

VLIV SMRKU ZTEPILÉHO A BUKU LESNÍHO NA OBSAH CD, CU, PB A ZN V POVRCHOVÝCH HORIZONTECH LESNÍCH PŮD V OBLASTI JESENÍKŮ

INFLUENCE OF NORWAY SPRUCE AND EUROPEAN BEECH ON CD, CU, PB AND ZN CONTENT IN THE SURFACE HORIZONS OF FOREST SOILS IN THE AREA OF THE JESENÍKY MOUNTAINS

RADEK NOVOTNÝ¹⁾ - VÁCLAV PECINA²⁾ - JAKUB ČERNÝ¹⁾ ✉ - MARTIN VALTERA³⁾ - DAVID JUŘIČKA³⁾

¹⁾Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady 136, 252 02 Jíloviště, Czech Republic

²⁾Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí, Purkyňova 118, 612 00 Brno, Czech Republic

³⁾Mendelova univerzita v Brně, Lesnická a dřevařská fakulta, Ústav geologie a pedologie, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Czech Republic

✉ e-mail: cerny@vulhmop.cz

ABSTRACT

Topsoil contents of cadmium (Cd), copper (Cu), lead (Pb), zinc (Zn) and related soil properties such as pH and carbon (C) and nitrogen (N) contents were studied in the two main forest types of the Archbishopric forests in the area of the Jeseníky Mts., Czech Republic. Statistical comparisons were carried out between mature Norway spruce (NS) and European beech (EB) stands, separately for the forest floor (horizons FH) and the mineral (0–2 cm depth) soil. The FH horizons under EB showed higher contents of Zn, as compared to NS. In comparison, potentially higher contents of Cd were found under NS. The mineral topsoil under EB showed higher contents of Pb and Zn as compared to NS. In contrast, the pH was higher and the C:N ratio lower under EB, as compared to NS in both soil layers; the latter due to higher C under NS in organic horizons, while higher N under EB in the mineral soil. The results indicate that the species composition of managed forests may have conflicting impacts on soil quality and the accumulation and persistence of heavy metals in forest soils.

For more information see Summary at the end of the article.

Klíčová slova: potenciálně rizikové prvky; lesní půda; koncentrace živin; smrk ztepilý; buk lesní; humus

Key words: potentially risk elements; forest soil; nutrient concentration; Norway spruce; European beech; humus layer

ÚVOD

Půda je dynamické prostředí obsahující minerální složku, organickou hmotu, vodu, vzduch a živé organismy. Vše je přitom úzce provázané nejen v rámci půdního profilu, ale také s atmosférou, klimatem a vegetací. Stanovištní vlastnosti jsou pak výsledkem fyzikálních, chemických a biologických procesů, které se odehrávají v půdě i mezi půdou, klimatem a vegetací (RIEK et al. 1999; WILPERT 2001). Charakteristickým znakem lesních půd je jejich vertikální struktura členěná do jednotlivých půdních horizontů. Za nejvýznamnější půdní složku je považována půdní organická hmota, která je v nejvyšší míře obsažena v nadložním humusu (organické horizonty L, F, H) a ve svrchní minerální půdě (nejčastěji horizont Ah, A; NĚMEČEK et al. 2011). Půdní organická hmota má zásadní vliv na koloběh prvků, ovlivňuje fyzikální vlastnosti půdy, retenci vody a významnou roli hraje v sorpční a pufrací kapacitě půdy. Množství a kvalita půdní organické hmoty ovlivňují také akumulaci a migraci látek v rámci půdního profilu

(KLIMO 1998). Proto představuje také významnou složku při hodnocení kontaminace prostředí (SUCHARA, SUCHAROVÁ 2002). Organická hmota má totiž schopnost vázat polutanty (např. těžké kovy) adsorpcí na koloidní částice, nebo do nerozpustných či málo rozpustných sloučenin, a tím přispívá k jejich imobilizaci a omezování jejich negativního působení na jednotlivé složky ekosystému (HERNANDEZ-SORIANO, JIMENEZ-LOPEZ 2012; ROTTER et al. 2013; KVÁČOVÁ et al. 2015).

Označení „těžké kovy“ je v současnosti postupně nahrazováno pojmem „potenciálně rizikové prvky“ (příp. potenciálně toxické prvky). Mezi potenciálně rizikové prvky se řadí například také kadmium (Cd), měď (Cu), olovo (Pb) nebo zinek (Zn). Do lesních porostů a do lesní půdy se dostávají přirozeně při zvětrávání matečné horniny a také vlivem lidské činnosti z průmyslu, dopravy nebo energetiky, a to ve formě prachového znečištění, rozpuštěné ve srážkách, nebo v plynné formě. Člověkem produkované emise těchto kovů mohou být vzdušnými proudy transportovány daleko od místa svého původu, rovněž se

mohou ukládat na povrch listů (jehlic) stromů a na půdním povrchu, a následně pronikat hluboko do půdního profilu i ve zdánlivě nedotčených lesních oblastech (MAZUREK et al. 2017). Mezi nejvýznamnější zdroje těžkých kovů v ovzduší patří na území ČR sektor „veřejná energetika a výroba tepla“. Podíl sektorů „výroba železa a oceli“ byl významný v roce 2018 především u emisí Pb (22,5 %). Vliv sektoru „lokální vytápění domácností“ převažoval u emisí Cd s podílem 50,8 %. Významný podíl na celkových emisích Pb tvoří emise z odpalování ohňostrojí a pyrotechniky (29,2 %), které se řadí do sektoru „ostatní zdroje“ (ŠKÁCHOVÁ, VLASÁKOVÁ 2020).

Kontaminace lesních půd může mít vliv na fungování jednotlivých složek ekosystému i ekosystému jako celku. Ovlivňuje mikrobiální aktivitu v půdě, působí toxicky na rostliny a další organismy a přináší také riziko pro vodní zdroje, čímž může v konečném důsledku znamenat riziko také pro člověka (BORŮVKA et al. 2015b, GALL et al. 2015). V současnosti je věnována pozornost mapování obsahu potenciálně rizikových prvků v lesních půdách také z důvodu probíhající kalamity podkorního (kambioxylofágního) hmyzu. Na rozsáhlých kalamitních holinách se mění vlhkostní i teplotní poměry, čímž dochází ke zrychlenému rozkladu organické hmoty (KEENAN 2016), což vede ke zvýšenému uvolňování CO₂ do atmosféry heterotrofní půdní respirací (TEDESCHI et al. 2006) a ke změně poměru C:N. Pokles zásoby uhlíku v půdě, zejména ve svrchních půdních horizontech, po holých sečích či po provedeném pěstebním zásahu, byl opakovaně prokázán v řadě studií (MAYER et al. 2020; ČATER et al. 2021). Mění se také druhové složení nově přirozeně vznikajících i uměle zakládáných porostů. To vše může mít vliv na rychlost rozkladu organické hmoty, na množství a formu humusu, a tím na mobilitu těžkých kovů.

Právě druhová skladba a prostorové uspořádání zastoupených dřevin v porostu mají výrazný vliv na chemismus lesních půd (DE SCHRIJVER et al. 2007; HANSEN et al. 2009). Biomasa listové a jeho kvalita pak

předurčují meliorační potenciál konkrétní dřeviny. To je pro lesnickou praxi velmi cenná informace, která má vysoký potenciál využití v pěstování lesů, zvláště (i) při volbě porostní druhové skladby degradovaných stanovišť či při rekultivacích; (ii) při volbě dřevin porostů přípravných dřevin během obnovy velkoplošných holin, a to s ohledem na dynamiku odrůstání klimaxových dřevin pod jejich ekologickým krytem; nebo (iii) při úpravách druhové skladby jako ukazatele stávajících hospodářských souborů, zvláště v současnosti s ohledem na adaptaci lesních porostů ke globální klimatické změně prostřednictvím budoucího zásobení lesních půd živinami (ČERNÝ 2019).

Cílem tohoto příspěvku je vyhodnocení obsahu vybraných rizikových prvků (Cd, Cu, Pb a Zn) a dalších půdních charakteristik ve svrchních vrstvách půdy v oblasti Jeseníků ve vztahu ke dvěma významným hospodářským dřevinám, smrku ztepilému a buku lesnímu.

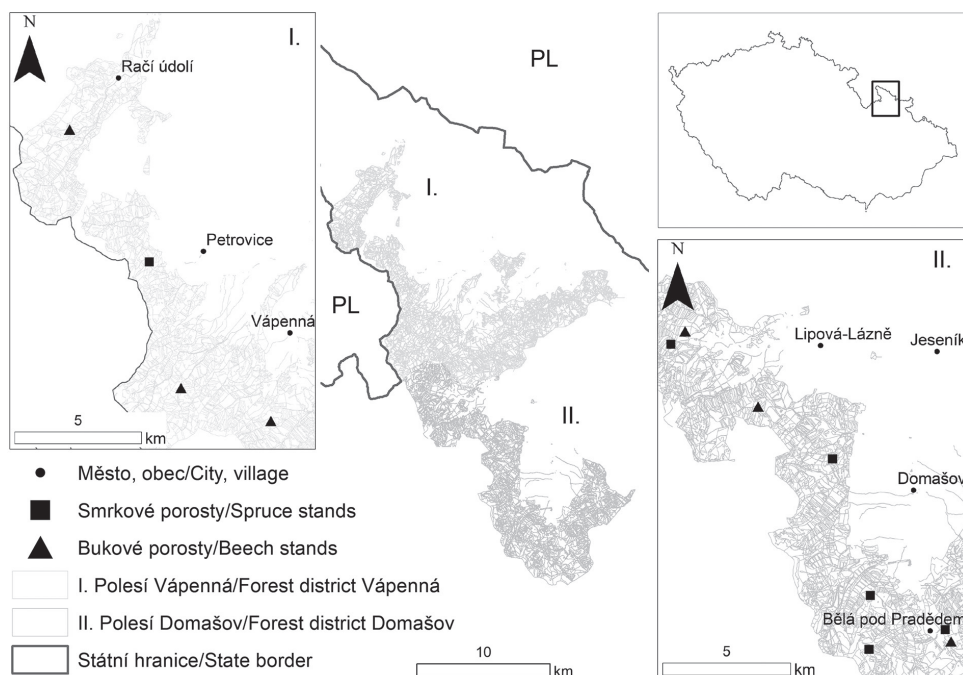
MATERIÁL A METODIKA

Zájmové území

Zájmové území se rozkládá v oblasti Rychlebských hor a Hrubého Jeseníku, spadajících do vyššího geomorfologického celku Jesenické oblasti. Výzkum byl soustředěn na polesí Vápenná a Domašov v majetku Arcibiskupských lesů a statků Olomouc s. r. o. (obr. 1). Zájmové území se nachází převážně v přírodní lesní oblasti (PLO) 27 a 28b. Základní stanovištní charakteristika vzorkovaných porostů je uvedena v tab. 1.

Vzorkovací schéma a metodika odběru vzorků

Odběry půdy probíhaly v roce 2019 v šesti porostech s dominancí (zastoupením > 80 %) smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) H. Karst) a šesti porostech s dominancí buku lesního (*Fagus sylvatica* L.) ve věkovém



Obr. 1.
Mapa zájmového území
Fig. 1.
Location of the studied area

rozpětí 80–100 let. Plochy odběrů byly vybrány tak, aby faktory prostředí umožnily objektivní srovnání porostů: a) charakterově podobné geologické podloží (metamorfované kyselé horniny – ruly, fylity), b) srovnatelná imisní zátěž (ČHMÚ 2020), c) absence lokálního zdroje znečištění (např. doprava), d) absence vlivu opadu jiné dřeviny a e) absence významného rizika ovlivnění erozí (vynechání extrémně svažitého terénu). Pro každý porost byla vytvořena hexagonální síť o sedmi bodech se vzdáleností nejbližších bodů 50 m. Hexagonální síť o velikosti min. 1 ha byla do vybraných porostů situována tak, aby vzdálenost bodů od okraje plochy nebyla menší než průměrná výška porostu. Pro každý bod byl odebrán směsný vzorek nadložních organických horizontů FH a vzorek minerální půdy z hloubky 0–2 cm, který byl získán ze tří zákopků umístěných ve vzájemné vzdálenosti 5–12 m (BORŮVKA et al. 2015a). Celkem bylo odebráno 168 vzorků.

Chemická analýza

Analýza vzorků probíhala v laboratořích Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. (pH, C, N), a Vysokého učení technického v Brně (těžké kovy). Měření pH bylo provedeno v suspenzi minerální a organické půdy ve vodě (pH-H₂O), resp. v roztoku chloridu draselného o koncentraci 1 mol l⁻¹ (pH-KCl). Poměr objemu půdy a suspenzní kapaliny činil 1:5. Celkový obsah C a N byl stanoven na elementárním analyzátoru VarioMAX CNS (Elementar Analysensysteme GmbH, Německo).

Pro stanovení obsahu těžkých kovů byly vzorky půd vysušeny při laboratorní teplotě, upraveny na jemnozern 2 v souladu s normou ČSN ISO 11464 a rozelety v kulovém mlyně na prášek. Takto připravené vzorky byly rozloženy v lučavce královské (směs HNO₃ a HCl v poměru 1:3) v mikrovlnném rozkladném zařízení ETHOS EASY (Milestone, Itálie). Koncentrace prvků v rozložených vzorcích byla měřena na atomovém absorpčním spektrofotometru ContraAA 800D (Analytik Jena, Německo) s kontinuálním zdrojem záření a s monochromáto-

rem o vysokém rozlišení. Stanovení Cu, Cd a Pb probíhalo metodou ET-AAS a stanovení Zn metodou FAAS. Kontrola měření byla prováděna pomocí matricových referenčních materiálů METRANAL® (ANALYTIKA, ČR). Meze detekce pro Cd, Cu, Pb a Zn byly 0,003; 0,012; 0,033 a 0,007 (mg kg⁻¹).

Analýza dat

Statistické zpracování dat bylo provedeno v softwaru SigmaPlot®, verze 13.0 (Systat Software Inc., CA, USA) a ve statistickém prostředí R (R CORE TEAM 2020).

Pro posouzení vlivu dřeviny na sledované půdní vlastnosti byly použity lineární a zobecněné lineární modely (funkce 'lm' a 'glm' v R) s půdní proměnnou jako závislou a druhem dřeviny (buk vs. smrk) jako nezávislou proměnnou. Pro eliminaci pseudoreplikací byly použity vážené průměry za jednotlivé lokality s inverzní vahou danou směrodatnou odchylkou hodnot za plochy v rámci dané lokality. U koncentrací Cd nemohlo být kvůli přítomnosti hodnot pod mezí detekce použito vážených průměrů, a proto byl použit průměr aritmetický. Pro porovnání hodnot mezi horizonty FH a svrchní vrstvou minerální půdy byly použity smíšené lineární modely s hierarchickou kontrolou faktoru místa odběru (lokality:plocha) jako tzv. „random effects“, a to vždy zvlášť pro každou z dřevin.

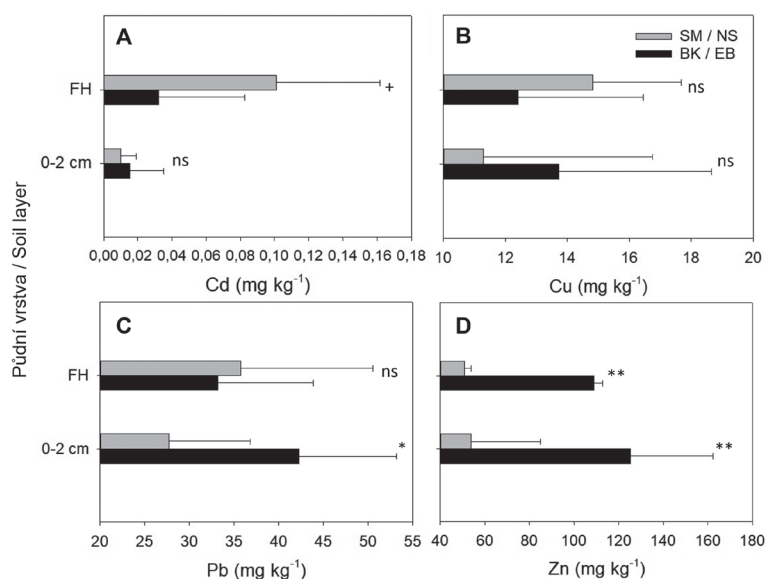
VÝSLEDKY

V porostech s převládajícím zastoupením smrku byly obsahy Cd, Cu a Pb významně vyšší v horizontech FH v porovnání se svrchní minerální vrstvou půdy, přičemž u Zn se obsahy významně nelišily. Ve studovaných porostech s převahou buku byl u Cd, Cu, Pb i Zn trend zcela opačný, tj. nižší koncentrace v horizontech FH v porovnání se svrchní minerální vrstvou půdy (tab. 2; obr. 2).

Tab. 1.
Přehled hodnocených ploch
Evaluated plots

Kód plochy/ Plot code	Hlavní dřevina/ Main tree species	Zastoupení hlavní dřeviny dřeviny/ Proportion of main tree species (%)	Nadmořská výška/ Altitude [m]	Expozice/ Exposure	LT/Site category*	N	E
8	<i>F. sylvatica</i>	100	849	JZ/SW	6F1	50.12922	17.22679
11	<i>F. sylvatica</i>	90	810	JV/SE	5S1	50.22886	17.06742
12	<i>F. sylvatica</i>	93	758	SV/NE	6S1	50.2049	17.10876
13	<i>F. sylvatica</i>	90	587	SV/NE	4K4	50.34725	16.96400
19	<i>F. sylvatica</i>	84	715	SZ/NW	5B7	50.25996	17.04049
25	<i>F. sylvatica</i>	90	713	S/N	5B7	50.25176	17.09155
5	<i>P. abies</i>	100	990	SZ/NW	7V9	50.12506	17.18500
6	<i>P. abies</i>	100	949	S/N	6N2	50.1421	17.18105
7	<i>P. abies</i>	95	776	SZ/NW	6F1	50.13253	17.22321
10	<i>P. abies</i>	85	767	S/N	6S1	50.22278	17.05857
15	<i>P. abies</i>	100	781	S/N	6N2	50.30357	17.01598
X	<i>P. abies</i>	98	794	S/N	6S1	50.18849	17.15343

*For the English equivalent of site category, follow VIEWEGH et al. (2003)


Obr. 2.

Obsahy těžkých kovů ve svrchních vrstvách lesních půd v porostech smrku ztepilého (SM) a buku lesního (BK); sloupce a úsečky zobrazují průměrné hodnoty a směrodatné odchylky; symboly značí hladinu statistické významnosti rozdílů mezi porostními typy: '**' 0,01; '*' 0,05; '+' 0,1; 'ns' statisticky nevýznamný

Fig. 2.

Heavy metal contents of topsoil layers in Norway spruce (NS) and European beech (EB) stands; bars and whiskers represent weighted means and standard deviations; symbols denote significance levels for the differences between forest types: '**' 0.01; '*' 0.05; '+' 0.1; 'ns' not significant

Tab. 2.

Obsahy těžkých kovů (mg kg⁻¹) ve svrchních vrstvách lesních půd v porostech smrku ztepilého (SM) a buku lesního (BK)
Heavy metal contents (mg kg⁻¹) of topsoil layers in Norway spruce and European beech stands

Dřevina/ Tree species	Půdní vrstva/ Soil layer		Cd	Cu	Pb	Zn
SM/ Norway spruce	FH	Průměr ± SD/Mean ± SD	0,10 ± 0,06	14,83 ± 2,85	35,77 ± 14,80	51,00 ± 2,85
		Min	n.d.	4,91	2,60	25,30
		Max	0,54	22,56	82,37	131,30
	0–2 cm	Průměr ± SD/Mean ± SD	0,01 ± 0,01	11,29 ± 5,46	27,73 ± 9,06	53,88 ± 31,14
		Min	n.d.	0,97	7,60	12,20
		Max	0,05	26,11	75,30	108,40
BK/ European beech	FH	Průměr ± SD/Mean ± SD	0,03 ± 0,05	12,42 ± 4,03	33,19 ± 10,72	109,00 ± 4,03
		Min	n.d.	4,34	10,43	58,79
		Max	0,33	46,49	60,30	177,50
	0–2 cm	Průměr ± SD/Mean ± SD	0,02 ± 0,02	13,72 ± 4,94	42,32 ± 10,86	125,45 ± 36,85
		Min	n.d.	5,71	9,81	51,13
		Max	0,13	48,50	81,53	240,40

Poznámka: n.d. značí hodnotu pod limitem detekce

Note: n.d. means value below the detection limit

V případě horizontů FH byly zjištěny statisticky významné rozdíly mezi dřevinami u Zn ($p < 0,001$) a marginálně také u Cd ($p < 0,1$), přičemž u buku byly pozorovány nižší průměrné obsahy Cd (obr. 2 A) a vyšší průměrné obsahy Zn (obr. 2 D).

U vzorků minerální půdy z hloubky 0–2 cm byly prokázány statisticky významné rozdíly v obsazích Pb ($p < 0,05$) a Zn ($p < 0,01$), přičemž obecně vyšší obsahy byly pozorované u buku (obr. 2).

Půdu lze podle zjištěných hodnot pH označit převážně za silně kyselou ($pH_{KCl} = 3-4$), vyskytují se i půdy středně kyselé ($pH_{KCl} = 4-5$) a naopak půdy velmi silně kyselé ($pH_{KCl} < 3$).

Půdní reakce (pH) se mezi bukovými a smrkovými porosty statisticky významně liší v obou hodnocených půdních horizontech (tab. 3; obr. 3 A, B), přičemž nižší potenciální i výměnné pH je zpravidla ve smrkových porostech. Zatímco u porostů smruku pH potenciální i výměnné z FH směrem do minerální půdy roste, v porostech s převahou buku pH mezi FH a minerální půdou naopak klesá (tab. 3).

Obsahy uhlíku a dusíku byly významně vyšší v horizontech FH v porovnání se svrchní minerální vrstvou půdy, a to v obou typech porostů (tab. 3; obr. 3 C, D). Obsah uhlíku v horizontech FH byl zjištěn významně vyšší pod smrky než pod buky. Ve svrchní vrstvě minerální půdy do hloubky 2 cm je obsah uhlíku v bukových a smrkových porostech srovnatelný a rozdíl mezi nimi není v tomto případě statisticky průkazný. Opačně je tomu u obsahu dusíku, který se v horizontech FH významně neliší mezi dřevinami, avšak ve svrchní vrstvě minerální půdy v bukových porostech byl významně vyšší než v porostech smrkových. Oba výše popsané rozdíly se tak projeví významně nižším poměrem C:N pod bukovými, v porovnání se smrkovými porosty (obr. 3 E).

DISKUSE

Výsledky odhalily velkou variabilitu v obsazích těžkých kovů s ohledem na vzorkovanou vrstvu půdního profilu i typ porostu (tab. 2; obr. 2), což poukazuje na význam vzorkování lesních půd s přihlédnutím k těmto charakteristikám, které jsou v řadě studií často přehlíženy. Ačkoliv již byla vlivu sledovaných dřevin na mobilitu těžkých kovů v půdě věnována pozornost dříve, stále panují nejasnosti. Například ve studii, kterou prováděli KOCHERGINA et al. (2017) autoři uvádí, že vliv dřeviny je zanedbatelný a v případě Pb a Zn žádný. Toto zjištění je nicméně protichůdné výsledkům této studie, kde byly v případě obou prvků zjištěny významné rozdíly v obsazích v minerální půdě (0–2 cm) v závislosti na dřevině (obr. 2 C, D). Důvodem tohoto nesouladu může být nedostatečně velký vzorek dat ve zmíněné studii, kde došlo ke srovnání pouhých dvou porostů v rámci experimentu s narušenou a nenarušenou variantou půdního profilu.

Biologickou dostupnost a mobilitu těžkých kovů v půdách významně ovlivňuje především půdní organická hmota a pH (GAŠTOREK et al. 2017), na které silně působí dominantní dřevina porostu (MIHALJEVIČ et al. 2010). Rozdíly v obsahu analyzovaných těžkých kovů v závislosti na dřevině mohou být v tomto případě, s ohledem na celkově převládající kyselý pH, vysvětleny zejména zjištěnými rozdíly v obsahu celkového uhlíku. Pro Cu a Pb platí, že jejich obsah je vyšší v minerální vrstvě 0–2 cm v bukových porostech, tedy v půdní vrstvě, ve které byl zjištěn vyšší obsah dusíku (obr. 2 C, D a obr. 3 D), přičemž obsah uhlíku se v minerální vrstvě 0–2 cm významně neliší. V případě hodnocení obsahu těžkých kovů v lesních půdách a jejich rozložení v půdním profilu je ovšem důležité brát v úvahu nejen obsah uhlíku, ale také formu humusu, mikrobiální aktivitu a distribuci organické hmoty v půdním profilu, včetně hlubších, často illuviálních minerálních horizontů půdy. Potenciálně rizikové prvky jako těžké kovy jsou totiž ve

velké míře vázány v nadložním humusu a v organo-minerálních horizontech v pevných vazbách organických látek (YELPATYEVSKY et al. 1995; NIEMTUR et al. 2002).

Forma humusu *mor* (někdy označovaná také jako surový humus) se vytváří především v podmínkách chladnějšího horského klimatu a je pro ni charakteristické hromadění organických zbytků na povrchu půdy, přičemž se zřetelně vytváří horizonty L, F i H (opad, drť, měl). To vede ke zpomalení koloběhu prvků mezi porostem a půdou. Vzhledem k vyššímu poměru C:N u FH sledovaných smrkových porostů (obr. 3 E) lze usuzovat na sníženou aktivitu půdních organismů, spojenou se zpomalením procesu mineralizace organické hmoty a dominancí právě této humusové formy. Naopak významně nižší a z hlediska koloběhu organického materiálu optimální hodnota poměru C:N u bukových porostů (obr. 3 E) poukazuje na humusovou formu spojenou s rychlejší mineralizací a rychlejším koloběhem prvků.

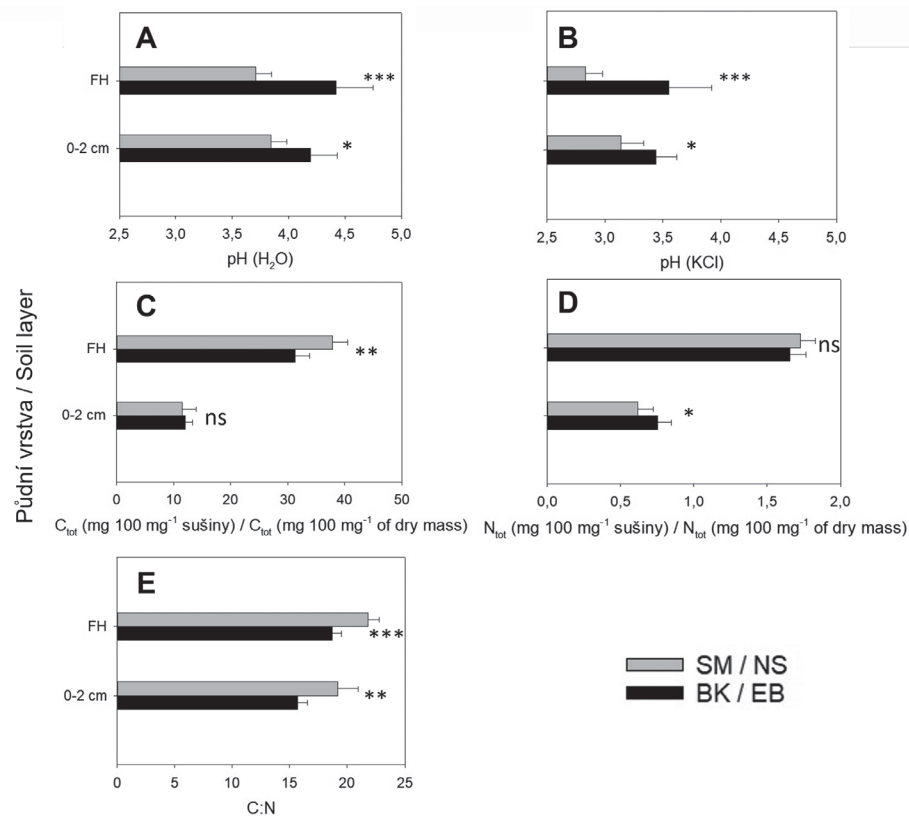
Jedním z hlavních důvodů vyššího obsahu Cd ve vrstvě FH u smrkových porostů (obr. 2 A) je tedy pravděpodobně pomalá mineralizace spojená s humusovou formou *mor*, případně *moder*. Podle prací BERGKVISTA (1986) nebo McLARENA et al. (2004) je Cd v kyselém prostředí poměrně mobilní. Dá se proto předpokládat, že ačkoliv je významně více kumulováno v kyselejší FH vrstvě smrkových porostů (obr. 2 A) než u těch bukových, a faktor organické hmoty a formy humusu je silnější než faktor pH, může být Cd v obou typech porostů vzhledem k pH stále vysoce mobilní a biologicky dostupné.

Vyšší obsahy Pb ve vrstvě 0–2 cm bukových porostů (obr. 2 C, D) poté mohou být vysvětleny jeho vyšší mobilitou spojenou právě s rychlejší mineralizací a uvolňováním z FH vrstvy do minerální půdy, resp. s přesunem Pb spolu s organickou hmotou z vrstvy FH do minerální půdy.

Velmi specifická je situace v případě Zn, jehož obsah je významně nižší ve smrku (obr. 2 D) v případě obou sledovaných vrstev. Ačkoliv je v případě smrkových i bukových porostů pH kyselá a lze tedy očekávat obdobný vliv na mobilitu sledovaných těžkých kovů, právě v případě Zn může být významně nižší pH (obr. 3 A, B) smrkových porostů hlavním faktorem jeho nižšího obsahu. Zinek je s rostoucí aciditou půd uváděn do výměnné formy a je vysoce rozpustný, díky čemuž je mobilnější a může rychleji migrovat do nižších partií půdního profilu. Vysokou mobilitu Zn v kyselém prostředí ve srovnání s jinými prvky zmiňuje například BERGKVIST (1986) nebo McLAREN et al. (2004).

Při dalším poklesu pH nebo při rychlém rozkladu FH mohou být sledované rizikové prvky uvolněny do půdního prostředí v aktivních formách či vyplaveny do vodních zdrojů (McBRIDE et al. 1997). Pro sledování potenciálního rizika a reálného obsahu rizikových prvků v prostředí lesních porostů je proto vhodnější zaměřit se také na další složky těchto ekosystémů, jako jsou například rostliny nebo houby.

Pro oblast severní Moravy a Slezska, kde se nachází významné zdroje průmyslového znečištění, je zvýšený obsah těžkých kovů v lesních půdách poměrně běžný, což dokládají např. průzkumy Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského (FIALA et al. 2013) nebo výsledky studií provedených v oblasti Jablunkova (FIALA et al. 2008; PAVLŮ et al. 2015). Také v polské části Slezska bylo zjištěno významné znečištění lesních půd z průmyslových zdrojů (HELLER et al. 1998; RACHWAŁ et al. 2015). Výsledky této studie pro oblast Jeseníků ukazují zvýšené obsahy Pb a Cu, hodnota váženého průměru je 35,8 mg kg⁻¹, resp. 14,8 mg kg⁻¹ (tab. 2). Zjištěné hodnoty ve vrstvě FH nicméně nejsou vyšší než výše citované zjištění z oblasti severní Moravy a Slezska. V porovnání s výsledky získanými na plochách sítě ICP Forests pro PLO 29 a 39, jak je pro porosty s převahou SM prezentuje ŠRÁMEK et al. (2015), se hodnoty zjištěné v této studii v Jeseníkách (PLO 27 a 28b, sousedící s PLO 29) pro Cd, Pb a Zn nacházejí spíše pod průměrem PLO 29 a 39 (Cd: 0,1 vs 0,9 mg kg⁻¹; Pb: 35,8 vs 107,1 mg kg⁻¹; Zn: 51,0 vs 87,7 mg kg⁻¹), u Cu jsou výsledky srovnatelné (14,8 vs 17,6 mg kg⁻¹).


Obr. 3.

Potenciální a výměnná půdní reakce, obsahy uhlíku a dusíku a jejich vzájemný poměr ve svrchních vrstvách lesních půd v porostech smrku ztepilého (SM) a buku lesního (BK); sloupce a úsečky zobrazují průměrné hodnoty a směrodatné odchylky; symboly značí hladinu statistické významnosti rozdílů mezi porostními typy: '***' 0,001; '**' 0,01; '*' 0,05; 'ns' statisticky nevýznamný

Fig. 3.

Potential and exchangeable soil reaction, carbon and nitrogen contents, and the C-to-N ratio of topsoil layers in Norway spruce (NS) and European beech (EB) stands; bars and whiskers represent weighted means and standard deviations; symbols denote significance levels for the differences between forest types: '***' 0.001; '**' 0.01; '*' 0.05; 'ns' not significant

Tab. 3.

Potenciální a výměnná půdní reakce a obsahy uhlíku a dusíku (mg 100 mg⁻¹ sušiny) ve svrchních vrstvách lesních půd v porostech smrku ztepilého (SM) a buku lesního (BK)
Potential and exchangeable soil reaction and carbon and nitrogen contents (mg 100 mg⁻¹ of dry mass) of topsoil layers in Norway spruce and European beech stands

Dřevina/ Tree species	Půdní vrstva/ Soil layer		pH (H ₂ O)	pH (KCl)	C _{tot}	N _{tot}
SM/ Norway spruce	FH	Průměr ± SD/Mean ± SD	3,71 ± 0,14	2,83 ± 0,15	37,89 ± 2,61	1,73 ± 0,10
		Min	3,51	2,65	13,03	0,75
		Max	4,42	3,23	46,89	2,34
	0-2 cm	Průměr ± SD/Mean ± SD	3,85 ± 0,14	3,14 ± 0,20	11,57 ± 2,35	0,62 ± 0,10
		Min	3,54	2,79	3,78	0,17
		Max	4,75	3,71	19,97	0,99
BK/European beech	FH	Průměr ± SD/Mean ± SD	4,42 ± 0,33	3,55 ± 0,37	31,27 ± 2,63	1,65 ± 0,11
		Min	3,85	2,95	20,77	1,18
		Max	5,30	4,39	45,50	2,20
	0-2 cm	Průměr ± SD/Mean ± SD	4,19 ± 0,24	3,44 ± 0,18	12,00 ± 1,36	0,75 ± 0,09
		Min	3,69	3,14	7,20	0,47
		Max	4,89	3,92	17,80	1,08

Podle práce BORŮVKY et al. (2015a) představují pevně poutané prvky (poutané na pevné částice nebo do špatně rozpustných vazeb) chronické nebezpečí, které se může projevit v případě výrazné změny půdního prostředí, například vlivem okyselení nebo mineralizace organické hmoty. K této situaci může dojít například na velkoplošných smrkových kalamitních holinách, jejichž problematika je v současné době velmi aktuální. Na rozsáhlých kalamitních holinách se mění vlhkostní i teplotní poměry, čímž dochází ke zrychlenému rozkladu organické hmoty (KEENAN 2016), jenž vede ke zvýšenému uvolňování CO₂ do atmosféry heterotrofní půdní respirací (TEDESCHI et al. 2006) a ke změně poměru C:N. Pokles zásoby uhlíku v půdě, zejména v nadložních a svrchních minerálních horizontech, po holých sečích či po provedeném péstebním zásahu byl opakovaně prokázán v řadě studií (MAYER et al. 2020; ČATER et al. 2021). Dá se proto předpokládat, že zejména smrkové porosty, které mají obecně větší potenciál zachytávat atmosférické znečištění než například buky (OULEHLE, HRUŠKA 2005) a akumulovat jej v horizontech FH, mohou vzhledem k masivnímu chřadnutí představovat riziko zvýšeného uvolňování potenciálně toxických látek do vodních zdrojů.

ZÁVĚR

Při hodnocení rozdílů mezi smrkovými a bukovými porosty v obsahu vybraných těžkých kovů v povrchových vrstvách lesní půdy v Jeseníkách byly získány následující poznatky:

- V silně až velmi silně kyselé vrstvě nadložního humusu (FH) smrkových porostů se nachází potenciálně vyšší obsahy kadmia a výrazně nižší obsahy zinku v porovnání se stejnou půdní vrstvou bukových porostů.
- Ve svrchní vrstvě minerální půdy v hloubce 0–2 cm se v bukových porostech nachází významně vyšší obsahy zinku a olova v porovnání se stejnou vrstvou půdy smrkových porostů.
- Obsahy analyzovaných prvků ve dvou hodnocených půdních vrstvách zřejmě souvisí s obsahem uhlíku a vazbami těžkých kovů na organickou hmotu v lesní půdě. V případě zinku je pravděpodobně významný také vliv pH.

Získané výsledky potvrzují zásadní význam půdní organické hmoty – nejen jako zdroje živin, prostředí pro půdní (mikro)organismy nebo jako půdní složky potřebné pro účinné zadržování vody. Půdní organická hmota má rozhodující význam také pro chování potenciálně rizikových prvků (včetně těžkých kovů), které se v půdě nacházejí, ať je jejich zdrojem matečná hornina, nebo se do půdy dostávají vlivem lidské činnosti. Vlastnosti půdního prostředí jsou rozhodující také pro mobilitu rizikových prvků. Změny v půdním prostředí způsobené okyselováním půd, zvýšeným vstupem dusíku do lesních porostů, vznikem velkoplošných holin v důsledku kalamit biotického nebo abiotického původu, případně vyvolaných dalšími faktory, mohou vést ke změnám v mobilitě rizikových prvků. To je třeba mít na zřeteli při plánování obnovy lesa, při změně druhové skladby porostů a při volbě hospodářských opatření. Je též důležité věnovat se monitoringu rizikových prvků a jejich mobilitě v lesních půdách.

Poděkování:

Získání dat použitých v prezentovaném článku, jejich analýza a zpracování byly provedeny za finanční podpory projektu č. TJ02000128 „Stanovení vertikální mobility těžkých kovů v lesních půdách jako podklad pro optimalizaci dřevinné skladby s cílem snížení rizika jejich transferu do jedlých hub“, jehož řešení probíhá za aktivní podpory a spolupráce vlastníka zájmového majetku Arcibiskupské lesy a statky Olomouc a dále za podpory projektu FCH-S-20-6446 a institucionální podpory MZE-RO0118.

LITERATURA

- BERGKVIST B. 1986. Leaching of metals from a spruce forest soil as influenced by experimental acidification. In: Martin H.C. (eds): Acidic precipitation. Dordrecht, Springer. DOI: 10.1007/978-94-009-3385-9_189
- BORŮVKA L., SÁŇKA M., ŠRÁMEK V., VÁCHA R., ČECHMÁNKOVÁ J., ČUPR P., DRÁBEK O., FADRHOŇSOVÁ V., FRAŇKOVÁ A., HOFMAN J., HOUSKA J., HORVÁTHOVÁ, V., ROTTER P., SÁŇKA, O., SKÁLA J., ŠINDELÁŘOVÁ L., TEJNECKÝ V., VAŠÍČKOVÁ J., VORTELOVÁ L. 2015a. Metodika hodnocení kontaminace lesních půd. Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 64 s.
- BORŮVKA L., ŠRÁMEK V., ČUPR P., FADRHOŇSOVÁ V., HOFMAN J., HOUSKA J., SÁŇKA O., SLAVÍKOVÁ AMEMERI A., ŠINDELÁŘOVÁ L., TEJNECKÝ V., VAŠÍČKOVÁ J., SÁŇKA M., ČECHMÁNKOVÁ J., DRÁBEK O., FRAŇKOVÁ A., HORVÁTHOVÁ V., ROTTER P., SKÁLA J., NOVOTNÝ R., ŠUDOMA M., VÁCHA R., JURKOVSKÁ L. 2015b. Srovnávací hodnoty pro hodnocení kontaminace lesních půd. Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti: 58 s.
- ČATER M., DAŘENOVÁ E., SIMONČIČ P. 2021. Harvesting intensity and tree species affect soil respiration in uneven-aged Dinaric forest stands. *Forest Ecology and Management*, 480: 118638. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118638
- ČERNÝ J. 2019. LAI – kvantifikátor péstebního zásahu. Disertační práce, Brno, Mendelova univerzita: 157 s.
- ČHMÚ. 2020. Pětileté průměrné koncentrace: Vrstvy ke stažení (formát shp): Pětileté průměry 2015–2019 (zveřejněno 2. 11. 2020) [online]. Praha, Český hydrometeorologický ústav [cit. 2020-12-05]. Dostupné na [www: https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/ozko/ozko_CZ.html](https://www.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/ozko/ozko_CZ.html).
- ČSN ISO 11464. 2011. Kvalita půdy – Úprava vzorků pro fyzikálně-chemické rozborů. Praha, Úřad pro technickou normalizaci, metrologii a státní zkušebnictví: 16 s. Třídící znak 836160
- 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 (3): 663–674. DOI: 10.1007/s00442-007-0776-1
- FIALA P., REININGER D., SAMEK T. 2008. A survey of forest pollution with heavy metals in the Natural Forest Region (NFR) Moravskoslezské Beskydy with particular attention to Jablunkov Pass. *Journal of Forest Science*, 54: 64–72.
- FIALA P., REININGER D., SAMEK T., NĚMEC P., SUŠIL P. 2013. Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996–2011. Brno, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský: 148 s.
- GALL J.E., BOYD R.S., RAJAKARUNA N. 2015. Transfer of heavy metals through terrestrial food webs: a review. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (4): 201. DOI: 10.1007/s10661-015-4436-3
- GAŚIOREK M., KOWALSKA J., MAZUREK R., PAJĄK M. 2017. Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland). *Chemosphere*, 179: 148–158. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.106
- HANSEN K., VESTERDAL L., SCHMIDT I.K., GUNDERSEN P., SEVEL L., BASTRUP-BIRK A., PEDERSEN L.B., BILLE-HANSEN J. 2009. Litterfall and nutrient return in five tree species in a common garden experiment. *Forest Ecology and Management*, 257 (10): 2133–2144. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.02.021

- HELLER F., STRZYSZCZ Z., MAGIERA T. 1998. Magnetic record of industrial pollution in forest soils of Upper Silesia, Poland. *Journal of Geophysical Research: Solid Earth*, 103 (B8): 17767–17774. DOI: 10.1029/98JB01667
- HERNANDEZ-SORIANO M.C., JIMENEZ-LOPEZ J.C. 2012. Effects of soil water content and organic matter addition on the speciation and bioavailability of heavy metals. *Science of the Total Environment*, 423: 55–61. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.02.033
- KEENAN R. 2016. Forests and climate change: Introduction to a special section. *Forest Ecology and Management*, 360: 353–356. DOI: 10.1016/j.foreco.2015.11.039.
- KLIMO E. 1998. *Lesnická pedologie*. Brno, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně: 259 s.
- KOCHERGINA Y.V., UDATNÝ M., PENÍŽEK V., MIHALJEVIČ M. 2017. Mobility of Pb, Zn, Cu and As in disturbed forest soils affected by acid rain. *Environmental Monitoring and Assessment*, 189 (11): 570. DOI: 10.1007/s10661-017-6306-7
- KVÁČOVÁ M., ASH C., BORŮVKA L., PAVLŮ L., NIKODÉM A., NĚMEČEK K., TEJNECKÝ V., DRÁBEK O. 2015. Contents of potentially toxic elements in forest soils of the Jizera Mountains Region. *Environmental Modeling and Assessment*, 20: 183–195. DOI: 10.1007/s10666-014-9425-3
- MAYER M., PRESCOTT C.E., ABAKER W.E.A., AUGUSTO L., CÉCILLON L., FERREIRA G.W.D., JAMES J., JANDL R., KATZENSTEINER K., LACLAU J-P., LAGANIÈRE J., NOUVELLON Y., PARÉ D., STANTURF J.A., VANGUELOVA E.I., VESTERDAL L. 2020. Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466: 118127. DOI: 10.1016/j.foreco.2020.118127.
- MAZUREK R., KOWALSKA J., GAŚCIOREK M., ZADROŻNY P., JÓZEFOWSKA A., ZALESKI T., KĘPKA W., TYMCZUK M., ORŁOWSKA K. 2017. Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. *Chemosphere*, 168: 839–850. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2016.10.126
- MCBRIDE M., SAUVÉ S., HENDERSHOT W. 1997. Solubility control of Cu, Zn, Cd and Pb in contaminated soils. *European Journal of Soil Science*, 48: 337–346.
- MCLAREN R.G., CLUCAS L.M., TAYLOR M.D., HENDRY T. 2004. Leaching of macronutrients and metals from undisturbed soils treated with metal-spiked sewage sludge. 2. Leaching of metals. *Soil Research*, 42 (4): 459–471. DOI: 10.1071/SR03168
- MIHALJEVIČ M., ETTLER V., ŠEBEK O., DRAHOTA P., STRNAD L., PROCHÁZKA R., ZEMAN J., SRACEK O. 2010. Alternation of arsenopyrite in soils under different vegetation covers. *Science of the Total Environment*, 408 (6): 1286–1294. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2009.12.003
- NĚMEČEK et al. 2011. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha, ČZU v Praze: 94 s.
- NIEMTUR S., MAŇKOVSKÁ B., GODZIK B., GRODZINSKA K., SZARO R. C. 2002. Changes in Carpathian forest soils caused by air pollution and other factors. In: Szaro R.C. et al. (eds): *Effects of air pollution on forests health and biodiversity in forest of the Carpathian Mountains*. Proceedings of a workshop held in the Tatra Mountains of Slovakia. Amsterdam, IOS Press: 225–235. NATO science series, I, vol. 345.
- OULEHLE F., HRUŠKA J. 2005. Tree species (*Picea abies* and *Fagus sylvatica*) effects on soil water acidification and aluminium chemistry at sites subjected to long-term acidification in the Ore Mts., Czech Republic. *Journal of Inorganic Biochemistry*, 99 (9): 1822–1829. DOI: 10.1016/j.jinorgbio.2005.06.008
- PAVLŮ L., DRÁBEK O., BORŮVKA L., NIKODEM A., NĚMEČEK K. 2015. Degradation of forest soils in the vicinity of an industrial zone. *Soil and Water Research*, 10: 65–73. DOI: 10.17221/220/2014-SWR
- R CORE TEAM 2020. R: A language and environment for statistical computing [on-line]. Vienna, R Foundation for Statistical Computing. Dostupné na/Available on: <http://www.r-project.org/>
- RACHWAŁ M., MAGIERA T., WAWER M. 2015. Coke industry and steel metallurgy as the source of soil contamination by technogenic magnetic particles, heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons. *Chemosphere*, 138: 863–873. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2014.11.077
- RIEK W., SCHULZ U., WOLFF B. 1999. *Waldböden. Funktionen, Zustand, Schutz*. Bonn, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten: 20 s.
- ROTTER P., ŠRÁMEK V., VÁCHA R., BORŮVKA L., FADRHOŇSOVÁ V., SÁŇKA M., DRÁBEK O., VORTELOVÁ L. 2013. Rizikové prvky v lesních půdách: review. [Risk elements in forest soils: review]. *Zprávy lesnického výzkumu*, 58: 17–27.
- SUCHARA I., SUCHAROVÁ J. 2002. Distribution of sulphur and heavy metals in forest floor humus of the Czech Republic. *Water, Air, and Soil Pollution*, 136 (1–4): 289–316. DOI: 10.1023/A:1015235924991
- ŠKÁCHOVÁ H., VLASÁKOVÁ L. (eds.) 2020. *Znečištění ovzduší na území České republiky v roce 2019*. Praha, ČHMÚ: 202 s.
- TEDESCHI V., REY A., MANCA G., VALENTINI R., JARVIS P.G., BORGHETTI M. 2006. Soil respiration in a Mediterranean oak forest at different developmental stages after coppicing. *Global Change Biology*, 12 (1): 110–121. DOI: 10.1111/j.1365-2486.2005.01081.x
- VIEWEGH J., KUSBACH A., MIKESKA M. 2003. Czech forest ecosystem classification. *Journal of Forest Science*, 49 (2): 85–93.
- WILPERT K. v. 2001. *Waldböden – Grundlage für die Multifunktionalität von Wäldern*. Freiburger Forstliche Forschung, Heft 33: 13 s.
- YELPATYEVSKY P.V., ARGHANOVA V.S., LUTSENKO T.N. 1995. Heavy metals in polluted ecosystem of an oak forest. *Science of the Total Environment*, 162: 13–18.

INFLUENCE OF NORWAY SPRUCE AND EUROPEAN BEECH ON CD, CU, PB AND ZN CONTENT IN THE SURFACE HORIZONS OF FOREST SOILS IN THE AREA OF THE JESEŇÍKY MOUNTAINS

SUMMARY

Heavy metals belong to the potential risk elements and their sources in forest ecosystem could be weathering of the parent rock and/or human activity like industry, transportation or energy production. They can enter forest stands in the form of dust pollution, dissolved in precipitation, or gaseous form. Contamination of forest soil by heavy metals can affect the functioning of almost each component of the ecosystem. It affects microbial activity in the soil, it is toxic to plants, and poses a risk to water resources. It can also elicit a risk to human health (BORŮVKA et al. 2015b; GALL et al. 2015). Attention is currently paid to the heavy metal monitoring in forest soils also due to the ongoing bark beetle outbreak and the anticipated subsequent changes in tree-species composition in managed forests (KEENAN 2016). This paper aims to evaluate the content of heavy metals (Cd, Cu, Pb and Zn) and other soil characteristics in the topsoil in the Jeseníky Mts. concerning the two dominant tree species, Norway spruce (NS) and European beech (EB).

The study area is located in the north-east part of the Czech Republic, near the Czech-Polish border (Fig. 1). Soil samples were taken in six NS, and six EB stands (Tab. 1) from the organic layer (FH) and mineral soil (0–2 cm). The samples were analysed for pH and the contents of heavy metals (Cd, Cu, Pb, Zn) as well as C and N.

In the FH layer of spruce stands, there were potentially higher contents of Cd and a lower contents of Zn, as compared to the same soil layer of beech stands. In the mineral soil at a depth of 0–2 cm, there were higher contents of Pb and Zn, as compared to the same layer of soil in spruce stands. In addition, the heavy metal contents decreased with soil depth in NS stands, whilst increased with soil depth in EB stands (Tab. 2; Fig. 2). In the FH layer, statistically significant differences between NS and EB stands were found both for Zn ($p < 0.001$) and Cd ($p < 0.1$). In EB stands, there were higher content of Zn (Fig. 2 D) and lower content of Cd (Fig. 2 A). FH layer was characterised by significantly higher pH ($p < 0.01$) and lower content of carbon compared to NS stands (Fig. 3). In the mineral soil (0–2 cm), statistically significant differences between NS and EB stands were found both for Pb ($p < 0.05$) and Zn ($p < 0.01$), see Fig. 2. Nitrogen content was higher, whilst both soil acidity and C:N ratio were lower in EB stands compared to NS stands (Fig. 3).

Our results agree well with findings of other authors, who also found that heavy metals in forest soil are bound mainly in organic compounds (YELPATYEVSKY et al. 1995; NIEMTUR et al. 2002; HERNANDEZ-SORIANO, JIMENEZ-LOPEZ 2012; ROTTER et al. 2013; Kváčová et al. 2015).

The situation is quite specific in the case of Zn. Its content is significantly lower in the NS stands (Fig. 2 D) in both assessed layers. As the soil is acidic both in spruce and beech stands, a similar effect on the heavy metal's mobility can be expected. With increasing soil acidity, Zn is highly soluble and more mobile. Therefore, it can migrate more rapidly to deeper parts of the soil profile. The high mobility of Zn in an acidic environment compared to other elements was also reported by BERGKVIST (1986) and MCLAREN et al. (2004). Therefore, the significantly lower pH (Fig. 3 A, B) within NS stands can be considered as the potential factor for explaining the lower contents of Zn.

The obtained results confirm the fundamental importance of forest tree-species composition on the accumulation and persistence of heavy metals in soils. Soil pH and organic matter are also crucial for the mobility/behaviour of potentially toxic elements (PTE), including heavy metals. It means that changes in the soil environment (e.g., due to acidification, or after a large-scale decline of the forests) can lead to changes in the mobility of these elements. As the next step, we should aim to further research focused on the processes associated with the remobilisation of the PTEs that are now bound in forest soils.

Zasláno/Received: 18. 12. 2020

Přijato do tisku/Accepted: 02. 02. 2021