

CHEMISMUS LESNÍCH PŮD ČR PODLE TYPOLOGICKÝCH KATEGORIÍ - VÝSLEDKY MONITORINGU LESNÍCH PŮD V RÁMCI PROJEKTU EU „BIOSOIL“

FOREST SOIL CHEMISTRY IN RELATION TO THE FOREST SITE CLASSIFICATION CATEGORIES USED IN THE CZECH REPUBLIC – RESULTS OF THE EU “BIOSOIL” FOREST SOIL MONITORING PROJECT

VÍT ŠRÁMEK - LUCIE JURKOVSKÁ - VĚRA FADRHOŇSOVÁ - KATEŘINA HELLEBRANDOVÁ-NEUDERTOVÁ
Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady

ABSTRACT

The article compares selected soil chemistry parameters obtained by the BioSoil survey on the basis of the forest site classification categories that are used in the Czech Republic. The limited number of BioSoil plots (146 in the Czech Republic) enables the evaluation of only the most common categories, which, however, are represented in the majority of the forest area. Trophicum series is characterised by significantly higher base cations content as well as higher cation exchange capacity and base saturation than that of Acidophilum. When analysing lower hierarchy units of the Czech forest site classification – its edaphic categories – there are significant differences in all the evaluated parameters between the nutrient rich and the acidic edaphic category apart from the nitrogen content and the pH(CaCl₂) in the lower mineral soil (40–80 cm). The nutrient medium edaphic category represents transition between the others. However, the number of plots with deficit of Ca, Mg and K exchangeable contents is considerably higher in all three edaphic categories. Our results suggest that in the case of calcium the situation is critical because of the lack of the possibility to increase its content by weathering. The base saturation values of 50–70% of the plots are below those that are expected in accordance with the forest site classification system. The automatic use of the current forest classification categories may thereby constitute a serious risk to the sustainability of forest production, especially when assessing the suitability of stands for total biomass harvest or planting of fast growing tree species.

Klíčová slova: lesní půdy, obsah živin, saturace bázemi, ekologické řady, edafické kategorie

Key words: forest soils, nutrient content, base saturation, ecological series, edaphic categories

ÚVOD

Lesní půdy jsou vedle klimatických podmínek hlavním faktorem, který determinuje výskyt různých typů lesních ekosystémů. Vedle fyzikálních vlastností půd a jejich vodního režimu je pro vitalitu a zdravotní stav lesních porostů důležitý zejména obsah přístupných živin a mikroprvků (BINKLEY 1986). Množství a rychlost doplňování živin v sorpčním komplexu lesních půd může být i limitujícím faktorem pro dlouhodobou udržitelnost lesního hospodářství (SVERDRUP, STJERNQUIST 2002), které se vzhledem k dlouhodobému produkčnímu cyklu a relativně nízkému odběru živin při těžbě dřeva opírá o samovolnou regeneraci půdního prostředí. Atmosféra, biotické složky ekosystémů a půda se neustále vzájemně ovlivňují (FISHER, BINKLEY 2000). Vliv měnících se klimatických podmínek na vegetaci i živočichy je v současné době velmi intenzivně vnímán a studován. Oproti tomu půdní podmínky jsou širší odbornou veřejností často nesprávně chápány jako dlouhodobě stabilní. Výrazněji byly změny půdních vlastností studovány zejména v sedmdesátých a osmdesátých letech dvacátého století v souvislosti s acidifikací způsobenou především znečištěním ovzduší a spadem kyselých látek se srážkami, a to převážně v silně imisemi zatížených oblastech (NEBE et al. 2002; LANDMAN et al. 1997). V období devadesátých let po odeznění imisní kalamity zájem o širší sledování změn chemických vlastností půd poněkud poklesl. Přitom některé dostupné studie ukazují posuny půdního chemi-

smu v uplynulých patnácti letech. Často je pozorován mírný nárůst pH, ale zároveň také další prohlubování nedostatku bazických prvků, zejména vápníku a hořčíku (FIALA et al. 2000; SLODIČÁK et al. 2005; REININGER 2012).

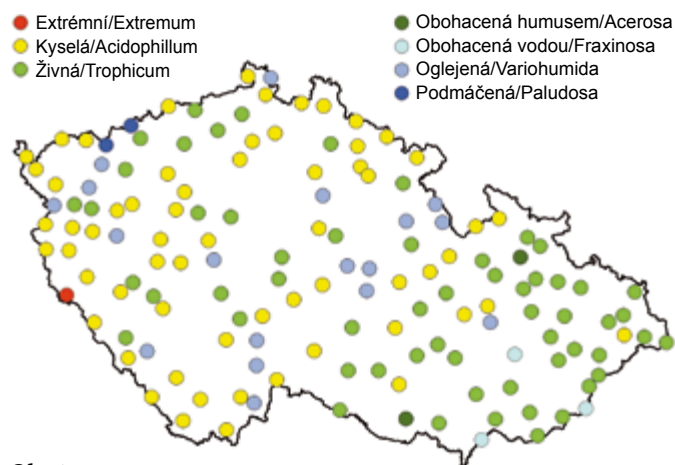
Systematické sledování půdních vlastností je vzhledem k vysoké finanční náročnosti chemických analýz ve většině případů omezeno na konkrétní výzkumné projekty, jednotlivé výzkumné plochy, izolované oblasti a regiony. Širší průzkumy bývají obvykle zaměřeny na sledování pouze vybraných parametrů (ÚHÚL 2007) či na analýzy svrchních půdních horizontů (např. FIALA et al. 2004). Propojení výsledků různých studií bývá komplikováno odlišnými metodami odběru vzorků či chemických analýz (ZÁHORNADSKÁ 2002). Jedním ze zdrojů informací o lesních půdách je mezinárodní program monitoringu zdravotního stavu lesů ICP Forests (VANMECHELEN et al. 1997). První z velkých půdních průzkumů byl na plochách monitoringu ICP Forests proveden v roce 1995 (FABIÁNEK 2004). Druhé opakování průzkumu a analýz lesních půd (v ČR na 146 plochách) proběhlo v letech 2005–2008 v rámci projektu Evropské unie s názvem BioSoil (ŠRÁMEK et al. 2008). Projekt BioSoil se opíral o podstatně propracovanější metodiku než předchozí šetření a zahrnoval rozsáhlý systém kontroly kvality včetně souběžných analýz části vzorků v centrální laboratoři ve Francii. Jak název projektu naznačuje, kromě půdních vlastností byly sledovány i vybrané parametry biodiverzity. Výsledky z půdní části byly základ-

ním způsobem zpracovány v práci DE VOS, COOLS (2011), některé výsledky pro ČR jsou publikovány v práci ŠRÁMEK et al. (2011).

V lesním hospodářství jsou informace o chemismu půd využívány zřídka a pouze ve speciálních případech – většinou pokud jde o narušené lokality, kde jsou plánována revitalizační opatření formou biologických či chemických meliorací. Běžná lesnická praxe se opírá o typologickou klasifikaci, která zahrnuje všechny základní parametry ovlivňující lesní společenstva a člení pestrou mozaiku přírodních podmínek do hospodářsky uchopitelných celků – hospodářských souborů (PLÍVA 2000; PRŮŠA 2001; VIEWEGH et al. 2003). Základem klasifikace podle stanovištních vlastností prostředí je 25 edafických kategorií vymezených hospodářsky významnými vlastnostmi stanoviště (především půdního prostředí) a příslušnou edafickou druhovou kombinací. Edafické kategorie jsou sestaveny do širších rámců – osmi (ekologických) řad (PLÍVA 1981; Vyhláška 83/1996 Sb). Vzhledem k tomu, že je současná typologická klasifikace používána již více než 40 let (PLÍVA, PRŮŠA 1969), je zřejmé, že některé půdní charakteristiky prošly za toto období určitým vývojem. Cílem příspěvku bylo na základech dat z projektu BioSoil vyhodnotit stav a rozdíly v obsahu hlavních živin mezi různými typologickými kategoriemi a porovnat, nakolik odpovídají „předpokládané“ vlastnosti jednotlivých řad či edafických kategorií současné realitě zejména z hlediska trofnosti lesních půd.

MATERIÁL A METODIKA

Odběry i analýzy půdních vzorků byly prováděny podle mezinárodních metod monitoringu lesů, blíže popsanych v manuálu UNECE 2006. Pro projekt BioSoil bylo na území České republiky vybráno 146 ploch systematické sítě monitoringu zdravotního stavu lesů ICP Forests (obr. 1), rovnoměrně rozmístěných po území ČR. Na plochách byly v letech 2005–2007 odebrány vzorky z půdních sond pro účely klasifikace půdního typu podle mezinárodní (FAO 2006) i národní (NĚMEČEK et al. 2001) klasifikace. Podle manuálu ICP Forests (UNECE 2006) byly odebrány směsné vzorky humusové vrstvy a minerální půdy z hloubek 0–10 cm, 10–20 cm, 20–40 cm, 40–80 cm. Na každé ploše byla odebrána jedna sada směsných vzorků, skládající se minimálně z pěti subvzorků pro každou půdní vrstvu. Směsné půdní vzorky byly odebrány pomocí půdního vrtáku o průměru 8 cm. Z pěti čtvercových plošek 25 x 25 cm byla odebrána opadanka L a humusová vrstva FH pro stanovení objemové hmotnosti a množství humusu na ploše.



Obr. 1. Rozložení odběrových ploch projektu BioSoil a jejich příslušnost k jednotlivým ekologickým řadám

Fig. 1. BioSoil sampling sites in the Czech Republic, according to ecological series

Vzorky byly průběžně analyzovány ve zkušebních laboratořích Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. a v laboratořích Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půd, v. v. i. Pro zajištění kvality analýz národních laboratoří se laboratoře účastnily mezinárodních kruhových testů. V rámci projektu byla vybrána centrální laboratoř (INRA – L'Institut national de la recherche agronomique, Francie), která prováděla reanalýzy odebraných vzorků půd asi u cca 10 % vybraných monitoračních ploch. Přehled a metody půdních analýz jsou podrobněji uvedeny v UNECE (2006) a ŠRÁMEK et al. (2008). Pro účely této publikace je hodnoceno aktivní pH(H₂O) a výměnné pH(CaCl₂). Celkové obsahy uhlíku a dusíku byly stanoveny na elementárním CNS analyzátoru (Variomax). Obsahy přístupných živin K, Ca, Mg byly stanovovány ve vyluhu chloridem barnatým; celkové (pseudototální) obsahy ve vyluhu lučavkou královskou, obojí spektrofotometricky na ICP OES. Kationtová výměnná kapacita byla vypočtena podle vztahu:

$$CEC = SBC + SAC + H^+$$

kde SBC je suma bazických kationtů Ca, K, Mg, Na [cmol.kg⁻¹]

SAC je suma kyselých kationtů Al, Fe, Mn [cmol.kg⁻¹]

H⁺ je množství výměnných iontů H⁺ [cmol.kg⁻¹]

Saturace bázemi byla pak vypočítána podle vztahu:

$$BS = SBC / CEC$$

Informace o příslušnosti jednotlivých ploch ICP Forests k typologickým kritériím byla převzata z národní databáze ICP Forests a kontrolována na mapovém portálu Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů (ÚHÚL). Základní statistické hodnocení bylo provedeno v programovém prostředí UNISTAT 5.1 (Unistat Ltd. England). Pro jednotlivé parametry byly stanoveny mediány, maxima, minima a velikost směrodatné odchylky. Pro posouzení homogenity jednotlivých parametrů byla provedena Kruskal-Wallisova jednofaktorová analýza rozptylu, významnost rozdílů byla posuzována metodou mnohonásobného porovnávání (Dunn) při hladině spolehlivosti $\alpha = 0,05$ (MELOUN, MILITKÝ 2006).

VÝSLEDKY

Zastoupení odběrových ploch BioSoil podle typologické klasifikace

Rozdělení ploch s odběry půd podle jednotlivých řad, respektive edafických kategorií, je uvedeno v tab. 1. Při relativně nízkém počtu ploch BioSoil (146) lze očekávat nadhodnocení nejméně zastoupených řad a naopak oproti realitě nižší zastoupení vzácnějších typologických kategorií. To platí pro kyselou řadu, která zahrnuje 62 odběrových míst, což je 42,5 %, zatímco její zastoupení v České republice představuje podle výsledků národní inventarizace lesů (ÚHÚL 2007) pouze 35 %. U nejrozšířenější živné řady odpovídá podíl vzorkování jejímu zastoupení a blíží se 40 %. Větší počet odběrových míst je ještě u oglejené řady (18), kde zastoupení odběrových míst opět poměrně dobře odpovídá poměrnému výskytu této jednotky v ČR (13,5 %). Ve výše uvedených třech řadách, které dohromady představují téměř 95 % lesních ekosystémů v ČR, se průměrná hustota odběrových ploch BioSoil pohybuje od jednoho odběru na 15,5 tis. ha (kyselá řada) po jeden odběr na 20,5 tis. ha (oglejená řada). Ostatní řady jsou zastoupeny do 3 %, a i když podíl odběrových míst tomuto zastoupení většinou odpovídá, není možné provést hodnocení vzhledem k nízkému počtu odběrových míst (1–3).

Při posouzení jednotlivých edafických kategorií je zřejmé, že dostatek dat je k dispozici pouze pro kategorii kyselou (K), středně bohatou (S) a bohatou (B). Přitom procentuální zastoupení odběrových míst poměrně dobře odpovídá u kategorie K (28 % – jedna plocha BioSoil průměrně na 17,2 tis. ha), u středně bohaté kategorie je nižší (16 % – jedna plocha průměrně na 25,7 tis. ha) a u bohaté kategorie je naopak

vyšší (15 % – jedna plocha průměrně na 11,8 tis. ha). Edafické kategorie K, S a B přitom zahrnují celkem více než 1,5 milionů ha lesa, což představuje téměř dvě třetiny lesních porostů v České republice.

Půdní vlastnosti podle ekologických řad

Výsledky analýz základních parametrů půdního chemismu a obsahu přístupných živin pro kyselou, živnou a oglejenou řadu jsou uvedeny v tab. 2. Hodnoty aktivního $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ i výměnného $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ mají obdobný průběh, hodnoty $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ jsou obvykle nižší zhruba o 0,7 stupně. Tento rozdíl nemůže být ovšem platný pro všechny případy už proto, že jeho konstantní velikost nelze aplikovat na logaritmickou stupnici. U aktivního $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ je nejnižší hodnota ve všech ekologických řadách ve svrchní minerální vrstvě 0–10 cm a s hloubkou postupně narůstá. U výměnného pH byl medián hodnot v kyselé a oglejené řadě nejnižší v humusové vrstvě. Aktivní $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ vykazuje signifikantně odlišné hodnoty půdní reakce v celém půdním profilu mezi kyselou a živnou řadou. Oglejená řada se významně ani od jedné z nich neodlišuje. U výměnného $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ toto platí pouze pro humusovou a svrchní minerální vrstvu (0–10 cm). V hlubších vrstvách půdy nebyla významná odlišnost půdní reakce prokázána.

Obsahy dusíku jsou nejvyšší v humusové vrstvě, v minerálních horizontech s hloubkou postupně klesají. Významná odlišnost mezi jed-

notlivými řadami byla prokázána pouze u minerální vrstvy o hloubce 0–10 cm, kde jsou výrazně nižší hodnoty obsahu N v kyselé řadě než v živné. Odlišná situace je u poměru C/N, kde se kyselá řada významně odlišuje od živné a oglejené řady prakticky v celém půdním profilu. Hodnoty C/N v kyselé řadě jsou signifikantně vyšší. V humusovém horizontu FH dosahuje hodnota mediánu u kyselé řady 23,5, u oglejené řady 21,9 a u živné řady pouze 20,6. V živné řadě nebyly zaznamenány hodnoty vyšší než 30, což souvisí s častějším výskytem příznivých humusových forem typu moder a mull.

Pro obsahy bazických živin – draslíku, vápníku a hořčíku – zpravidla platí, že hodnoty v kyselé řadě jsou významně nižší než v živné a pro K a Mg i než v oglejené řadě. Výjimkou jsou obsahy draslíku v humusové vrstvě, kde nebyly shledány signifikantní rozdíly a z hodnot směrodatné odchylky, minima a maxima vyplývá velké rozpětí obsahů K v živné řadě. To může opět souviset s častějším zastoupením mullové formy humusu, v níž jsou v obsahu prvků v čase výrazněji proměnlivé. Pro přesnější hodnocení chemismu humusových horizontů by však bylo nutné použít objemové hmotnosti a celkovou zásobu horizontu FH (BERG, LASKOWSKI 2006). Nejnižších hodnot dosahují obsahy bazických prvků zpravidla ve středních minerálních vrstvách půdního profilu, tj. v 10–20 cm nebo 20–40 cm. V hlubších půdních vrstvách (40–80 cm) jejich obsahy opět stoupají. Zatímco u živné a oglejené řady jde o nárůst výrazný – zejména pro vápník

Tab. 1.

Počty odběrových míst BioSoil v jednotlivých ekologických řadách a edafických kategoriích, (klasifikace podle ÚHÚL 2007 a VIEWEGH et al. 2003) Number of BioSoil sampling sites within individual series and edaphic categories (site classification according to ÚHÚL 2007 and VIEWEGH et al. 2003)

Řada/Series	ha	%	Počet odběrových míst BioSoil/Number of Biosoil sampling sites	%	edafická kategorie/edaphic category	ha	%	Počet odběrových míst BioSoil/Number of Biosoil sampling sites	%
Extrémní/Extremum	40 951	1,5	1	0,7	X	394	0,0%	0	0,0%
					Z	19 294	0,7%	1	0,7%
					Y	13 388	0,5%	0	0,0%
					J	7 875	0,3%	0	0,0%
Kyselá/Acidophilum	961 952	35,0	62	42,5	M	63 198	2,3%	7	4,8%
					K	709 159	25,8%	41	28,1%
					N	96 077	3,5%	3	2,1%
					I	93 518	3,4%	11	7,5%
					S	617 020	22,4%	24	16,4%
					F	25 397	0,9%	1	0,7%
Živná/Trophicum	1 088 349	39,6	58	39,7	C	36 816	1,3%	2	1,4%
					B	259 881	9,4%	22	15,1%
					W	5 316	0,2%	1	0,7%
					H	143 919	5,2%	8	5,5%
					A	60 836	2,2%	1	0,7%
					D	73 239	2,7%	1	0,7%
					L	68 908	2,5%	3	2,1%
					U	11 025	0,4%	0	0,0%
Oglejená/Variohumida	370 133	13,5	18	12,3	O	137 816	5,0%	6	4,1%
					P	140 572	5,1%	8	5,5%
					Q	31 894	1,2%	1	0,7%
					V	59 851	2,2%	3	2,1%
Podmáčená/Paludosa	56 308	2,0	2	1,4	T	5 119	0,2%	0	0,0%
					G	51 189	1,9%	2	1,4%
Rašelinná/Peat	19 885	0,7	0	0	R	19 885	0,7%	0	0,0%
Celkem/Total	2 751 586	100	146	100		2 751 586	100,0%	146	100,0%

Tab. 2.

Charakteristiky půdní reakce, obsahu přístupných živin, výměnné kationtové kapacity (CEC) a saturace sorpčního komplexu báze (BS) na plochách BioSoil v podminekách kyselých, živině a oglejené řady (medián, směrodatná odchylka (σ), rozsah souboru (minimální a maximální hodnota); písmena označují homogenní skupiny mezi jednotlivými řadami posuzované pro jednotlivé půdní vrstvy (Dunn; $\alpha = 0,05$)

Soil acidity, amounts of exchangeable nutrients, cation exchangeable capacity (CEC) and base saturation of different series in the Czech Republic (median, standard deviation (σ), minimal and maximal value); letters indicate homogenous groups between series evaluated for individual soil layers (Dunn; $\alpha = 0,05$)

	Kyselá řada/Acidophilum (n = 62)				Živná řada/Trophicum (n = 58)				Oglejená řada/Variohumida (n = 18)						
	FH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	FH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	FH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
$\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$	4,15	4,08	4,34	4,51	4,64	4,41	4,29	4,49	4,63	4,96	4,30	4,22	4,34	4,52	4,70
σ	0,334	0,252	0,234	0,278	0,439	0,627	0,485	0,385	0,481	0,751	0,532	0,555	0,407	0,523	0,558
min - max	3,6 - 5,2	3,5 - 4,6	3,7 - 4,8	3,9 - 5,7	4,0 - 7,1	3,9 - 6,5	3,7 - 6,3	3,8 - 5,4	4,1 - 6,4	4,2 - 7,2	3,6 - 6,2	3,8 - 6,1	4,0 - 5,4	4,1 - 6,0	4,4 - 6,4
	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	a,b	a,b	a,b	a,b	a,b
median	3,24	3,48	3,78	3,95	4,11	3,74	3,63	3,78	3,94	4,11	3,40	3,58	3,75	3,87	4,06
σ	0,393	0,261	0,239	0,265	0,382	0,717	0,440	0,280	0,359	0,735	0,700	0,536	0,329	0,407	0,461
min - max	2,6 - 4,5	2,9 - 4,0	3,1 - 4,2	3,3 - 5,1	3,6 - 6,6	3,0 - 6,0	2,9 - 5,8	3,2 - 4,8	3,5 - 5,4	3,7 - 6,7	2,8 - 5,8	3,0 - 5,5	3,3 - 4,5	3,4 - 5,3	3,6 - 5,6
	a	a	a	a	a	b	b	a	a	a	a,b	a	a	a	a
median	1,46	0,15	0,08	0,05	0,04	1,40	0,20	0,11	0,07	0,04	1,43	0,21	0,11	0,06	0,04
σ	0,337	0,120	0,074	0,055	0,037	0,327	0,131	0,084	0,061	0,050	0,392	0,149	0,049	0,036	0,025
min - max	0,44 - 2,02	0,03 - 0,75	0,01 - 0,36	0,01 - 0,25	0,01 - 0,19	0,53 - 1,99	0,03 - 0,74	0,02 - 0,55	0,02 - 0,33	0,01 - 0,36	0,63 - 2,41	0,06 - 0,56	0,04 - 0,21	0,02 - 0,16	0,01 - 0,10
	a	a	a	a	a	a	b	a	a	a	a	a	a	a	a
median	23,46	21,96	20,01	18,04	16,94	20,60	16,96	15,46	13,83	11,79	21,89	18,28	15,53	14,25	11,90
σ	3,41	4,02	7,47	6,15	7,77	2,73	3,34	3,42	7,11	18,25	5,29	5,17	5,05	5,39	7,41
min - max	18,3 - 33,8	13,6 - 37,0	11,5 - 33,1	8,6 - 35,1	4,8 - 34,3	15,1 - 28,1	10,7 - 24,7	10,7 - 29,4	8,4 - 22,4	5,5 - 36,6	13,6 - 31,1	11,4 - 32,4	11,0 - 30,7	10,2 - 30,5	7,6 - 37,4
	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	b	a,b	b	b	b
median	34,14	36,1	21,5	19,4	21,7	36,10	51,9	35,1	35,0	46,5	339,4	50,0	30,8	28,4	44,7
σ	135,7	22,3	12,7	16,0	23,7	216,1	46,8	34,3	30,3	37,5	157,6	48,3	20,7	30,6	43,2
min - max	82,9 - 752	5,2 - 133,0	2,6 - 55,0	2,6 - 68,3	1,1 - 100,1	31,8 - 1060	17,2 - 282	14,1 - 228	12,8 - 163	8,9 - 202	161 - 670	22,8 - 246	13,2 - 83,0	7,6 - 131	7,2 - 201
	a	a	a	a	a	a	b	b	b	b	a	a,b	a,b	a,b	a,b
median	1614	55,3	23,8	17,8	20,7	2800	201,7	128,5	141,5	315,4	2212	182,7	69,8	65,2	165,9
σ	1087	118,3	128,6	195,8	517,9	2546	840,8	758,2	987,7	1420,4	2216	936,0	695,8	767,7	910,3
min - max	411 - 5012	3,7 - 687,6	3,7 - 796,5	3,7 - 1346	3,7 - 3927	41 - 11604	23,7 - 4371	9,0 - 4992	3,7 - 5911	3,7 - 6486	731 - 9224	19,2 - 3671	3,7 - 2477	9,0 - 2848	3,7 - 2819
	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	a,b	b	b	b	b
median	184,3	16,0	9,3	6,8	5,1	265,9	30,0	19,7	24,3	71,7	288,1	39,4	24,1	30,2	76,4
σ	157,5	19,0	17,9	21,3	76,6	341,2	118,2	118,3	204,4	339,2	370,7	125,9	179,4	204,1	249,3
min - max	34,7 - 813,6	2,3 - 99,2	0,4 - 108,3	0,4 - 103,2	0,4 - 360,2	12,6 - 1622	4,0 - 599	3,1 - 620	3,0 - 839	2,2 - 1711	90,0 - 1537	6,4 - 390	3,0 - 739	2,7 - 799	0,9 - 869,6
	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b
median	19,81	6,59	4,46	3,75	3,12	25,13	7,99	6,18	5,45	5,37	24,43	7,56	5,60	5,22	5,74
σ	6,17	2,46	1,99	1,70	2,89	14,15	4,66	4,49	5,92	8,58	11,37	4,98	4,55	5,12	6,03
min - max	7,8 - 42,6	0,4 - 11,4	0,6 - 9,0	0,5 - 9,5	0,5 - 21,1	4,4 - 69,5	1,2 - 30,0	1,0 - 31,6	1,1 - 36,7	0,9 - 42,7	11,3 - 57,9	3,6 - 22,5	2,9 - 21,6	1,8 - 21,4	0,9 - 21,7
	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	a,b	a,b	a,b	b	b
median	55,7	9,2	6,4	7,1	9,3	71,5	21,9	17,6	23,4	54,0	67,7	19,0	12,6	13,1	33,9
σ	16,0	10,5	11,7	16,6	25,4	18,6	25,2	24,9	30,6	34,2	19,5	27,1	29,9	34,5	37,1
min - max	17,4 - 95,6	3,1 - 68,2	2,8 - 67,6	2,3 - 89,0	1,9 - 99,6	9,6 - 98,7	4,2 - 99,1	2,4 - 95,9	2,4 - 99,3	2,9 - 99,9	29,3 - 98,2	4,4 - 96,3	3,8 - 86,7	4,5 - 98,4	4,1 - 99,2
	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	b	b	b	b	b

a hořčík – u kyselých řad je nárůst obsahu bazických kationtů s hloubkou minimální. Zajímavé je porovnání mediánů obsahů bazických prvků s intervaly pro posouzení úživnosti lesních půd (tab. 3). Z něho vyplývá, že pro draslík je více než polovina hodnocených sond pod hranicí výrazného nedostatku (30 mg K.kg^{-1}) ve všech minerálních vrstvách od hloubky 10 cm. V oglejené řadě je pod hranicí deficitu pouze medián minerální vrstvy 20–40 cm, nicméně prezentovaná rozpětí hodnot ukazují, že také v oglejené i živné řadě se vyskytují i půdy s výrazným nedostatkem K. Ještě zřetelnější je nedostatek vápníku, kde je hodnota mediánu pod hranicí výrazného deficitu ($140 \text{ mg Ca.kg}^{-1}$) ve všech minerálních vrstvách kyselých řad, v minerální vrstvě 10–40 cm oglejené řady a v hloubce 10–20 cm u živné řady. Výrazný deficit hořčíku (20 mg Mg.kg^{-1}) převládá rovněž v celém minerálním profilu půd kyselých řad, ale také v minerální vrstvě 10–20 cm lesních půd v živné řadě.

Výměnná kationtová kapacita (CEC) je zpravidla nejvyšší v živné řadě, pouze v minerální vrstvě 40–80 cm vykazuje nejvyšší hodnotu mediánu řada oglejená, což má pravděpodobně souvislost s vyšším obsahem organických látek vlivem přechodného zamokření. CEC půd kyselých řad je významně nižší než u ostatních dvou řad, mezi kterými nebyly zjištěny statisticky signifikantní rozdíly. Výjimkou je minerální vrstva 0–10 cm, kde je statisticky významný rozdíl pouze mezi kyselou a živnou řadou. Saturace sorpčního komplexu bázemi (BS) pak odráží nízké obsahy hlavních bazických živin a je celkově poměrně nízká. Statisticky se významně odlišuje kyselá řada, kde v minerální vrstvě nedosahuje BS v hodnotách mediánu ani 10 % od obou dalších posuzovaných řad, jejichž hodnoty pro jednotlivé horizonty lze hodnotit jako vzájemně homogenní.

Půdní vlastnosti podle edafických kategorií

Rozdělení odběrových ploch projektu BioSoil podle jednotlivých edafických kategorií, prezentované v tab. 1, dává možnost alespoň rámcově porovnat podmínky kyselých edafických kategorií (K) s edafickou kategorií středně bohatou (S) a bohatou (B). Tyto tři edafické kategorie jsou definovány především nutričními podmínkami a měly by tvořit vzestupnou řadu z hlediska úživnosti pro lesní dřeviny. Výsledky chemických analýz podle jednotlivých kategorií jsou prezentovány v tab. 4.

Aktivní $\text{pH}(\text{H}_2\text{O})$ je nejnižší v kategorii K a je významně nižší než v bohaté kategorii, středně bohatá stanoviště se signifikantně neodlišují od kategorie K ani od B. Zajímavé jsou hodnoty výměnného $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$, kde výše uvedené homogenní skupiny platí pouze pro humusový horizont a svrchní minerální vrstvu 0–10 cm. V hlubších částech půdního profilu je půdní reakce homogenní napříč edafickými kategoriemi.

Obsah dusíku jsou rovněž ve většině případů homogenní mezi jednotlivými edafickými kategoriemi, rozdíly byly zjištěny pouze v hlubších vrstvách půdy 40–80 cm, kde jsou obsahy N v bohaté kategorii významně vyšší než ve středně bohaté. Výraznější rozdíly byly zaznamenány v poměru C/N. Ten je ve všech vrstvách půdy v kategorii K signifikantně vyšší než v kategorii B. C/N ve středně bohaté kategorii S je s výjimkou minerální vrstvy 20–40 cm homogenní s bohatou kategorií, v humusovém horizontu a nejhlubší vrstvě půdy 40–80 cm tvoří přechod mezi K a B a od žádné z nich se signifikantně neodlišuje.

Zajímavé jsou výsledky analýzy přístupných forem bazických živin – draslíku, vápníku a hořčíku. Ve všech případech jsou podle očekávání obsahy přístupných bází významně vyšší v bohaté kategorii než v kyselé. Kategorie S se v humusové vrstvě a svrchních minerálních vrstvách blíží spíše kyselým kategoriím K, v hlubších vrstvách půdy pak bohaté kategorii B. Srovnáním obsahu přístupných živin v minerálních horizontech lesních půd s parametry zajištění výživy dřevin uvedenými v tab. 3 dostaneme poměrně nepříznivou charakteristiku lesních půd ve všech třech edafických kategoriích (obr. 2). Nejkritičtější vypadá

situace u vápníku, kde je v edafické kategorii K prakticky v celém půdním profilu nedostatek Ca u 80 % sledovaných ploch, v minerální vrstvě 10–20 cm je to u více než 90 % případů. I v kategorii S vykazují více než dvě třetiny hodnocených lokalit deficit Ca v minerálních vrstvách do hloubky 40 cm; v hlubších vrstvách půdy vykazuje výrazný deficit polovina analyzovaných vzorků. Také u kategorie B se zastoupení půd s nedostatkem vápníku pohybuje ve vysokých číslech – pro jednotlivé horizonty od 27 do 45 %. U hořčíku je nejvyšší zastoupení deficitních hodnot v minerálních vrstvách v hloubce od 10 do 40 cm. V kategorii K je to opět přes 80 % vzorků, v kategorii S cca 60 % a v bohaté kategorii B je situace horší než u vápníku – výrazný nedostatek hořčíku vykazuje polovina všech odebraných vzorků. V povrchových horizontech 0–10 cm a v hlubších vrstvách půdního profilu jsou obsahy Mg o něco příznivější. I u draslíku je v hloubkách 10–40 cm deficitních více než 70 % vzorků edafické kategorie K, 50 % vzorků kategorie S a cca 20 % kategorie B.

Zajímavý rozdíl mezi jednotlivými bazickými prvky je patrný, zaměříme-li se na porovnání jejich pseudototálních obsahů v minerální půdě analyzovaných po výluhu lučavkou královskou. Tyto hodnoty představují zásobu prvku v půdě, která se postupným zvětráváním může dostat do přístupné formy v sorpčním komplexu a přispět tak k regeneraci půdního prostředí. Pro srovnání byly vytvořeny indexy charakterizující podíl pseudototálního obsahu a spodní hranice středního obsahu jednotlivých živin ($\text{Ca} - 350 \text{ mg.kg}^{-1}$, $\text{Mg} - 40 \text{ mg.kg}^{-1}$, $\text{K} - 50 \text{ mg.kg}^{-1}$). Z obr. 3 vyplývá, že ze tří sledovaných bazických prvků je situace nejkritičtější u vápníku. U více než 70 % všech odebraných vzorků v kategorii K nedosahují celkové obsahy Ca hodnot středního obsahu přístupného prvku (index <1). V naprosté většině zbylých případů nepřekračují pětinašobek hodnoty středního obsahu. U obou kategorií živné řady se výrazně snižuje zastoupení vzorků s absolutním nedostatkem vápníku (index <1) na cca 35 % u kategorie S a cca 25 % u kategorie B. I v těchto kategoriích se ale většina hodnot celkových obsahů pohybuje do výše pětinašobku spodní hranice středního obsahu, což naznačuje problematickou možnost doplnění Ca v sorpčním komplexu zvětráváním. Zcela jiná je situace u dalších dvou bazických živin draslíku a hořčíku. Zde jsou i v kyselých edafických kategoriích v naprosté většině zastoupeny vzorky, kde je celkový obsah K a Mg více než desetinásobný oproti spodní hranici středního obsahu. Lze tedy předpokládat dobrý potenciál pro uvolňování těchto živin do sorpčního komplexu. V bohaté kategorii je pak zastoupení hodnot indexu >10 stoprocentní.

Zatímco „očekávané“ obsahy živin nejsou v typologické kategorizaci konkrétně vymezeny, u charakteristik sorpčního komplexu lze výsledky půdních průzkumů porovnávat s publikovanými daty. Výsledky analýz (tab. 4) ukazují, že střední hodnoty kationtové výměnné kapacity (CEC) v minerální půdě edafické kategorie K s hloubkou klesají od $6,15 \text{ cmol.kg}^{-1}$ do $2,96 \text{ cmol.kg}^{-1}$ a jsou ve všech případech významně nižší než u kategorie B ($8,77-5,73 \text{ cmol.kg}^{-1}$). Středně bohatá kategorie s hodnotami od $7,09 \text{ cmol.kg}^{-1}$ do $4,31 \text{ cmol.kg}^{-1}$ tvoří určitý přechod a od žádné z předchozích kategorií se signifikantně ne-

Tab. 3.

Kategorie obsahu výměnných bazických živin v minerálních horizontech lesních půd pro zajištění výživy dřevin
Categories of exchangeable base nutrients in the mineral layers of forest soils in relation to the nutrition of trees

Obsah prvku/Content	K [mg.kg^{-1}]	Ca [mg.kg^{-1}]	Mg [mg.kg^{-1}]
výrazně deficitní/strongly deficit	< 30	< 140	< 20
nízký/low	30-50	140-350	20-40
střední/sufficient	50-100	350-700	40-90
dobry/good	> 100	> 700	> 90

Tab. 4.

Charakteristiky půdní reakce, obsahu přístupných živin, výměnné kationtové kapacity (CEC) a saturace sorpčního komplexu báze (BS) na plochách BioSoil v podmínkách kyselých (K), středně bohatých (S) a bohatých (B) edafické kategorie (medián, směrodatná odchylka (σ), rozsah souboru (minimální a maximální hodnota); písmena označují homogenní skupiny mezi jednotlivými kategoriemi posuzované pro jednotlivé půdní horizonty (Dunn; $\alpha = 0,05$)

Soil acidity, amounts of exchangeable nutrients, cation exchangeable capacity (CEC) and base saturation of different edaphic categories in the Czech Republic (median, standard deviation (σ), minimal and maximal value); letters indicate homogenous groups between categories evaluated for individual soil layers (Dunn; $\alpha = 0.05$)

	K - kyselá/Acidic (n = 41)				S - středně bohatá/Nutrient medium (n = 24)				B - bohatá/Nutrient rich (n = 22)						
	FH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	FH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm	FH	0-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	40-80 cm
median	4,09	4,11	4,36	4,46	4,59	4,29	4,19	4,38	4,58	4,85	4,63	4,45	4,54	4,72	5,07
σ	0,346	0,261	0,248	0,312	0,333	0,318	0,382	0,353	0,374	0,458	0,542	0,343	0,322	0,505	0,782
min - max	3,6 - 5,2	3,6 - 4,6	3,7 - 4,8	3,9 - 5,7	4,0 - 5,4	3,9 - 5,2	3,7 - 5,0	3,8 - 5,1	4,1 - 5,5	4,3 - 6,1	3,9 - 5,7	4,0 - 5,3	4,0 - 5,4	4,1 - 6,4	4,2 - 7,1
	a	a	a	a	a	a,b	a,b	a,b	a,b	a,b	b	b	b	b	b
median	3,15	3,51	3,82	3,95	4,12	3,60	3,58	3,77	3,93	4,11	3,95	3,61	3,80	3,94	4,05
σ	0,438	0,275	0,260	0,305	0,228	0,393	0,326	0,260	0,248	0,303	0,632	0,283	0,224	0,375	0,786
min - max	2,6 - 4,2	2,9 - 4,0	3,1 - 4,2	3,3 - 5,1	3,6 - 4,6	3,0 - 4,5	2,9 - 4,2	3,2 - 4,3	3,5 - 4,7	3,7 - 5,2	3,1 - 5,3	3,4 - 4,3	3,4 - 4,5	3,6 - 5,4	3,8 - 6,7
	a	a	a	a	a	b	a,b	a	a	a	b	b	a	a	a
median	1,49	0,16	0,09	0,06	0,04	1,27	0,14	0,08	0,05	0,03	1,45	0,20	0,11	0,08	0,05
σ	0,311	0,134	0,083	0,062	0,041	0,406	0,089	0,051	0,040	0,020	0,213	0,082	0,049	0,039	0,028
min - max	0,68 - 1,84	0,04 - 0,75	0,03 - 0,36	0,01 - 0,25	0,01 - 0,19	0,53 - 1,93	0,03 - 0,37	0,02 - 0,21	0,02 - 0,18	0,01 - 0,09	1,11 - 1,99	0,08 - 0,39	0,05 - 0,28	0,02 - 0,20	0,01 - 0,11
	a	a	a	a	a,b	a	a	a	a	a	a	a	a	a	b
median	23,47	22,01	20,63	19,58	17,94	21,28	18,37	17,10	16,67	15,43	20,06	16,01	14,43	12,93	11,31
σ	3,52	3,76	4,93	6,00	6,26	2,17	3,12	2,88	3,30	4,30	2,74	2,89	2,29	2,31	6,12
min - max	18,4 - 33,8	13,6 - 30,4	13,3 - 33,1	8,6 - 34,3	7,9 - 34,3	16,9 - 25,5	12,7 - 24,7	11,4 - 22,3	9,7 - 24,1	6,5 - 24,5	15,1 - 26,5	10,7 - 22,2	10,7 - 18,3	8,4 - 16,6	5,5 - 36,6
	a	a	a	a	a	a,b	b	b	b	a,b	b	b	b	b	c
median	344,4	38,1	21,9	19,2	19,4	285,2	39,2	30,7	31,1	40,0	469,7	61,3	37,5	43,2	52,3
σ	125,5	24,5	13,2	14,6	21,1	112,3	25,9	16,9	18,1	24,4	206,5	44,2	31,7	32,1	38,6
min - max	137 - 678	9,6 - 133	4,4 - 6,5	2,6 - 68,3	1,1 - 96,2	31,8 - 498	17,2 - 144	14,1 - 90,7	12,8 - 93,1	8,9 - 120	151 - 1060	26,6 - 183	17,1 - 119	14,5 - 128	23,6 - 202
	a,b	a	a	a	a	a	a	a,b	b	b	b	b	b	b	b
median	1557,8	46,5	23,6	17,7	18,9	1941,3	100,1	53,4	87,0	143,8	3705,1	250,2	156,9	169,4	349,1
σ	1175,5	130,1	105,1	224,1	173,6	1107,6	316,3	258,2	434,5	629,3	2606,7	606,8	437,6	676,9	1320,3
min - max	411 - 5012	3,7 - 668	3,7 - 515	3,7 - 1346	3,7 - 662	41,7 - 4319	23,7 - 1297	9,0 - 914	3,7 - 1898	3,7 - 2341	1159 - 11604	35,5 - 2848	15,1 - 1761	7,5 - 2542	8,5 - 5355
	a	a	a	a	a	a	a	b	b	b	b	b	b	b	b
median	196,6	15,0	10,0	7,3	5,0	191,5	24,8	15,1	17,4	30,1	308,2	34,6	20,4	23,7	71,7
σ	161,6	21,1	20,6	19,0	70,6	126,6	50,7	75,9	129,0	225,9	231,5	59,2	60,8	176,8	295,3
min - max	63,9 - 814	3,1 - 99,2	1,6 - 108	0,4 - 103	1,0 - 360	12,6 - 513	4,0 - 228	3,1 - 372	3,0 - 611	2,2 - 835	104 - 845	15,2 - 257	5,3 - 243	4,8 - 646	6,1 - 1155
	a	a	a	a	a	a,b	a,b	a,b	b	b	b	b	b	b	b
median	18,99	6,15	4,42	3,68	2,96	19,70	7,09	5,18	4,85	4,31	28,63	8,77	6,49	5,73	5,92
σ	6,33	2,38	1,96	1,74	1,51	7,03	2,81	2,46	2,96	4,33	13,79	2,92	2,79	4,32	7,02
min - max	8,7 - 42,6	0,4 - 11,4	1,0 - 8,9	0,5 - 9,5	1,5 - 7,2	4,4 - 35,0	1,2 - 14,1	1,0 - 11,0	1,1 - 14,2	0,9 - 16,1	11,6 - 69,6	3,8 - 20,1	2,9 - 17,2	2,4 - 19,3	2,2 - 27,6
	a	a	a	a	a	a	a,b	a,b	a,b	a,b	b	b	b	b	b
median	57,5	9,1	6,5	6,9	8,4	66,0	13,3	10,9	20,0	39,3	75,9	22,5	18,4	26,5	57,9
σ	16,5	11,6	11,9	17,8	23,6	17,3	17,1	18,9	24,9	31,8	14,8	22,2	21,8	30,5	34,6
min - max	20,1 - 95,6	3,1 - 68,2	2,8 - 67,6	2,5 - 89,0	1,9 - 78,9	9,6 - 87,7	4,2 - 69,2	2,4 - 75,8	2,4 - 87,6	2,9 - 98,9	51,7 - 96,2	4,5 - 82,1	4,0 - 84,6	3,9 - 98,7	4,5 - 99,9
	a	a	a	a	a	a,b	b	b	b	b	b	b	b	b	b

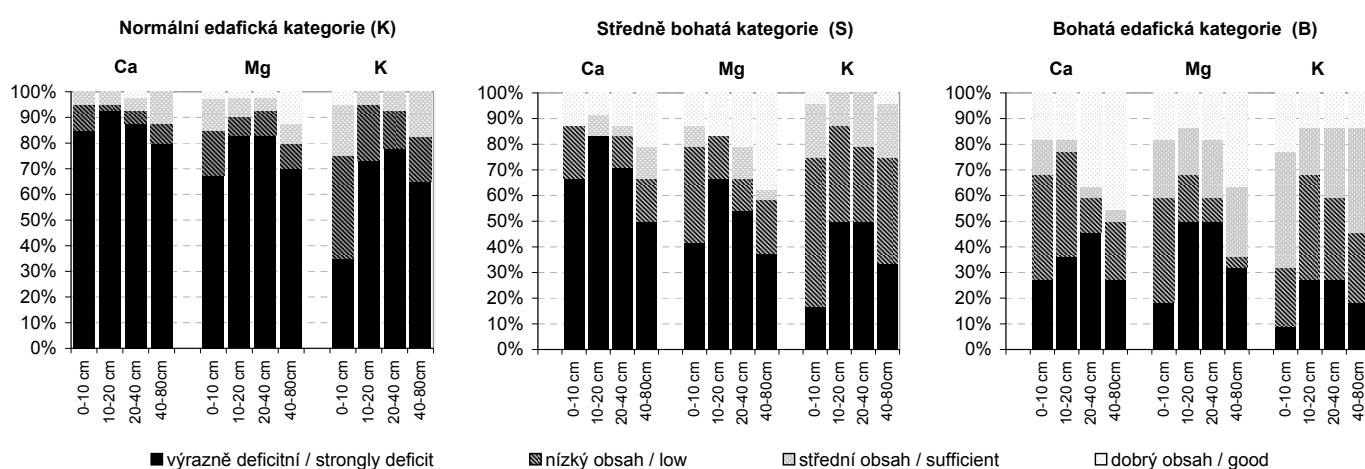
odlišuje. Zatímco v kategorii K zcela převládá velmi nízká výměnná kapacita (< 8 cmol.kg⁻¹), v obou kategoriích živné řady je zastoupeno celé rozpětí od velmi nízké až po velmi vysokou sorpční kapacitu (> 30 cmol.kg⁻¹).

Saturace sorpčního komplexu bázemi (BS) pro jednotlivé minerální horizonty je zobrazena na obr. 4, klasifikace této charakteristiky používaná například ÚHÚL (2009) je uvedena v tab. 5. U kategorie K jsou zhruba dvě třetiny vzorků extrémně nenasyčené s BS do 10%, v kategorii S, která spadá do živné řady, je v jednotlivých vrstvách minerální půdy 20–50% vzorků extrémně nenasyčených a pod hranicí saturace 20% jsou v hloubce do 40 cm dvě třetiny vzorků (v minerální vrstvě 10–20 cm dokonce 88% vzorků), v hlubších horizontech pak více než třetina vzorků.

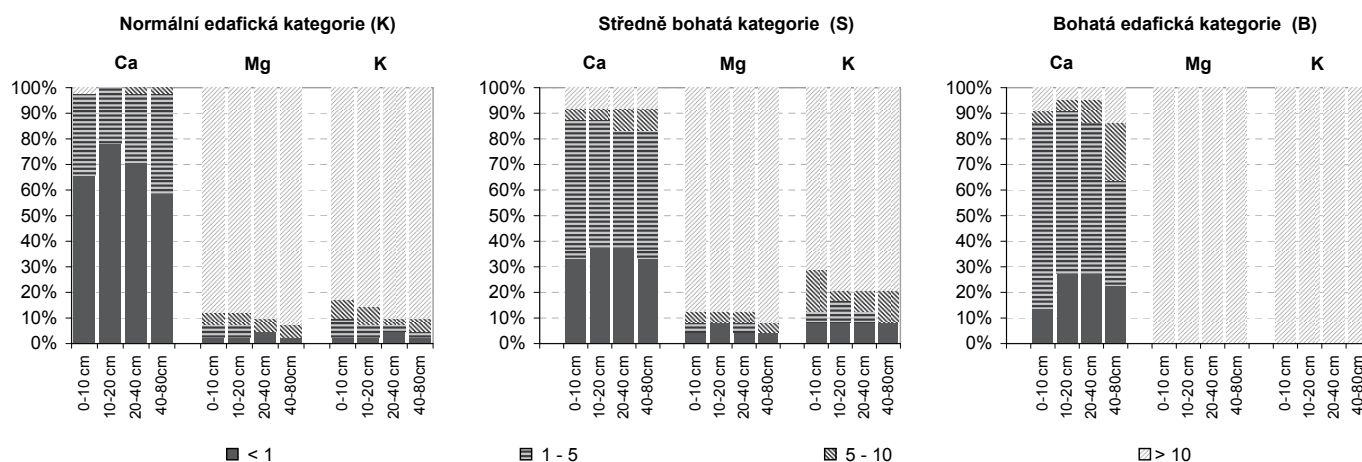
DISKUSE

Výsledky prezentují rozdíly v charakteristikách půdního chemismu ve vybraných typologických kategoriích. Z hlediska kyselosti půdy jsou výraznější rozdíly dokladovány pro aktivní pH(H₂O) (signifikantní rozdíly v rámci celého půdního profilu) než pro výměnné pH(CaCl₂) (signifikantní rozdíly pouze v povrchových vrstvách půdy). Celkově převládají půdy velmi silně kyselé, což odpovídá rozsáhlému průřezu výživy lesa v ČR, který prováděl Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský (ÚKZÚZ) v letech 1996–2011 (FIALA et al. 2013).

Obsahy dusíku se mezi sledovanými typologickými kategoriemi prakticky neliší, rozdíly jsou ovšem v poměru C/N, který je v minerální půdě signifikantně vyšší v kyselé řadě než v živné řadě a v humusu a celém půdním profilu je vyšší v kyselé edafické kategorii než v kate-



Obr. 2. Relativní zastoupení půd podle parametrů zajištění výživy dřevin v minerálních horizontech různých edafických kategorií
Fig. 2. Nutrition categories of forest soil mineral layers in different edaphic categories for exchangeable base nutrients



Obr. 3. Zastoupení indexu celkového obsahu bazických prvků v minerálních horizontech různých edafických kategorií; index je roven podílu pseudototálního obsahu prvku (výluh v lučavce královské) vůči spodní hranici středního obsahu daného prvku (tab. 3)
Fig. 3. Distribution of total content index for basic nutrients in the mineral horizons for different edaphic categories; index is a ratio of extractable element content and the lower limit of sufficient nutrient content (Tab. 3)

goriích B a S. Obecně lze ovšem i v kategorii K hodnotit poměr C/N v humusové vrstvě jako poměrně nízký. V převládajících morových typech humusu hodnota C/N < 25 podle GUNDERSENA et al. (1998) charakterizuje saturaci ekosystému dusíkem s vysokým rizikem vyplavování nitrátů do spodní vody. V našem případě přesahuje poměr C/N v humusovém horizontu kyselé řady hodnotu 25 pouze v necelé třetině případů (31,71 %). Vzhledem k tomu, že nedochází ke zvyšování obsahu nitrátů v povrchové vodě v malých lesních povodích (LOCHMAN et al. 2008), je zřejmě nutné „kritickou“ hranici C/N v humusu revidovat (ŠRÁMEK et al. 2011). Ve středně bohaté a bohaté kategorii se většina vzorků humusového horizontu pohybuje v hodnotách od 15 do 25.

Zajímavé výsledky poskytují hodnocení obsahu bazických živin. Zjištěné rozdíly jsou očekávatelné: kyselá řada má významně nižší obsahy K, Ca a Mg než řada živná; kyselá edafická kategorie nižší než bohatá edafická kategorie. Zajímavé jsou výsledky edafické kategorie S, která se v nadložním humusu a svrchních minerálních vrstvách půdy (do hloubky 10–20 cm) blíží spíše kategorii K, v hlubších vrstvách půdy (do 80 cm) je naopak homogenní s kategorií B. Celkově však výsledky ukazují velmi špatné zásobení lesních půd bazickými prvky. I bohatá edafická kategorie vykazuje výrazné zastoupení půd s nedostatečnými obsahy bazických živin z hlediska současné klasifikace výživy lesních dřevin. Výsledky opět odpovídají průzkumům lesních půd, které prováděl ŮKZŮZ (FIALA et al. 2013). Tato situace odpovídá tomu, že v průběhu posledních desetiletí zřejmě došlo k posunu absolutních hodnot půdních vlastností, a to zjevně nejen v „imis-

ních oblastech“, ale plošně, prakticky na celém území ČR. Jak uvádí práce SÁNKY a MATERNY (2004), k dispozici nejsou ucelené starší podklady, které by umožnily prokázat změny půdní reakce a obsahu významných prvků v lesních půdách v odstupu několika desetiletí. Určitou možnost srovnání umožňuje charakteristika nasycení sorpčního komplexu bazickými prvky, kterou klasifikace lesnické typologie používá. Podle údajů, citovaných např. MIKESKOU (2012) nebo používaných ŮHŮL (2009), předpokládá současný typologický systém u edafické kategorie K nasycení sorpčního komplexu bázemi v rozsahu 10–20 %, u středně bohaté kategorie S 20–30 % a u bohaté kategorie B více než 30 %. Naše výsledky ukazují, že i v bohaté edafické kategorii je v celém půdním profilu nezanedbatelné zastoupení extrémně nenasyčených půd a až do hloubky 40 cm má většina vzorků nasycení bázemi nižší, než typologický systém předpokládá. To by odpovídalo tomu, že se celý systém za posledních čtyřicet let posunul prakticky o jednu trofickou úroveň níže. Acidifikace půdního prostředí a výrazné snižování obsahu bazických prvků (mimo vápenné lokality) dokládají pro různé regiony České republiky například LOCHMAN (1993), LOCHMAN et al. (2002), SÁNKA, MATERNA (2004), FIALA et al. (2004) a REININGER (2012).

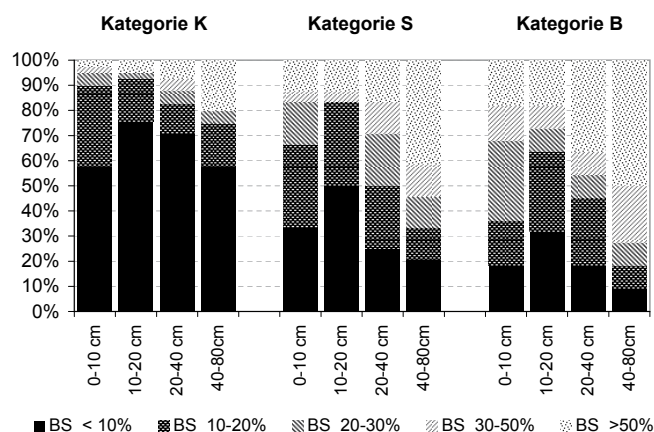
ZÁVĚR

Předkládané výsledky průzkumu půdních vlastností v rámci projektu BioSoil dokládají předpokládané rozdíly mezi odlišnými typologickými skupinami na úrovni ekologických řad i edafických kategorií. Živná řada má signifikantně lepší půdní vlastnosti než řada kyselá, edafická kategorie B příznivější podmínky než edafická kategorie K. Edafickou kategorií B ovšem nelze navzdory názvu považovat za bohatou, protože v nezanedbatelném množství případů vykazuje vážný deficit bazických prvků. V kategorii K zcela převládají půdy s extrémním nedostatkem Ca, K a Mg. Nejméně příznivá je situace u vápníku, jehož celkové obsahy v půdách jsou nízké a nedávají předpoklady pro doplnění sorpčního komplexu zvětráváním.

Z této situace vyplývá, že významnou úlohu ve výživě lesních porostů hraje humusová vrstva, ve které je obsaženo velké množství živin. Je otázkou, zda současný stav lesních půd může garantovat dlouhodobou udržitelnost lesního hospodaření, respektive zda ztráty živin vznikající odběrem biomasy – těžbou dřeva – mohou být nahrazeny zvětráváním a vstupem látek např. ve formě atmosférických depozic. Aktuálnost této nepříznivé situace dokládají i problémy se zdravotním stavem lesů, které se objevují – především u smrkových porostů – i v regionech bez výrazné imisní historie s významnou produkční funkcí. Problémy s výživou se zde často kombinují s dalšími stresovými faktory, nejčastěji obdobími sucha a biotickými škodlivými činiteli, v systému poškození však hrají významnou roli. Velké riziko mohou představovat rozhodnutí, která jsou připravována na základě současného typologického systému s využitím „předpokládaných“ vlastností lesních půd, které ovšem neodpovídají skutečnosti. Jako příklad je možno uvést např. využívání těžebních zbytků pro energetické účely či pěstování rychlerostoucích dřevin bez doplnění živin do lesních půd kompenzačním hnojením.

Poděkování:

Problematika vlastností lesních půd dlouhodobě ovlivňovaných antropogenní zátěží je řešena v rámci projektu NAZV č. QI112A168 „Stav lesních půd jako určujícího vývoje zdravotního stavu, biodiverzity a naplňování produkčních i mimoprodukčních funkcí lesů“ a projektu NAZV č. QI92A216 „Obsahy sloučenin hliníku v lesních půdách“. Pro publikaci jsou využita data o chemickém složení lesních půd na monitoračních plochách, získaná v rámci projektu Evropské komise „Bio-Soil“ a databáze základního zpracování těchto dat, zpracované v rámci projektu MZE0002070203.



Obr. 4.

Zastoupení tříd saturace sorpčního komplexu bazickými prvky (BS) v jednotlivých edafických kategoriích

Fig. 4.

Distribution of base saturation intervals (BS) in individual edaphic categories

Tab. 5.

Kategorie saturace sorpčního komplexu bázemi v lesních půdách (podle ŮHŮL 2009)

Categories of base saturation in forest soils (ŮHŮL 2009)

	BS [%]
extrémně nenasyčený/extremely unsaturated	< 10
výrazně nenasyčený/distinctly unsaturated	10-20
nenasyčený/unsaturated	20-30
nasycený/saturated	30-50
výrazně nasycený/highly saturated	> 50

LITERATURA

- BERG B., LASKOWSKI R. 2006. Litter decomposition: a guide to carbon and nutrient turnover. Amsterdam, Elsevier: 421 s.
- BINKLEY D. 1986. Forest nutrition management. Toronto, Wiley: 290 s.
- DE VOS B., COOLS N. 2011. Second European forest soil condition report. Volume I: Results of the BioSoil soil survey. INBO.R.2011.35. Brusel, Research Institute for Nature and Forest: 359 s.
- FABIÁNEK P. (ed.) 2004. Monitoring stavu lesa v České republice 1984–2003. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR; Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 431 s.
- FAO. 2006. World reference base for soil resources 2006. A framework for international classification, correlation and communication. Rome, FAO: 128 s. World Soil Resources Reports, 103.
- FIALA P., REININGER D., TRÁVNÍK K. 2000. Výsledky průzkumu stavu výživy lesa v lesní přírodní oblasti č. 01 Krušné hory. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 67 s.
- FIALA P., REININGER D., SAMEK T. 2004. Výsledky průzkumu stavu výživy lesa na území lesní správy Vyšší Brod. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 46 s.
- FIALA P., REININGER D., SAMEK T., NĚMEC P., SUŠIL A. 2013. Průzkum výživy lesa na území České republiky, 1996–2011. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 149 s.
- FISHER R.F., BINKLEY D. 2000. Ecology and management of forest soils. New York, Wiley: 489 s.
- GUNDERSEN P., CALLESEN I., DE VRIES W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. Environmental Pollution, 102: 403–407.
- LANDMAN G., HUNTER I., HENDERSHOT W. 1997. Temporal and spatial development of magnesium deficiency in forest stands in Europe, North America and New Zealand. In: Hüttl R.F., Schaaf W. (eds.): Magnesium deficiency in forest ecosystems. Dordrecht, Kluwer: 23–64.
- LOCHMAN V. 1993. Spady imisních látek do lesních ekosystémů ve vztahu ke změnám v lesních půdách. Lesnictví-Forestry 39: 58–72.
- LOCHMAN V., FADRHOŇOVÁ V., BÍBA M. 2002. Air pollution load of forest stands in Vojvířov and the impact on soil and run-off water chemistry. Journal of Forest Science, 48: 292–309.
- LOCHMAN V., BÍBA M., FADRHOŇOVÁ V. 2008. Chemistry of water in forests in relation to changes of air pollution load. Communicationes Instituti Forestalis Bohemicae, 24:131–151.
- MELOUN M., MILITKÝ J. 2006. Kompendium statistického zpracování dat. Praha, Academia: 970 s.
- MIKESKA M. 2012. Stanovištní kód – kombinace „Zlatníka a Plívy“. In: Rozvoj lesnické typologie a její užití v lesnické praxi. Konference u příležitosti nedožitých devadesátin pana Ing. Karla Plívy. Praha, Česká lesnická společnost: 131–138.
- NEBE W., LEUBE F., OPFERMANN M. 2002. SO₂ pollution and forest decline in the Ore Mts. – mineral nutrition of trees. In: Lomský B. et al. (eds.): SO₂-pollution and forests decline in the Ore Mountains. Jíloviště-Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 208–222.
- NĚMEČEK J., MACKŮ J., VOKOUN J., VAVŘÍČEK D., NOVÁK P. 2001. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha, ČZU: 78 s.
- PLÍVA K., PRŮŠA E. 1969. Typologické podklady pěstování lesů. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 404 s.
- PLÍVA K. 1981. Diferencované způsoby hospodaření v lesích ČSR. Praha, Státní zemědělské nakladatelství: 216 s.
- PLÍVA K. 2000. Trvale udržitelné obhospodařování lesů podle souborů lesních typů. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 203 s.
- PRŮŠA E. 2001. Pěstování lesů na typologických základech. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce: 593 s.
- REININGER D. 2012. Hodnocení dlouhodobého vlivu melioračních opatření na půdy lesních horských stanovišť s využitím stávajících databází. Disertační práce. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra pedologie a ochrany půd: 89 s.
- SÁŇKA M., MATERNA J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Praha, Ministerstvo životního prostředí: 84 s.
- SLODIČÁK M. et al. (eds.) 2005. Lesnické hospodaření v Jizerských horách. Hradec Králové, Lesy České republiky; Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 232 s.
- SVERDRUP H., STJERNQUIST I. (eds.) 2002. Developing principles and models for sustainable forestry in Sweden. Dordrecht, Kluwer: 480 s.
- ŠRÁMEK V., VORTELOVÁ L., LOMSKÝ B. 2008. BioSoil – Evropský projekt monitoringu lesních půd – průběh v České republice. Půda v moderní informační společnosti. In: 1. konference České pedologické společnosti a Societas pedologica slovacica. Rožnov pod Radhoštěm, 20–23.8.2007. Bratislava, Výzkumný ústav půdoznalctva a ochrany půdy: 287–297. [CD]
- ŠRÁMEK V., VORTELOVÁ L., FADRHOŇOVÁ V., HELLEBRANDOVÁ K. 2011. Výsledky výzkumu lesních půd v rámci programu BioSoil v České republice – zajištění výživy dřevin základními živinami. In: Sobocká J. (ed.): Diagnostika, klasifikácia a mapovanie pôd. Bratislava, Výzkumný ústav půdoznalctva a ochrany půdy: 182–190.
- ŮHŮL. 2007. Národní inventarizace lesů v České republice, 2001–2004. Úvod, metody, výsledky. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 222 s.
- ŮHŮL. 2009. Analýza a výsledná kvantifikace využitelné lesní biomasy s důrazem na těžební zbytky pro energetické účely, při zohlednění rizik vyplývajících z dopadu na půdu, koloběh živin a biologickou rozmanitost. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů: 48 s.
- UNECE. 2006. Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Part IIIa. Sampling and Analysis of Soil: 25 s. Dostupné na World Wide Web: [http://www.icp-forests.org/pdf/Chapt_3a_2006\(1\).pdf](http://www.icp-forests.org/pdf/Chapt_3a_2006(1).pdf) [cit. 24.11.2012]
- VANMECHELEN L., GROENEMANS R., VAN RANST E. 1997. Forest soil condition in Europe. Results of a large-scale soil survey. Brussels, EC-UN/ECE: 261 s.
- VIEWEGH J., KUSBACH A., MIKESKA M. 2003. Czech forest ecosystem classification. Journal of Forest Science, 49: 74–82.
- Vyhláška 83/1996 Sb., o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů ze dne 18. března 1996. Ministerstvo zemědělství.
- ZÁHORNADSKÁ J. 2002. Srovnávací studie analytických metodik pro rozbory půd VÚLHM a ÚKZUZ. Jíloviště-Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 17 s.

FOREST SOIL CHEMISTRY IN RELATION TO THE FOREST SITE CLASSIFICATION CATEGORIES USED IN THE CZECH REPUBLIC - RESULTS OF THE EU “BIOSOIL” FOREST SOIL MONITORING PROJECT**SUMMARY**

Forest soils constitute an important part of the ecosystem by ensuring a supply of nutrients, micro-elements and water for the vegetation (BINKLEY 1986). The properties of the soil constitute one of the crucial parameters of the forest classification system that serves as a basic tool for sustainable forest management in diverse environmental conditions (PLÍVA, PRŮŠA 1969; PLÍVA 2000; PRŮŠA 2001; VIEWEGH et al. 2003). Unlike other factors, the soil properties in these systems are often considered to be stable, though changes in soil quality caused by acidification, nitrogen input and other processes are widely documented (NEBE et al. 2002; LANDMAN et al. 1997). Presented article compares selected soil chemistry parameters obtained by the BioSoil survey (DE VOS, COOLS 2011; ŠRÁMEK et al. 2011), based on the classification categories of forest sites used in the Czech Republic.

The structure of the forest site classification and the representation of its individual categories in the Czech Republic are defined in Fig. 1 and Tab. 1. The limited number of BioSoil plots (totalling 146 in the Czech Republic) enables the evaluation only of the most common categories, which, however, represents the major part of the forested area. The analytical results for the broader categories – the ecological series – are presented in Tab. 2. Trophicum series is characterised by its significantly lower acidity (in the case of $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ only in the upper soil layers), higher content of base cations together with a higher cation exchangeable capacity and base saturation than that of Acidophilum; no significant differences were found in regard to the nitrogen concentration. Comparing exchangeable cations content with the relative categories for tree nutrition (Tab. 3), their median content was found surprisingly low for all the series. This becomes even more pronounced when we evaluate the edaphic categories (Tab. 4), which are defined primarily on the basis of their soil properties. For all the parameters evaluated there are significant differences between the nutrient rich and the acidic edaphic environments apart from nitrogen content and the $\text{pH}(\text{CaCl}_2)$ in the lower mineral soil. The nutrient-medium edaphic category represents transition between both the others and in the humus and upper mineral soil layer is closer to being acidic, while in the deeper soil their properties are nearer to the nutrient rich edaphic category. The proportion of the plots, in which the exchangeable contents of calcium, magnesium and potassium are evaluated as being strongly deficit, is considerably high in all three of the edaphic categories (Fig. 2). The ratio of the extractable (pseudo-total) content of these elements to the lower limit of their “sufficient” concentration for trees suggests that especially in terms of calcium the situation is critical because the soils lack the possibility to increase their content by weathering (Fig. 3). Distribution of the base saturation intervals for the individual edaphic categories can be compared with the “expected” values (MIKESKA 2012). The base saturation in the acidic category is assumed to be within the interval of 10–20%; BioSoil data, however, show that it is lower on more than 60% of the plots (Fig. 4). For the nutrient medium edaphic category we can expect a base saturation rate of between 20 and 30%, but the results suggest that in around 50–60% of the plots it is below 20%. Similarly, in the nutrient rich edaphic category, more than 50% of the BioSoil plots in the mineral soil show a base saturation rate lower than 30%, although, according to the forest site classification, we should expect a base saturation rate of between 30 and 50%.

Presented results confirmed that the forest site classification defines the ecological-management groups in accordance with the different properties of the forest soils. The individual properties of these groups in absolute values – e.g. nutrient contents, soil acidity or base saturation – exhibit a significant shift from the values that are “expected” by the system, which is now nearly fifty years old. The automatic use of the current forest site classification may constitute a serious risk for the sustainability of the forest production, assessing in particular the suitability of the stands for total biomass harvesting or for planting fast growing tree species.

Recenzováno

ADRESA AUTORA/CORRESPONDING AUTHOR:

doc. Ing. Vít Šrámek, Ph.D., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.
Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Česká republika
tel: +420 257 892 232; e-mail: sramek@vulhm.cz