi nízký, nejnižší hodnota (9,07 mg.kg⁻¹) byla zjištěna v bukovém porostu 351 C 17 v hloubce 40–80 cm, nejvyšší naopak v porostu 351 C 17 v hloubce 0–10 cm (57,9 mg.kg⁻¹). Limitní hodnota výrazného nedostatku K (30 mg.kg⁻¹) byla překročena jen v hloubkách 0–10 cm, výjimečně i 10–20 cm (PR Diana).

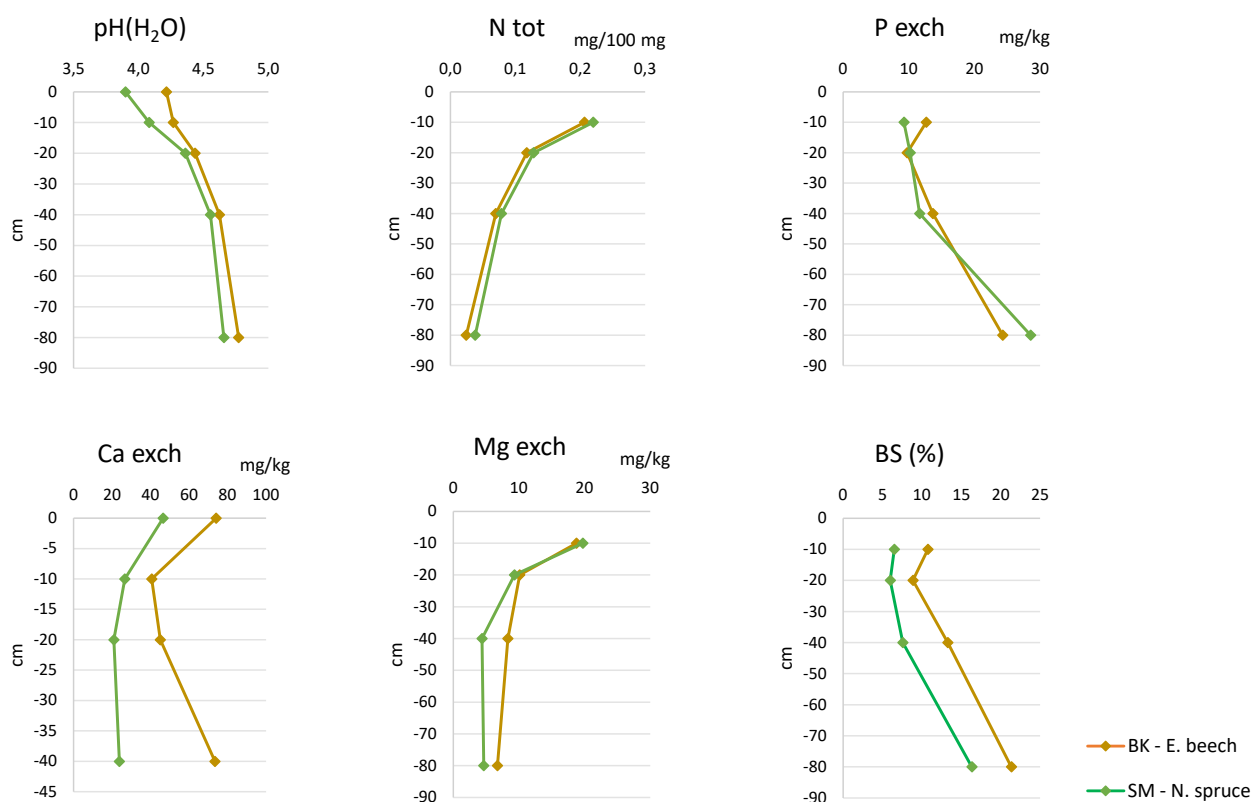
Hodnoty nasycení sorpčního komplexu bazickými prvky (BS) jsou až na výjimky nízké až velmi nízké, v bukových porostech se pohybují mezi 3,31 (PR Tišina v hloubce 40–80 cm) a 63,5 % (PR Diana), ve smrkových porostech mezi 3,94 (porost 114 G 9) a 54,7 % (porost 201 A 8), ve většině případů nepřekračuje BS 10 % nebo se pohybuje jen těsně nad 10 %, výjimečně překračují 20 % (porosty v PR Diana).

Základní výsledky a statistické charakteristiky analyzovaných půdních vzorků z profilů v Českém lese jsou prezentovány na obr. 3 a v tab. 5 a 6.

DISKUSE

Hodnoty půdní reakce jsou v obou skupinách porostů (SM × BK) srovnatelné v případě jak nadložního organického horizontu, tak minerální půdy. Rozdíly jsou pouze v setinách až desetínách jednotek pH a na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ nejsou statisticky významné

(tab. 7). To je zjištění odlišné od závěrů prací DE SCHRIJVER et al. (2007) nebo ROTHE et al. (2002), kteří uvádějí pH půdy jako parametr, jenž nejvíce odlišuje bukové a smrkové porosty, resp. listnaté a jehličnaté porosty, jako důsledek vyšší podkorunové depozice látek v jehličnatých porostech. Odlišnosti v chemismu půdy a množství živin v bukových a smrkových porostech zjistili v podmínkách Jizerských hor např. také ŠPULÁK a KACÁLEK (2017). Malé rozdíly v pH půdy, zjištěné v této studii, mohou být vysvětleny např. minerálně chudým podložím obou regionů, na kterém se tvoří živinově chudé půdy, přirozeně kyselé a depoziční zátěž obou regionů nezpůsobila vznik výraznějších rozdílů, přestože přinejmenším pro oblast Jizerských hor bychom rozdíl v chemismu půd způsobené imisně-depoziční zátěží očekávat mohli, a to vzhledem k enormní antropogenní zátěži, která je pro oblast Jizerských hor poměrně dobře doložená (HŮNOVÁ et al. 2004; LOMSKÝ et al. 2012). Na druhou stranu, práce HŮNOVÁ et al. (2016) dokládá zvýšenou depoziční zátěž sloučeninami dusíku i na území Českého lesa. Tedy i v této části Česka acidifikace lesní půdy, způsobená vstupem okyselujících látek, probíhá a dochází k ovlivnění půdní reakce. ACHILLES et al. (2021) dokládají vyšší aciditu v hlubších částech půdy bukových porostů vlivem odčerpávání bazických živin (Ca, Mg a K – tzv. „base pump effect“) a uvolňování iontů H⁺ ve srovnání se smrkovými porosty. Zároveň poukazují na skutečnost, že acidifikace půd je ve střední Evropě stále aktuálním problémem a zlepšení stavu půd (zásoby bazických živin) je ovlivňováno nejen probíhajícím vstupem acidifikujících látek, ale také nízkou depozicí bazických prvků.



Obr. 3.

Hodnoty pH a obsah vybraných přístupných prvků a nasycení sorpčního komplexu bázemi v půdních profilech smrkových porostů v Českém lese

Fig. 3.

pH values and content of selected exchangeable elements in the soil profiles in the Upper Palatine Forest; zelená SM – Norway spruce (green), oranžová BK – European beech (orange)

Tab. 5.
Základní statistické charakteristiky profilů ve smrkových porostech v Českém lese
Basic statistical characteristics of beech stand profiles in the Upper Palatine Forest

Parameter/ Parameter	Hloubka/ Depth	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	Ctot mg/100 mg	Ntot mg/100 mg	Stot mg/kg	P p mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Fe mg/kg	K mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	BS %
	FH	3,90	2,92	29,2	1,36	1992,5	15,7	626	957	226	265	170	128,8	74	43,23
	0–10 cm	4,08	3,27	5,47	0,275	592,5	11,569	633	58,2	80,4	48,4	24,7	30,7	7,34	8,11
průměr/mean	10–20 cm	4,36	3,76	3,06	0,160	242,5	12,78	407	33,23	18,03	28,1	11,64	19,68	5,32	7,47
	20–40 cm	4,55	4,07	1,871	0,098	197,5	14,54	194	26,15	5,44	18,9	5,46	8,29	4,14	9,46
	40–80 cm	4,66	4,17	0,878	0,048	140	35,69	101	29,77	4,17	22,5	5,82	3,33	4,16	20,42
	FH	3,90	2,93	29,0	1,38	2135	15,89	652	612	255	278	170	95,3	27,9	35,94
	0–10 cm	4,12	3,34	5,05	0,256	360	5,947	617	20,4	76	47,8	23,9	25,3	7,67	5,32
medián/median	10–20 cm	4,36	3,76	2,80	0,156	235	8,58	412	12,3	14,5	29,1	11,0	21,2	5,29	4,41
	20–40 cm	4,52	4,08	1,91	0,101	170	11,77	177	8,34	5,42	18,7	5,04	7,7	4,13	6,65
	40–80 cm	4,60	4,18	0,74	0,040	140	29,01	91	4,30	3,94	21,6	4,12	3,60	4,11	10,15
	FH	3,67	2,67	18,2	0,86	1100	9,3	456	426	45	198	124	49,3	11,5	33,51
	0–10 cm	3,88	3,03	4,26	0,224	270	0,9	520	10,9	10	41,4	15,5	6,41	4,69	4,21
min	10–20 cm	4,27	3,66	1,85	0,106	190	0,4	275	3,0	5,4	21,3	5,66	9,1	4,08	3,94
	20–40 cm	4,49	3,99	0,86	0,054	130	1,8	143	3,1	3,18	14,7	2,69	4,72	3,50	5,11
	40–80 cm	4,47	4,05	0,36	0,025	70	2,6	52,1	2,23	3,07	13,8	2,58	2,04	3,40	6,70
	FH	4,44	3,47	40,5	1,838	2600	21,7	746	2179	349,7	304	216	275	228,60	67,54
	0–10 cm	4,34	3,51	7,54	0,364	1380	33,5	780	181	158,83	56,3	35,4	65,6	9,33	17,60
max	10–20 cm	4,50	3,92	4,76	0,223	310	33,5	530	105	37,70	33,2	18,8	27,2	6,60	17,10
	20–40 cm	4,73	4,15	2,80	0,137	320	32,8	279	84,8	7,75	23,4	9,1	13,0	4,79	19,42
	40–80 cm	5,42	4,30	1,66	0,087	210	82,2	168,1	108,25	5,73	33,1	12,43	4,08	5,00	54,69

Tab. 6.
Základní statistické charakteristiky profilů v bukových porostech v Českém lese
Basic statistical characteristics of beech stands profiles in the Upper Palatine Forest

Parameter/ Parameter	Hloubka/ Depth	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	Ctot mg/100 mg	Ntot mg/100 mg	Stot mg/kg	P př mg/kg	Al mg/kg	Ca mg/kg	Fe mg/kg	K mg/kg	Mg mg/kg	Mn mg/kg	Na mg/kg	BS %
	FH	4,22	3,22	29,7	1,31	2287,5	41,1	259	2297	91	462	290	409,9	22	72,66
	0–10 cm	4,27	3,43	3,37	0,207	316,25	12,658	475	74,1	22,6	48,7	18,8	39,0	4,72	10,76
průměr	10–20 cm	4,44	3,72	1,88	0,118	210	9,74	334	40,58	6,66	26,3	10,12	21,52	4,25	8,86
	20–40 cm	4,62	3,97	1,175	0,070	160	13,68	192	45,03	4,52	19,6	8,30	8,32	4,44	13,27
	40–80 cm	4,77	4,08	0,447	0,024	110	24,31	120	73,440	3,39	17,8	6,72	2,57	5,37	21,35
	FH	4,25	3,23	28,0	1,30	2155	44,87	257	2436	93	481	289	428,6	22,1	74,83
	0–10 cm	4,24	3,43	3,44	0,197	297,5	5,374	472	60,5	18	49,8	18,4	46,9	4,26	8,97
medián	10–20 cm	4,42	3,71	1,89	0,111	200	3,72	334	39,3	6,9	24,0	10,1	22,2	4,03	8,21
	20–40 cm	4,59	3,98	1,20	0,070	150	7,54	173	22,98	4,56	19,2	8,02	8,1	4,44	8,77
	40–80 cm	4,73	4,09	0,45	0,024	100	6,27	108	9,33	3,46	14,9	4,08	2,75	5,25	9,25
	FH	3,94	2,97	24,4	1,00	1650	15,5	118	870	13	283	178	195,1	15,5	54,82
	0–10 cm	4,20	3,39	2,70	0,195	280	1,2	402	31,2	7	37,5	14,7	11,78	4,00	7,34
min	10–20 cm	4,37	3,66	1,42	0,102	160	1,1	290	1,5	4,0	20,3	7,65	10,4	3,91	3,44
	20–40 cm	4,51	3,89	0,72	0,050	120	1,0	155	6,1	3,20	15,7	4,36	4,08	3,72	7,63
	40–80 cm	4,59	4,04	0,28	0,019	60	3,7	80,2	0,47	2,76	9,1	2,03	0,33	3,39	3,31
	FH	4,84	3,90	38,4	1,638	3190	59,2	404	3448	165,2	604	404	587	28,55	86,16
	0–10 cm	4,44	3,50	3,90	0,239	390	38,6	555	144	47,13	57,9	23,6	50,5	6,36	17,78
max	10–20 cm	4,56	3,84	2,34	0,148	280	30,5	376	82	8,81	36,9	12,6	31,3	5,03	15,57
	20–40 cm	4,92	4,09	1,58	0,090	220	38,7	265	128,1	5,76	24,3	12,8	13,0	5,15	27,93
	40–80 cm	5,44	4,13	0,60	0,031	180	81,0	184,9	274,63	3,87	32,3	16,70	4,45	7,60	63,58

Obsah dusíku na vzorkovaných plochách je nepatrně vyšší v nadložním organickém horizontu ve smrkových porostech, naopak v minerální půdě jsou vyšší hodnoty zjišťovány v bukových porostech, jde však opět o rozdíly řádově desetin procenta. Sloučeniny dusíku jsou často diskutovány ve vztahu ke změnám v lesních půdách (SOLBERG et al. 2004, 2009; MELLERT et al. 2005; ZAPLETAL 2006; JANDL et al. 2012), ve výživě dřevin (BRAUN et al. 2010; LOMSKÝ et al. 2011, 2012) i ve vztahu ke změnám biodiverzity (WAMELINK et al. 2008; KREUTZER et al. 2009; BURIÁNEK et al. 2013; NOVOTNÝ et al. 2016). Obecně je možné říci, že obsah dusíku je na vzorkovaných plochách dostatečný až dobrý, v některých případech překračuje hranici optimálního obsahu (0,15 %). Tato skutečnost je zřejmá i z poměru C/N, který by se v optimálním případě měl u horských půd pohybovat v nadložním organickém horizontu v rozmezí 18–22, v minerální půdě mezi 10 a 15. Zde je často tento limit překročen.

Problematickou živinou je přístupný fosfor, který na rozdíl od dusíku vykazuje výrazný nedostatek ve všech půdních profilech smrkových i bukových porostů, s výjimkou nejspodnějších vrstev půdy, kde hodnoty $P_{\text{přist}}$ přesahují 30 mg.kg^{-1} . V ostatních případech je však velmi nízký, často hluboko pod 10 mg.kg^{-1} . Nedostatečný příjem fosforu dřevinami z půdy dokumentují pro Německo např. ILG et al. (2009) nebo PRIETZEL et al. (2015). V České republice byl doložen deficit fosforu plošnými průzkumy stavu lesa (MATERNA 2003) nebo hodnocením dlouhodobě sledovaných horských ploch (LOMSKÝ et al. 2013; NO-

VOTNÝ et al. 2018, 2020). Proces příjmu fosforu dřevinami z lesních půd není v plném rozsahu objasněn, ale vzhledem k tomu, že často až dramatický pokles koncentrace přístupného fosforu v půdě není následován stejně rychlým poklesem jeho koncentrace v asimilačním aparátu dřevin (přestože k poklesu také dochází), existují zjevné mechanismy, pomocí kterých jsou dřeviny schopné fosfor přijímat, a to i přes nepříznivý stav půdy. Na příjmu fosforu se podílí např. mykorrhiza (WALLANDER 2000; HAGERBERG et al. 2003; POTILA et al. 2009), kterou ovšem může negativně ovlivňovat proces acidifikace (AGÜERO et al. 2014). Právě proces acidifikace bývá označován za příčinu omezené dostupnosti fosforu (HEINSDORF, BRANSE 2002; PRIETZEL et al. 2008), a to mj. také z důvodu, že v silně kyselém prostředí dochází ke vzniku fosforečnanů železa a hliníku, které váží fosfor do nerozpustných nebo špatně rozpustných sloučenin (LARCHER 1995).

Pokud jde o obsah přístupných bazických prvků (Ca, Mg, K) v půdě, není mezi oběma skupinami (BK × SM) výrazný rozdíl, kromě několika výše zmíněných výjimek. To potvrzuje i provedené statistické srovnání získaných výsledků (tab. 7). Obsah přístupného vápníku je výrazně deficitní ve velké většině případů (hodnoty vyšší než 140 mg.kg^{-1} byly zjištěny pouze ve dvou případech), stejně tak je tomu i u přístupného hořčíku, kde se hodnoty jen výjimečně dostávají nad 20 mg.kg^{-1} (limit pro velmi nízký obsah). Přístupný draslík je v oblasti Jizerských hor mírně vyšší ve svrchních částech půdy v bukových porostech, ve spodnějších částech půdy není rozdíl mezi smrkovými

Tab. 7.

Statistické srovnání rozdílů v chemismu půdy v bukových a smrkových porostech pomocí Mann-Whitney U-Testu, pro Jizerské hory a Český les
Statistical evaluation of soil chemistry between spruce (SM) and beech (BK) stands in the Jizera Mts. and the Upper Palatine Forest

JH	FH	0–10cm	10–20cm	20–40cm	40–80cm	ČL	FH	0–10cm	10–20cm	20–40cm	40–80cm
p-value						p-value					
pH_akt	0,240	0,112	0,898	0,190	0,524	pH_akt	0,343	0,200	0,486	0,343	0,343
pH_vym	0,083	0,083	1,000	0,298	0,435	pH_vym	0,343	0,343	0,686	0,343	0,200
Aexch	0,797	0,112	0,147	0,083	0,093	Aexch	0,200	0,200	0,686	1,000	0,886
Ctot	0,042	0,083	0,004	0,007	0,093	Ctot	0,886	0,029	0,343	0,343	0,343
Ntot	0,083	0,083	0,004	0,004	0,065	Ntot	0,886	0,057	0,343	0,486	0,343
C/N	0,147	0,699	0,112	0,083	0,284	C/N	1,000	0,114	0,343	0,486	1,000
Stot	0,042	0,029	0,001	0,007	0,171	Stot	0,886	0,486	0,486	0,486	0,486
Ppř.	0,699	0,112	0,112	0,298	0,833	Ppř.	0,114	0,686	1,000	1,000	1,000
Al_vym	0,364	0,112	0,298	0,019	0,222	Al_vym	0,029	0,114	0,886	1,000	0,686
Ca_vym	0,797	0,699	0,438	0,518	0,284	Ca_vym	0,114	0,343	0,886	0,343	0,886
Fe_vym	0,797	0,438	1,000	0,438	0,622	Fe_vym	0,200	0,343	0,343	0,886	0,686
K_vym	0,240	0,012	0,004	0,147	0,435	K_vym	0,057	1,000	0,686	0,886	0,486
Mg_vym	0,147	0,606	0,240	0,083	0,354	Mg_vym	0,114	0,686	0,686	0,343	0,886
Mn_vym	0,147	0,060	0,012	0,004	0,222	Mn_vym	0,057	0,686	0,686	1,000	0,886
Na_vym	0,029	0,012	0,004	0,007	0,435	Na_vym	0,686	0,114	0,200	0,486	0,686
BS	0,606	1,000	0,298	0,083	0,093	BS	0,114	0,200	0,886	0,200	0,886

significance level: see *p*-value
n = 9 (SM/NS)
n = 5 (BK/EB)
JH = Jizera Mts.

significance level: see *p*-value
n = 4 (SM/NS)
n = 4 (BK/EB)
ČL = Upper Palatine Forest

a bukovými porosty, stejně tak se neodlišují obě skupiny porostů v oblasti Českého lesa. Tento nepříznivý stav může být důsledkem dlouhodobého vlivu kyselé depozice, která způsobila úbytek bazických iontů (BC), zahrnující Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a Na^+ (ULRICH 1983; BINKLEY 1995; DE VRIES et al. 2014). Přesto, že emise sloučenin síry, dusíku i dalších prvků v průběhu uplynulých ca 30 let výrazně poklesly (DE VRIES 2014; COLETTE et al. 2016), lesní půdy se z předchozí zátěže stále nezotavily, protože se jedná o dlouhodobý proces (JOHNSON et al. 2018). U půd s minerálně chudým podloží je navíc možnost doplnění bazických živin zvětráváním poměrně omezená. BERGER et al. (2006) potvrzují, že acidifikační působení smrku mobilizuje vymývání Ca (spolu s anionty NO_3^- a SO_4^{2-}) ze svrchních částí půdy dospod, kde je přijímán kořeny buku. Z izotopových analýz dendromasy buku vyplývá, že podstatný podíl Ca v dendromase buku rostoucích na kyselých půdách je atmosférického původu (BERGER et al. 2006).

Zřetelnější rozdíl mezi oběma skupinami porostů je patrný v případě hodnot nasycení sorpčního komplexu bázemi. V bukových porostech v Jizerských horách je saturace bázemi mezi cca 4–10 % v celém půdním profilu, ve smrkových porostech jsou hodnoty BS v půdě do 20 cm srovnatelné s bukovými, ve spodních částech je BS na některých plochách vyšší a hodnoty přesahují 10 %. Statisticky významné rozdíly byly zjištěny ve vrstvách 20–40 cm a 40–80 cm, a to na hladině významnosti $\alpha = 0,1$ (tab. 7). V oblasti Českého lesa se půdy z hlediska BS v bukových a smrkových porostech liší jen velmi málo, rozdíly jsou pouze v jednotkách procent a nejsou statisticky významné (tab. 7).

ZÁVĚR

Získané výsledky ukazují, že ve dvou zkoumaných regionech (Jizerské hory, Český les) se chemismus půd v půdním profilu až do hloubky ca 80 cm v hospodářských smrčinách a přirozených bučinách nijak zásadně neliší. Půdy na vzorkovaných lokalitách vykazují deficit bazických prvků, velmi nízké nasycení sorpčního komplexu bázemi a velmi nízkou koncentraci fosforu v přístupné formě. Odlišná hloubka prokořenění půdního profilu ve smrkových (max. prokořenění do hloubky ca 40 cm) a v bukových porostech (prokořenění hlouběji než 40 cm) často vede k tomu, že v bukových porostech lze pozorovat deficit živin v celém půdním profilu, zatímco ve smrkových porostech může být ve větší hloubce koncentrace bazických prvků příznivější. Pěstování směsí dřevin s různou architekturou kořenového systému a s různou hloubkou prokořenění půdního profilu může tedy přispět k lepšímu využívání dostupných živin v celém půdním profilu. Kombinace listnatých a jehličnatých dřevin může také přispět k tvorbě příznivějších forem humusu, a tím k rychlejší mineralizaci prvků z opadu, čímž se dostupnost živin zlepší i pro dřeviny s mělkým kořenovým systémem. Výsledky průzkumu z těchto dvou oblastí rovněž potvrdily, že obsah dusíku v půdě, hlavně v její svrchní části, často překračuje limit optimálního obsahu. Zvýšená dostupnost dusíku v souvislosti s velmi nízkým obsahem dalších živin v půdě, především bazických prvků, může vést k nevyváženému poměru jednotlivých živin a ke změnám v půdě a ve výživě porostů. Sledování úrovně výživy dřevin na tomto typu stanovišť by proto mělo být také zahrnuto do systému péče o lesní porosty.

Poděkování:

Odběry půdních vzorků probíhaly v rámci řešení projektu Grantové služby LČR „Stav půd a úroveň výživy porostů horských území lesních správ Jablonec nad Nisou a Frýdlant v Čechách – vývoj, aktuální stav a možná opatření pro zlepšení stavu“ (Jizerské hory) a projektu EÚS č. 70 „Opatření green infrastructure z víceúčelového využití odpadních kalů (green IKK) prostřednictvím přeshraniční interregionální

spolupráce, greenIKK“ (Český les). Vyhodnocení dat a příprava publikace byly financovány z institucionální podpory č. MZE-RO0118.

Autoři děkují vlastníkům lesa (Kolowratovy lesy, a. s., Lesy ČR, s. p. LS Frýdlant v Čechách, LS Jablonec nad Nisou a LS Přimda), Správě CHKO Přimda a AOPK ČR regionální pracoviště Liberecko za spolupráci při výběru ploch a za poskytnutí informací o vzorkovaných porostech. Poděkování patří také recenzentům za jejich připomínky a komentáře, které přispěly ke zvýšení kvality předloženého příspěvku.

LITERATURA

- AGÜERO M. L., PUNTIERI J., MAZZARINO M.J., GROSFELD J., BARROETAVERA C. 2014. Seedling response of *Nothofagus* species to N and P: linking plant architecture to N/P ratio and resorption proficiency. *Trees*, 28: 1185–1195. DOI: 10.1007/s00468-014-1029-7
- ACHILLES F., TISCHER A., BERNHARDT-ROEMERMANN M., HEINZE M., REINHARDT F., MAKESCHIN F., MICHALZIK B. 2021. European beech leads to more bioactive humus forms but stronger mineral soil acidification as Norway spruce and Scots pine – Results of a repeated site assessment after 63 and 82 years of forest confersion in Central Germany. *Forest Ecology and Management*, 483: 118769. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118769
- AUGUSTO L., RANGER J., BINKLEY D., ROTHE A. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of Forest Science*, 59: 233–253. DOI: 10.1051/forest:2002020
- BERGER T.W., SWOBODA S., PROHASKA T., GLATZEL G. 2006. The role of calcium uptake from deep soil for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Forest Ecology and Management*, 229 (2006): 234–246. DOI: 10.1016/j.foreco.2006.04.004
- BERGER T.W., UNTERSTEINER H., SCHUME H., JOST G. 2008. Throughfall fluxes in a secondary spruce (*Picea abies*), a beech (*Fagus sylvatica*) and a mixed spruce-beech stand. *Forest Ecology and Management* 255: 605–618. DOI: 10.1016/j.foreco.2007.09.030.
- BINKLEY D. 1995. The influence of tree species on forest soils: processes and patterns. In: Mead, D. J. (ed.): *Proceedings of the Trees and Soil Workshop*. Lincoln University 28 February – 2 March 1994. Lincoln, Lincoln University Press: 1–34. Special Publication, Agronomy Society of New Zealand, 10.
- BRAUN S., THOMAS V.F.D., QUIRING R., FLÜCKIGER W. 2010. Does nitrogen deposition increase forest production? The role of phosphorus. *Environmental Pollution*, 158 (6): 2043–2052. DOI: 10.1016/j.envpol.2009.11.030
- BURIÁNEK V., NOVOTNÝ R., HELLEBRANDOVÁ K., ŠRÁMEK V. 2013. Ground vegetation as an important factor in the biodiversity of forest ecosystems and its evaluation in regard to nitrogen deposition. *Journal of Forest Science* 59 (3): 238–252.
- COLETTE A. et al. 2016. Air pollution trends in the EMEP region between 1990 and 2012 [on-line]. Kjeller, Norway, Norwegian Institute for Air Research: 105 s. EMEP: CCC-Report 1/2016 [cit. 2021-02-26]. Dostupné na/Available on: <https://unece.org/environment-policy/publications/air-pollution-trends-emeep-region-between-1990-and-2012>
- COOLS N., DE VOS B. 2016. Part X: Sampling and Analysis of Soil. In: UNECE ICP Forests Programme Co-ordinating Centre (ed.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution*

- on forests. Eberswalde, Thünen Institute of Forest Ecosystems: 99 s. Dostupné na/Available on: <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>
- DE SCHRIJVER A., GEUDENS G., AUGUSTO L., STAELENS J., MERTENS J., WUYTS K., GIELIS L., VERHEYEN K. 2007. The effect of forest type on throughfall deposition and seepage flux: a review. *Oecologia*, 153: 663–674. DOI: 10.1007/s00442-007-0776-1
- DE VRIES W., VAN DER SALM C., REINDS G.J., ERISMAN J.W. 2007. Element fluxes through European forest ecosystems and their relationships with stand and site characteristics. *Environmental Pollution*, 148: 501–513. DOI: 10.1016/j.envpol.2006.12.001
- DE VRIES W., DOBBERTIN M.H., SOLBERG S., VAN DOBBEN H.F., SCHAUB M. 2014. Impacts of acid deposition, ozone exposure and weather conditions on forest ecosystems in Europe: an overview. *Plant and Soil*, 380: 1–45. DOI: 10.1007/s11104-014-2056-2
- DE WIT H.A., MULDER J., HINDAR A., HOLE L. 2007. Long-term increase in dissolved organic carbon in streamwaters in Norway is response to reduced acid deposition. *Environmental Science & Technology*, 41 (22): 7706–7713. DOI: 10.1021/es070557f
- HAGERBERG D., THELIN G., WALLANDER H. 2003. The production of ectomycorrhizal mycelium in forests: Relation between forest nutrient status and local mineral sources. *Plant and Soil*, 252: 279–290. DOI: 10.1023/A:1024719607740
- HEINSDORF D., BRANSE C.H. 2002. Entwicklung der N Nährelementgehalte in den Nadeln von Kiefernbeständen auf charakteristischen pleistozänen Standorten Brandenburgs in den Jahren 1964 bis 1999. *Forst und Holz*, 57: 421–428.
- HŮNOVÁ I., ŠANTROCH J., OSTATNICKÁ J. 2004. Ambient air quality and deposition trends at rural stations in the Czech Republic during 1993–2001. *Atmospheric Environment*, 38: 887–898. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2003.10.032
- HŮNOVÁ I., KURFÜRST P., VLČEK O., STRÁNÍK V., STOKLASOVÁ P., SCHOVÁNKOVÁ J., SRBOVÁ D. 2016. Towards a better spatial quantification of nitrogen deposition: A case study for Czech forests. *Environmental Pollution*, 213: 1028–1041. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.01.061
- ILG K., WELLBROCK N., LUX W. 2009. Phosphorus supply and cycling at long-term forest monitoring sites in Germany. *European Journal of Forest Research*, 128: 483–492. DOI: 10.1007/s10342-009-0297-z
- JANDL R., LINDNER M., VESTERDAL L., BAUWENS B., BARITZ R., HAGEDORN F., JOHNSON D. W., MINKKINEN K., BYRNE K.A. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137: 253–268. DOI: 10.1016/j.geoderma.2006.09.003
- JANDL R., SMIDT S., MUTSCH F., FÜRST A., ZECHMEISTER H., BAUER H., DIRNBÖCK T. 2012. Acidification and nitrogen eutrophication of Austrian forest soils. *Applied and Environmental Soil Science*, 2012 (3): Article ID 632602. DOI: 10.1155/2012/632602
- JOHNSON J., GRAF PANNATIER E., CARNICELLI S., CECCHINI G., CLARKE N., COOLS N., HANSEN K., MESSENBURG H., NIEMINEN T.M., PIHL-KARLSSON G., TITEUX H., VANGUELOVA E., VERSTRAETEN A., VESTERDAL L., WALDNER P., JONARD M. 2018. The response of soil solution chemistry in European forests to decreasing acid deposition. *Global Change Biology*, 24: 3603–3619. DOI: 10.1111/gcb.14156
- KREUTZER K., BUTTERBACH-BAHL K., RENNENBERG H., PAPAN H. 2009. The complete nitrogen cycle of an N-saturated spruce forest ecosystem. *Plant Biology*, 11 (5): 643–649. DOI: 10.1111/j.1438-8677.2009.00236.x
- LARCHER W. 1995. *Physiological plant ecology. Ecophysiology and stress physiology of functional groups*. Berlin, Springer: 506 s.
- LOMSKÝ B., NOVOTNÝ R., ŠRÁMEK V. 2011. Změny ve výživě fosforem v mladých smrkových porostech. [Changes in phosphorus supply in the young stands of Norway spruce]. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56 (2): 83–93.
- LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R. 2012. Changes in the air pollution load in the Jizera Mts.: effects on the health status and mineral nutrition of the young Norway spruce stands. *European Journal of Forest Research*, 131: 757–771. DOI: 10.1007/s10342-011-0549-6
- LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V., NOVOTNÝ R. 2013. The health and nutritional status of Norway spruce stands in the Krušné hory Mts. 15 years subsequent to the extreme winter of 1995/96. *Journal of Forest Science*, 59 (9): 359–369. DOI: 10.17221/37/2013-JFS
- MATERNA J. 2003. *Výsledky průzkumu výživy lesních porostů v lesích ČR. Souhrn a zhodnocení výsledků listových analýz*. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 125 s.
- MAYER B., FEGER K., GIESEMANN A., JÄGER H.-J. 1995. Interpretation of sulphur cycling in two catchments in the Black Forest (Germany) using stable sulphur and oxygen isotope data. *Biogeochemistry*, 30: 31–58. DOI: 10.1007/BF02181039
- MELLERT K.H., GENSIORE A., KÖLLING C. 2005. Nitrogen saturation in Bavarian forests – results of the nitrate inventory. *Forstarchiv*, 76 (2): 35–43.
- MITCHELL M., LOVETT G., BAILEY S., BEALL F., BURNS D., BUSO D. et al. 2011. Comparisons of watershed sulphur budgets in southeast Canada and northeast US: new approaches and implications. *Biogeochemistry*, 103: 181–207. DOI: 10.1007/s10533-010-9455-0
- MONTEITH D.T., STODDARD J.L., EVANS C.D., DE WIT H.A., FORSIUS M., HØGÅSEN T., WILANDER A., SKJELKVÅLE B.L., JEFFRIES D.S., VUORENMAA J., KELLER B., KOPÁČEK J., VESELY J. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature*, 450: 537–540. DOI: 10.1038/nature06316
- NĚMEČEK J., MUHLHANSELOVÁ M., MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P. 2011. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha, Česká zemědělská univerzita: 24 s.
- NOVOTNÝ R., BURIÁNEK V., ŠRÁMEK V., HŮNOVÁ I., SKOŘEPOVÁ I., ZAPLETAL M., LOMSKÝ B. 2016. Nitrogen deposition and its impact on forest ecosystems in the Czech Republic – change in soil chemistry and ground vegetation. *iForest*, 10: 48–54. DOI: 10.3832/ifer1847-009
- NOVOTNÝ R., LOMSKÝ B., ŠRÁMEK V. 2018. Changes in the phosphorus and nitrogen status and supply in the young spruce stands in the Lužické, the Jizerské and the Orlické Mts. in the Czech Republic during the 2004–2014 period. *European Journal of Forest Research*, 137: 879–894. DOI: 10.1007/s10342-018-1146-8
- NOVOTNÝ R., FADRHOŇSOVÁ V., ŠRÁMEK V. 2020. Stav lesních půd, úroveň minerální výživy a vývoj zdravotního stavu smrkových mlazin v Orlických horách v období 2002–2018. [Forests soil condition, nutrition supply and the health state of young forest stands in the Eagle Mts. (Orlické hory) during 2002–2018 period.] *Zprávy lesnického výzkumu*, 65 (3): 175–189.
- NOŽIČKA J. 1957. *Přehled vývoje našich lesů*. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 459 s. Lesnická knihovna. Velká řada, sv. 23.
- POTILA H., WALLANDER H., SARJALA T. 2009. Growth of ectomycorrhizal fungi in drained peatland forests with variable P and K availability. *Plant and Soil*, 316: 139–150. DOI: 10.1007/s11104-008-9766-2

- PRIETZEL J., CHRISTOPHEL D., TRAUB C., KOLB E., SCHUBERT A. 2015. Regional and site-related patterns of soil nitrogen, phosphorus, and potassium stocks and Norway spruce nutrition in mountain forests of the Bavarian Alps. *Plant Soil*, 386:151–169. DOI: 10.1007/s11104-014-2248-9
- PRIETZEL J., REHFUESS K. E., STETTER U., PRETZSCH H. 2008. Changes of soil chemistry, stand nutrition, and stand growth at two Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sites in Central Europe during 40 years after fertilization, liming, and lupine introduction. *European Journal of Forest Research*, 127: 43–61. DOI: 10.1007/s10342-007-0181-7
- PRŮŠA E. 1990. Přírozené lesy České republiky. Praha, SZN: 246 s.
- RANGER J., NYS C. 1994. The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science*, 45: 193–204. DOI: 10.1111/j.1365-2389.1994.tb00501.x
- ROTHER A., HUBER C., KREUTZER K., WEIS W. 2002. Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: results from the Höglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil*, 240: 33–45. DOI: 10.1023/A:1015846906956
- SOLBERG S., ANDREASSEN K., CLARKE N., TORSETH K., TVEITO O.E., STRAND G.H., TOMTER S. 2004. The possible influence of nitrogen and acid deposition on forest growth in Norway. *Forest Ecology and Management*, 192 (2–3): 241–249. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.01.036
- SOLBERG S., DOBBERTIN M., REINDS G.J., LANGE H., ANDREASSEN K., FERNANDEZ P.G., HILDINGSSON A., DE VRIES W. 2009. Analyses of the impact of changes in atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: a stand growth approach. *Forest Ecology and Management*, 258 (8): 1735–1750. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.09.057
- ŠPULÁK O., KACÁLEK D. 2017. Vliv buku na vlastnosti nadložního humusu a svrchní půdy smrkového porostu na stanovišti kyselé smrkové bučiny. [Influence of beech on forest-floor humus and topsoil below spruce on the acidic spruce-beech site.] *Zprávy lesnického výzkumu*, 62 (4): 253–261.
- ULRICH B. 1983. Soil acidity and its relation to acid deposition. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.): *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Proceedings of a workshop held at Göttingen, West Germany, May 16-18, 1982.* Dordrecht, Reidel: 127–146. DOI: 10.1007/978-94-009-6983-4
- VACEK S. (ed.) 2003. *Mountain forests of the Czech Republic.* Prague, Ministry of Agriculture of the Czech Republic. 320 s.
- VANNIER C., DIDON-LESCOT J.-F., LELONG F., GUILLET B. 1993. Distribution of sulphur forms in soils from beech and spruce forests of Mont Lozère (France). *Plant and Soil*, 154: 197–209.
- WALLANDER H. 2000. Uptake of P from apatite by *Pinus sylvestris* seedlings colonised by different ectomycorrhizal fungi. *Plant and Soil*, 218: 249–256.
- WAMELINK G.W.W., VAN DOBBEN H.F., MOL-DIJKSTRA J.P., SCHOUWENBERG E.P.A.G., KROS J., DE VRIES W., BERENDSE F. 2008. Effect of nitrogen deposition reduction on biodiversity and carbon sequestration. *Forest Ecology and Management*, 258 (8): 1774–1779. DOI: 10.1016/j.foreco.2008.10.024
- ZAPLETAL M. 2006. Atmospheric deposition of nitrogen and sulphur in relation to critical loads of nitrogen and acidity in the Czech Republic. *Journal of Forest Science*, 52: 92–100.
- ZHANG Y., MITCHELL M.J., CHRIST M., LIKENS G.E., KROUSE H.R. 1998. Stable sulphur isotopic biogeochemistry of the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. *Biogeochemistry*, 41: 259–275. DOI: 10.1023/A:1005992430776

SOIL CHEMISTRY WITHIN BEECH AND SPRUCE STANDS IN TWO NATURAL FOREST AREAS OF THE CZECH REPUBLIC

SUMMARY

Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) are the most common tree species in central Europe. They influence soil properties in different way, related mainly to acidification process; there is higher level of air pollutants deposition due to the larger surface of assimilating apparatus in coniferous (evergreen) stands, compared to broadleaved, and therefore also higher input of acidification substances (mainly ions SO_4^{2-} and NO_3^-) to the soil in coniferous stands.

The aim of this article is to compare soil properties in spruce (artificially established) and beech (close-nature) stands in two regions of the Czech Republic, the Jizera Mts. near north border with Poland and the Upper Palatine Forest (Český les) near south-west border with Bavaria (Germany) (Fig. 1).

Soil samples were taken on each plot from soil pits, according to methodology of ICP Forests monitoring programme, from fixed depths (organic horizon FH, mineral soil 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm, 40–80 cm) and chemical analyses were done. Statistical analysis was carried out using non-parametric Mann-Whitney U-test (Statistica software).

Soil properties of spruce and beech stands in the Jizera Mts. are presented in Fig. 2, and in Tab. 3 and 4. pH values in both types of stands are similar, with slightly higher pH values in deeper parts of mineral soil in spruce, on the other hand, in beech stands higher pH values in organic horizon were observed. Nitrogen concentration in soil is also similar in both types of stands, higher values were observed in humus horizon of spruce stands. In upper part of mineral soil N concentrations exceed optimal values on some plots. Concentration of available phosphorus in the soil profile is very low in general, with several exceptions; base nutrients (Ca, Mg, K) concentrations are deficient, and therefore base saturation of sorption complex is low to very low, only on one plot higher values were found.

Fig. 3, and Tables 5 and 6 present results of soil analyses from the second region, Upper Palatine Forest. pH values are low to very low, the lowest values were observed in organic horizon of four stands. Similar nitrogen concentrations in both types of stands were observed, in upper part of mineral soil (0–10 cm) N concentration exceeds 0.2%, which means increased value. Concentrations of available phosphorus in mineral soil are very low, under 20 mg.kg^{-1} (strong deficiency limit) in all plots except for three stands, where in deeper mineral soil concentrations of P available are higher. Base saturation and amount of available base nutrients are very low in mineral soil of all plots (lower than deficiency limit), in several cases the concentration of these elements is a bit higher. Compared to mineral soil, concentration of Ca, Mg and K in organic layer is sufficient.

pH values are similar in both stand types, only small differences are not significant, which can be explained by poor parent material and nutrient-poor (naturally acid) soils in both regions, and deposition load did not cause distinct differences between beech and spruce stands. But, soil acidification due to input of N and S compounds is still in progress in central Europe, although deposition of these compounds decreased. Nitrogen amount is slightly higher in organic layer of spruce stands, on the other hand, higher values in mineral soil of beech stands were found. Available phosphorus is a problematic nutrient, its concentrations are very low, acidification can be one of possible reason; in acid environment P is bound into insoluble compounds. However, there are evident mechanisms of P uptake by trees, because P deficiency in the soil is not followed with its strongly decreasing amount in leaves.

In case of base nutrients (Ca, Mg, K), there are no differences between both types of stands, concentrations are very low, especially Ca available. Significant differences between both groups of stands in base saturation (BS) were found, significant at level 0.1 (Tab. 7) for soil depths 20–40 cm and 40–80 cm; while in beech stands BS is 4–10% in the whole profile, BS values are higher in deeper soil of spruce stands.

Results of soil survey of two regions of the Czech Republic showed that the differences between artificially planted spruce stands and natural beech forests are not too big. There are strong deficiency of base nutrients (Ca, Mg, K), low base saturation of the sorption complex and also of P available; on the contrary, N supply is good, in many cases its amount is increasing and exceeds the optimal values. In the beech stands we can see this problem in the whole soil profile, while in the spruce stands the amount of base nutrients is more favourable in deeper soil, due to the different rooting depth of both species. Planting of coniferous-broadleaved mixtures with different rooting depth can contribute to better use of nutrients available from the whole soil profile and faster mineralization of organic matter (more favourable humus form), which enables nutrient availability also for shallow-rooting tree species.

Zasláno/Received: 12. 04. 2021

Přijato do tisku/Accepted: 08. 07. 2021