

VZTAH MEZI OBSAHEM NÍZKOMOLEKULÁRNÍCH ORGANICKÝCH KYSELIN V PŮDÁCH A BOHATOSTÍ BYLINNÉHO PATRA KARPATSKÝCH BUČIN

Relationship between contents of LMMOA in soils and richness of herb vegetation in Carpathian beech forests

Petra Křížová¹ ✉, Václav Tejnecký¹, Karel Němeček¹, Zuzana Michalová², Ondřej Drábek¹, Luboš Borůvka¹

¹ Katedra pedologie a ochrany půd, Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol

² Katedra ekologie lesa, Fakulta lesnická a dřevařská, Česká zemědělská univerzita v Praze, Kamýcká 129, 165 00 Praha-Suchdol

Key words: cambisols, low molecular mass organic acids, vegetation cover, forest soils, beech forests

Abstract

Low molecular mass organic acids (LMMOA) are a part of the carbon cycle, and represent an important component of the active organic carbon in soil. The aim of this study was to determine the content, speciation and behavior of LMMOA in soils under Carpathian beech forest with different herb vegetation (herb poor, herb rich), and to assess the relationship between herb vegetation cover and LMMOA. We hypothesize, that LMMOA can influence herb vegetation richness through their (LMMOA) ability to release nutrients in forests soils. Speciation of LMMOA, nutrition content (PO_4^{3-} , Ca^{2+} , K^+) and element composition in aqueous extracts were determined by means of ion chromatography and inductively coupled plasma – optical emission spectrometry (ICP-OES) respectively. Sorption characteristics were determined in BaCl_2 extracts by ICP-OES. Active, exchangeable pH and DOC (dissolved organic carbon) were also determined. Elemental composition of parent rocks was assessed by means of X-ray fluorescence spectroscopy. It was found that, on herb poor localities with higher LMMOA contents, the elements complexation and their further transport into the deeper parts of soil profile happens. There is also an increased dissolution of aluminosilicates. And conversely, lower contents of LMMOA were determined on herb rich locality, leading to nutrients mobilization but not to their leaching. The soil sorption complex is not enriched by Al^{3+} as there is not increased weathering of aluminosilicates. The result of this study is a diagram showing the influence of LMMOA on vegetation cover richness.

Úvod

LMMOA (nízkomolekulární organické kyseliny) jsou součástí koloběhu uhlíku a důležitými představiteli labilního organického uhlíku v půdě (van Hees et al. 2002). Labilní uhlík je frakce půdního organického uhlíku s kratší periodou rozkladu (od několika hodin až po několik let) a jeho oxidace řídí toky CO_2 mezi půdou a atmosférou. Je také zdrojem živin a energie pro půdní mikroorganismy (Parton et al. 1987; Zou et al. 2005). V půdě je tento labilní uhlík tvořen kořenovými exudáty, rozkladem organické hmoty, mikrobiálními produkty apod. Z chemického hlediska se jedná např. o cukry, amino kyseliny a zejména LMMOA (Vranová et al. 2013).

LMMOA můžeme definovat jako organické kyseliny složené z 1–6 uhlíků a 1–3 karboxylových skupin (Fox 1995). Tyto kyseliny mohou zvyšovat biologickou dostupnost minerálních živin (např. PO_4^{3-} a Fe), mohou být také aktivní v procesu detoxikace Al^{3+} a dalších potenciálně rizikových prvků v půdě (Ash et al. 2013; Haichar et al. 2014; Shen et al. 1996). Bez znalosti speciace a množství LMMOA nelze popsat chelační potenciál DOC, který napomáhá při detoxikaci prvků, uvolňování živin, ale může také přispívat ke zvětrávání. Přičemž uhlík, který je obsažen v LMMOA, tvoří až 10 % DOC (Strobel 2001).

Jednotlivé dřeviny i různé formy bylinného pokryvu významně ovlivňují speciaci a množství LMMOA v půdním roztoku (Jones 1998). Bylo zjištěno, že některé druhy dřevin (např. cedr, borovice, jedle a smrk) mohou způsobovat vyšší obsah LMMOA v půdě a v půdních roztocích ve srovnání s jinými druhy dřevin (Strobel 2001). Domníváme se tedy, že LMMOA mohou ovlivňovat bohatost bylinného patra prostřednictvím jejich schopnosti uvolňovat živiny v lesních půdách. Cílem práce je vytvo-



Obr. 1: Geografická pozice studovaných lokalit.

Fig. 1: Geographical position of investigated localities.

✉ petrakrizova@af.czu.cz

DOI: <https://doi.org/10.5817/GVMS2018-1-2-16>

ření schématu znázorňujícího vliv LMMOA na bohatost bylinného patra.

Materiál a metody

Byly zkoumány lesní půdy karpatských bučin v Moravskoslezských Beskydech v okolí PR Huštýn, která se nachází v nadmořské výšce 650–749 m (obr. 1). Jedná se o flyšové pásmo tvořené vrstvami menilito-krosněnské skupiny. V PR Huštýn se jedná o pískovce, jílovce a prachovce (Menčík 1983).

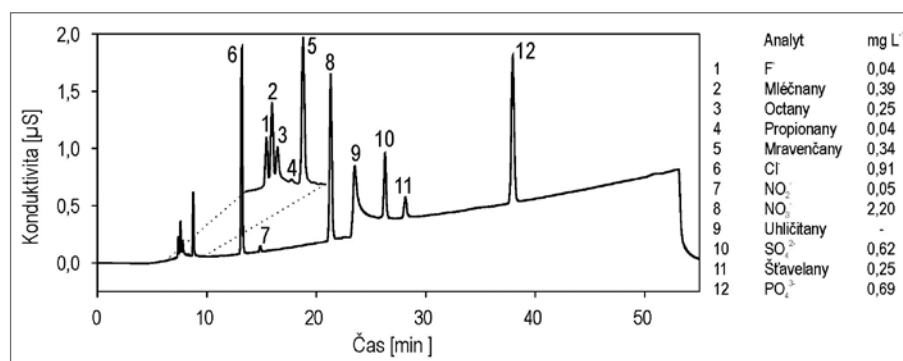
Byly zde vybrány 2 blízké lokality (N 49°31'06.578" E 18°04'15.006") se stejnými klimatickými podmínkami na západním svahu hřebenu, ale s odlišným bylinným a stromovým patrem. Jako půdní typ byla identifikována kambizem modální až kambizem rankerová a dystrická (BS – nasycenost sorpčního komplexu bazickými kationty < 20% v horizontu B) podle Němeček et al. (2011). Půdy se vyznačují podobnou jílovitohlinitou texturou.

Lokalita 1 (obohacená) je charakterizována jako bučina (*Fagus sylvatica*) s příměsí habru obecného (*Carpinus betulus*), javoru kleny (*Acer pseudoplatanus*) a jeřábu (*Sorbus aucuparia*) s typickými druhy (svízel vonný (*Galium odoratum*), krtičník hlíznatý (*Scrophularia nodosa*), čarovník alpský (*Circaea alpina*), měsíčnice vytrvalá (*Lunaria rediviva*), kopřiva dvoudomá (*Urtica dioica*), šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*).

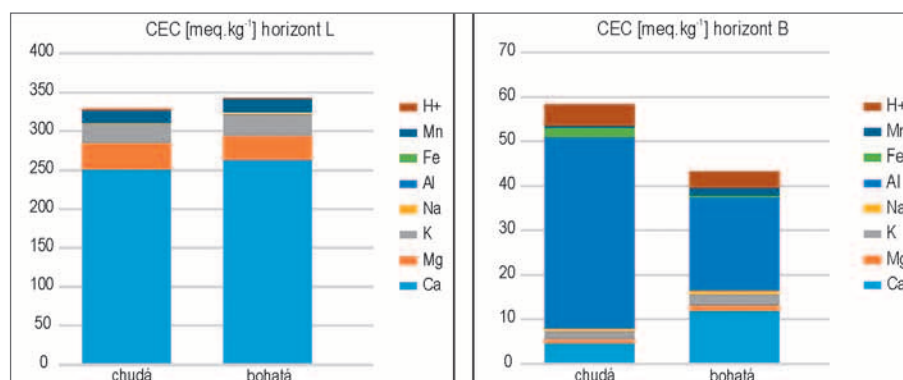
Lokalita 2 (chudá) je označena jako bučina (*Fagus sylvatica*) s příměsí jeřábu (*Sorbus aucuparia*) a javoru kleny (*Acer pseudoplatanus*) s typickými druhy: ostružiník křovitý (*Rubus fruticosus*), vrba penízková (*Lysimachia nummularia*), kaprad' rozložená (*Dryopteris dilatata*), pstroček dvoulistý (*Maianthemum bifolium*).

Na obou lokalitách byly vykopány 4 půdní sondy, celkem tedy 8. Půdní profily byly popsány a vzorkovány podle diagnostických horizontů se zaměřením na organické horizonty L, F, H. Odebrány ale byly také horizonty A a B pro jednotlivé analýzy. Na každé lokalitě byl klasifikován půdní typ a forma nadložního humusu (Green et al. 1993; Němeček et al. 2011). Pro výpočet zásob byly vzorky z organických horizontů odebírány pomocí ocelového rámečku 25 × 25 cm. Hmotnost horizontu (L, F, H) na plochu ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-2}$) byla počítána z mocnosti a objemové hmotnosti horizontů (Cools, De Vos, 2010). Vodný extrakt u čerstvých vzorků byl připraven dle Hubová et al. (2017).

Bylo stanoveno aktivní (H_2O) i výměnné (0,5 M KCl) pH (Tejnecký et al. 2014). Výměnné prvky (H^+ , Mn, Fe, Al, Na, K, Mg, Ca) byly stanoveny v extraktu 0,1 M BaCl_2 a kationtová výměnná kapacita (CEC) byla vypočítána jako suma těchto výměnných prvků (Cools, De Vos 2010). Ve vodném extraktu byly stanoveny přítomné LMMOA (mléčnany, octany, mravenčany, jablečnany, citronany, atd.) pomocí ICS 1600 (Dionex, USA), obr. 2. Separace



Obr. 2: Chromatogram vodného extraktu z horizontu L (chudá lokalita) půd karpatských bučin.
Fig. 2: Chromatogram of water extract for L horizon (herb poor locality) in Carpathian beech forest soils.



Obr. 3: Kationtová výměnná kapacita (CEC) a zastoupení výměnných kationtů v horizontech L a B chudé a obohacené bučiny (průměr ze 4 opakování [$\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$]).

Fig. 3: CEC [$\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$] and exchangeable cations composition in L and B horizons of poor and rich beech localities (average value from 4 repetitions [$\text{meq}\cdot\text{kg}^{-1}$]).

aniontů probíhala na předkoloně a analytické koloně IonPac AS11-HC (Dionex, USA). Jako mobilní fáze byl použit KOH s gradientem 1,0–37,5 mM v čase 1–50 min, průtok mobilní fáze byl 1 ml.min⁻¹. Analyty byly detekovány konduktometricky po snížení vodivosti mobilní fáze pomocí supresoru ASRS 300 – 4 mm a případně po odstranění uhličitánů pomocí jednotky CRD 200 (Dionex, USA). Meze detekce byly vypočteny z 3 : 1 signálu k šumu (Shabir 2003) a pro stanovené organické kyseliny byly meze detekce: 0,25 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro mléčnany, 0,46 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro octany, 0,53 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro propionany, 0,27 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro mravenčany, 0,55 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro butyryny, 0,23 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro vinany, 0,43 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro jablečnany, 0,24 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro šťavelnany a 0,34 $\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$ pro citronany (Hubová et al. 2017).

Rozpuštěný organický uhlík (DOC) byl stanoven spektrofotometricky po oxidaci chromsírovou směsí

(Tejnecký et al. 2014). Základní prvkové složení půdotvorného substrátu bylo změřeno pomocí rentgenové fluorescenční spektroskopie (XRF). Totální obsah organického C, N a S byl stanoven pomocí NCS analyzáru Flash 2000 (Thermo Scientific).

Statistické vyhodnocení získaných výsledků bylo provedeno pomocí programu MS Excel (microsoft.com) a STATGRAPHICS Centurion XVI. Vícefaktorová analýza rozptylu byla využita k analýze vztahu zjištěných charakteristik vegetačního pokryvu a horizontu.

Výsledky a diskuze

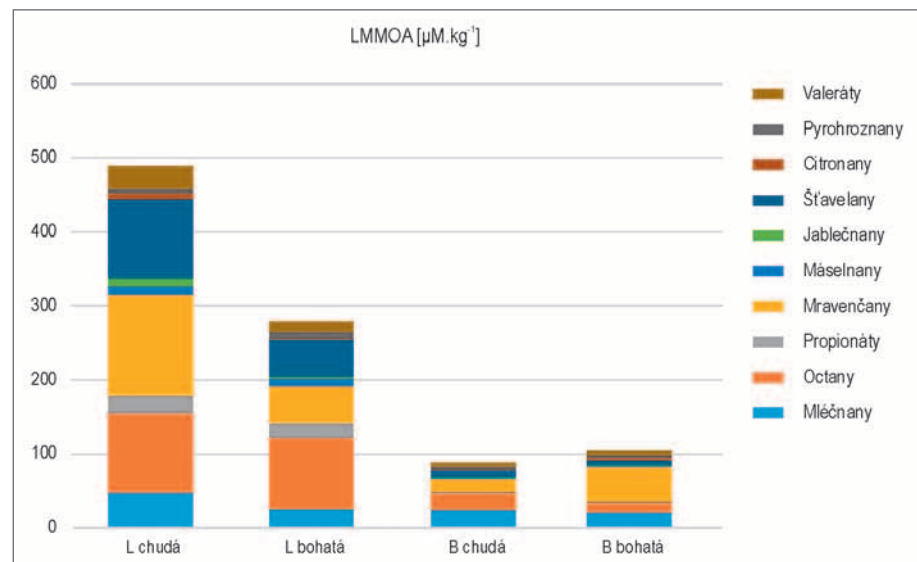
Nejvíce zastoupeným kationtem v sorpčním komplexu v organickém L horizontu na obou lokalitách byl Ca^{2+} . S největší pravděpodobností se zde jedná o Ca pocházející z rozkladu opadu (Berg, McClaugherty 2003). Směrem do hloubky půdního profilu na obohacené i chudé lokalitě množství Ca^{2+} klesá a narůstá podíl Al^{3+} a ostatních kyselých kationtů (H^+ , Mn^{2+} , Fe^{3+}) na sorpčních místech (obr. 3).

Všechny studované vzorky bez ohledu na hloubku odběru byly hodnoceny jako silně kyselé. Aktivní pH půdy karpatských bučin na sledovaných dvou lokalitách bylo v rozmezí 3,37–4,75. Výměnné pH bylo v rozmezí 3,09–4,72 (tab. 1). Vyšších hodnot dosahovalo pH na obohacené lokalitě v organických horizontech, což může být způsobeno hojnějším bylinným pokryvem a příznivějším rozkladem organické hmoty, jak to pozorovali i jiní autoři, např. Binkley, Fisher (2012). To se projevilo i na formě humusu u bohaté lokality – typický moder, oproti chudé lokalitě, kde převažuje morový moder.

Množství rozpuštěného organického uhlíku (DOC) také klesá s hloubkou půdy a hodnoty se pohybují v rozmezí 65–505 mg.kg^{-1} . Více DOC bylo stanoveno na chudší lokalitě, jelikož absence vegetace a nižší pH půdy může vést k pomalejšímu rozkladu a akumulaci organické hmoty (SOM), čímž dochází k převaze humifikace nad mineralizací (Stevenson 1994).

Tab. 1: Základní půdní charakteristiky ve všech horizontech s rozdílným bylinným patrem (průměr ze 4 opakování). CEC – kationtová výměnná kapacita; BS – nasycenost sorpčního komplexu bazickými kationty; DOC – rozpuštěný organický uhlík; C_{org} – organický uhlík.
Tab. 1 : Basic soil properties of all horizons with different herb vegetation cover (average of 4 sampling). CEC – cation exchange capacity; BS – basic saturation; DOC – dissolved organic carbon; C_{org} – organic carbon.

Lokalita	Horizont	Mocnost horizontu [cm]	pH _{H₂O}	pH _{KCl}	CEC [mekv.kg ⁻¹]	BS [%]	DOC [mg.kg ⁻¹]	C _{org} [%]
Lokalita 1 obohacená	L	2,25	4,75	4,72	343	94,4	407	41,5
	F	0,969	3,79	3,72	195	86,5	133	29,5
	H	3,63	3,59	3,34	83,6	53,6	111	12,8
	A	5,00	3,77	3,33	63,2	39,5	95,5	7,03
	B	27,5	3,95	3,58	43,3	37,5	73,6	3,31
Lokalita 2 chudá	L	1,68	4,64	4,45	329	94,1	505	44,0
	F	0,938	3,80	3,45	199	80,5	105	36,6
	H	2,16	3,37	3,13	125	37,0	140	19,9
	A	3,00	3,47	3,09	79,6	16,3	69,4	6,77
	B	31,5	3,68	3,34	58,4	13,6	65,9	3,54

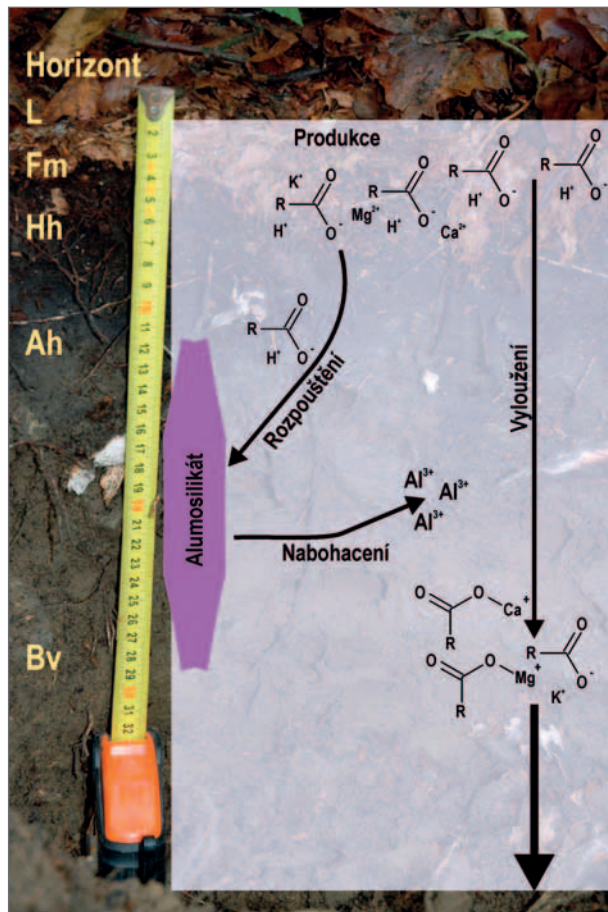


Obr. 4: Množství specií LMMOA [$\mu\text{mol.kg}^{-1}$] v horizontu L a B na lokalitách s rozdílným bylinným patrem (průměr ze 4 opakování).

Fig. 4: Amount of LMMOA species [$\mu\text{mol.kg}^{-1}$] in L and B horizons on localities with different herb vegetation cover (average value from 4 repetitions).

Největší množství LMMOA se nachází na obou lokalitách v organických horizontech (L, F, H) a klesá se vzrůstající hloubkou půdního profilu od organo-minerálních po minerální horizonty. Mezi nejzastoupenější organické kyseliny patří octany, mravenčany, šťavelany a mléčnany (obr. 4). Největší obsahy octanů v lesních půdách potvrzuje i Krzyszowska et al. (1996). Na chudší lokalitě převažují mravenčany, na bohatší acetáty. Přepočtené koncentrace LMMOA na kg půdy se pohybují v rozmezí 0,79 $\mu\text{mol.kg}^{-1}$ (jablečnany) až 387 $\mu\text{mol.kg}^{-1}$ (mravenčany).

Dostupnost živin je ovlivněna množstvím LMMOA. Byla zjištěna statisticky významná korelace mezi vodorozpuštěným P a šťavelany ($r = 0,5605$, $p < 0,01$) a to zvláště v bylinném patře diverzifikovanějších společenstev (obohacená bučina). To může být způsobeno větším množstvím kořenů na obohacené lokalitě, které mimo



Obr. 5: Schéma znázorňující vliv LMMOA na dostupnost živin a Al (chudé stanoviště).

Fig. 5: The diagram showing the influence of LMMOA on nutrients availability and Al (herb poor locality).

jiné mohou exudovat štavelany zvyšující dostupnost organického i anorganického P pro rostliny, tak jak to uvádějí například Beißner a Römer (1996).

Na chudé lokalitě v horizontu L bylo změřeno celkově více LMMOA než u lokality obohacené, nicméně směrem do hloubky půdního profilu se tyto rozdíly vytrácejí. Předpokládáme, že na obohacené lokalitě dochází k rychlejší degradaci organických kyselin pomocí mikrobiální aktivity. Van Hees et al. (2005) udávají mikrobiální biodegradaci jako nejvýznamnější ztrátu LMMOA (až 89 % z celkových ztrát LMMOA).

Domníváme se, že na chudé lokalitě dochází ke komplexaci prvků prostřednictvím LMMOA a následně k jejich vyplavení do hlubších částí půdního profilu (obr. 5). Jak již bylo řečeno, na bohaté lokalitě bylo zjištěno méně LMMOA, což vede k mobilizaci živin, ale jelikož jich není nadbytek, nedochází k jejich vyloužení. LMMOA slouží jako chelační činidlo umožňující transport prvků,

čímž může docházet k ochuzení půdního profilu výše uložených horizontů (Sauer et al. 2007). Na chudé lokalitě (kde bylo nalezeno více LMMOA) předpokládáme, že vlivem LMMOA dochází k vyloužení živin z půdního profilu a také k rozpouštění přítomných alumosilikátů (Dijkstra, Fitzhugh 2003). V této oblasti PR Huštyn se jedná zejména o živce a slídy (Menčík 1983). Z důvodu procesu zvětrávání v kyselém pH se Al uvolňuje jako Al^{3+} . Při nadbytku Al^{3+} dojde k vytěsnění bazických kationtů ze sorpčního komplexu a jejich nahrazení právě tímto převažujícím Al^{3+} . To potvrzuje vyšší zastoupením Al^{3+} v sorpčním komplexu v horizontu A a B (obr. 3), avšak celkové obsahy Al v B horizontech jsou podobné (celkové obsahy Al stanovené pomocí XRF: chudá lokalita 5,53 %, obohacená 5,27 %). Naopak, v porovnání s obohacenou lokalitou alumosilikáty nejsou rozpuštěné v takové míře a nedochází k tak velkému nabohacení sorpčního komplexu o Al^{3+} (obr. 5).

V půdních profilech ochuzených lokalit může docházet při silně kyselém pH půdy až k procesu podzolizace (Borůvka et al. 2009). Podle Dlouhá et al. (2009) představuje výměnný Al^{3+} v hlubších částech půdního profilu potenciální hrozbu, zvláště pak v silně kyselých lesních půdách.

V neposlední řadě může být negativně ovlivněn růst kořenů rostlin, což potvrzuje i zjištěný poměr Ca : Al (0,23 pro A a 0,16 pro B horizont) na chudé lokalitě. Cronan a Grigal (1995) udávají, že při poměru Ca : Al pod 0,2 dochází téměř ke 100% ohrožení růstu a výživy rostlin.

Závěr

Dle získaných výsledků, si dovoluujeme tvrdit, že na chudé lokalitě s větším množstvím LMMOA dochází ke komplexaci prvků a následně k jejich vyplavení do hlubších částí půdního profilu a zároveň k vyššímu rozpouštění alumosilikátů. Naopak, na bohaté lokalitě bylo zjištěno méně LMMOA, což vede k mobilizaci živin, ale jelikož živin není nadbytek, nedochází k jejich vyloužení, alumosilikáty nejsou rozpuštěné v takové míře a nedochází k tak velkému nabohacení sorpčního komplexu o Al^{3+} .

Není zcela jednoznačné, zda LMMOA ovlivňují bohatost vegetace, nebo zda je bohatost vegetace určujícím faktorem pro vznik LMMOA, každopádně jejich vzájemný vztah je nesporný a pro osud vegetace dané lokality určující.

Poděkování

Výzkum byl finančně podpořen ČZU v Praze (interní grant CIGA 20162016 a SGS 21130/1313/3133).

Literatura

- Ash, C., Borůvka, L., Tejnecký, V., Šebek, O., Nikodem, A., Drábek, O. (2013). Temporal dissolution of potentially toxic elements from silver smelting slag by synthetic environmental solutions. – Journal of Environmental Management, 129, 157–163.
- Beißner, L., Römer, W. (1996). Improving the availability of phytate-phosphorus to sugar beet (*Beta vulgaris* L.) by phytase application to soil. – Proceedings of the IXth International Colloquium for the Optimization of Plant Nutrition.

- Berg, B., McClaugherty, C. (2003). Plant litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. – 331 s. Springer. Berlin.
- Binkley, D., Fisher, R. (2012). Ecology and management of forest soils. – John Wiley & Sons.
- Borůvka, L., Nikodem, A., Drábek, O., Vokurková, P., Tejnecký, V., Pavlů, L. (2009). Assessment of soil aluminium pools along three mountainous elevation gradients. – *Journal of Inorganic Biochemistry*, 103, 1449–1458. <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2009.07.022>
- Cools, N., De Vos, B. (2010). Sampling and analysis of soil. – Manual part X: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. – UNECE, ICP Forests. Hamburg.
- Cronan, C. S., Grigal, D.F. (1995). Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. – *Journal of Environmental Quality*, 24, 209–226. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400020002x>
- Dijkstra, F. A., Fitzhugh, R. D. (2003). Aluminum solubility and mobility in relation to organic carbon in surface soils affected by six tree species of the northeastern United States. – *Geoderma*, 114, 33–47. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00340-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00340-3)
- Dlouhá, Š., Borůvka, L., Pavlů, L., Tejnecký, V., Drábek, O. (2009). Comparison of Al speciation and other soil characteristics between meadow, young forest and old forest stands. – *Journal of Inorganic Biochemistry*, 103, 1459–1464. <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2009.07.024>
- Fox, T. R. (1995). The Influence of Low-Molecular-Weight Organic Acids on Properties and Processes in Forest Soils. – In: McFee, W. W., Kelly, J. M.: Carbon Forms and Functions in Forest Soils, Soil Science Society of America, 43–62.
- Green, R., Trowbridge, R., Klinka, K. (1993). Towards a taxonomic classification of humus forms. – *Forest Science*, 39.
- Haichar, F., Santaella, Z. C., Heulin, T., Achouak, W. (2014). Root exudates mediated interactions belowground. – *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 69–80. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.06.017>
- Hubová, P., Tejnecký, V., Češková, M., Borůvka, L., Němeček, K., Drábek, O. (2018). Behaviour of aluminium in forest soils with different lithology and herb vegetation cover. – *Journal of Inorganic Biochemistry* 181, 139–144. <https://doi.org/10.1016/j.jinorgbio.2017.09.017>
- Jones, D. (1998). Organic acids in the rhizosphere – a critical review. – *Plant and Soil*, 205, 25–44.
- Krzyszowska, A. J., Vance, G. F., Blaylock, M. J., David, M. B. (1996). Ion-Chromatographic Analysis of Low Molecular Weight Organic Acids in Spodosol Forest Floor Solutions. – *Soil Science Society of America Journal*, 60, 1565–1571. <https://doi.org/10.2136/sssaj1996.03615995006000050040x>
- Menčík, E. (1983). Geologie Moravskoslezských Beskyd a Podbeskydské pahorkatiny. – 264 s. Ústřední ústav geologický ČSAV. Praha.
- Němeček, J., Mülhanslová, M., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P. (2011). Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. – 94 s. Česká zemědělská univerzita. Praha.
- Parton, W. J., Schimel, D. S., Cole, C. V., Ojima, D. S. (1987). Analysis of Factors Controlling Soil Organic Matter Levels in Great Plains Grasslands. – *Soil Science Society of America Journal*, 51.
- Sauer, D., Sponagel, H., Sommer, M., Giani, L., Jahn, R., Stahr, K. (2007). Podzol: Soil of the year 2007. – A review on its genesis, occurrence, and functions. – *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170, 581–597. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700135>
- Shabir, G. A. (2003). Validation of high-performance liquid chromatography methods for pharmaceutical analysis: Understanding the differences and similarities between validation requirements of the US Food and Drug Administration, the US Pharmacopeia and the International Conference on Harmonization. – *Journal of Chromatography A*, 987, 57–66. [https://doi.org/10.1016/S0021-9673\(02\)01536-4](https://doi.org/10.1016/S0021-9673(02)01536-4)
- Shen, Y., Ström, L., Jönsson, J. Å., Tyler, G. (1996). Low-molecular organic acids in the rhizosphere soil solution of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) cambisols determined by ion chromatography using supported liquid membrane enrichment technique. – *Soil Biology and Biochemistry*, 28, 1163–1169. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00119-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00119-8)
- Stevenson, F. J. (1994). Humus chemistry: genesis, composition, reactions. – 489 s. John Wiley & Sons. Illinois.
- Statgraphics Technologies (2017). Data Analysis Solutions. Dostupné na: <http://www.statgraphics.com>, 20. 2. 2018
- Strobel, B. W. (2001). Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution – a review. – *Geoderma*, 99, 169–198. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(00\)00102-6](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(00)00102-6)
- Tejnecký, V., Drábek, O., Nikodem, A., Němeček, K., Borůvka, L. (2014). Fast determination of water extractable organic carbon from forest soils. – *Zprávy lesnického výzkumu*, 59, 155–159.
- Tejnecký, V., Řeřichová, N., Bradová, M., Němeček, K., Šantrůčková, H., Ash, C., Drábek, O. (2014). Litter Decomposition as a Source of Active Phosphates in Spruce and Beech Mountainous Forests Affected by Acidification. – *Procedia Earth and Planetary Science*, 10, 130–132.
- van Hees, P. A. W., Jones, D. L., Godbold, D. L. (2002). Biodegradation of low molecular weight organic acids in coniferous forest podzolic soils. – *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 1261–1272. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(02\)00068-8](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00068-8)
- van Hees P. A. W., Jones, D. L., Nyberg, L., Holmström, S. J. M., Godbold, D. L., Lundström, U. S. (2005). Modelling low molecular weight organic acid dynamics in forest soils. – *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 517–531.
- Vranová, V., Rejšek, K., Formánek, P. (2013). Aliphatic, cyclic, and aromatic organic acids, vitamins, and carbohydrates in soil: a review. – *The Scientific World Journal*, 2013. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/524239>
- Zou, X. M., Ruan, H. H., Fu, Y., Yang, X. D., Sha, L. Q. (2005). Estimating soil labile organic carbon and potential turnover rates using a sequential fumigation–incubation procedure. – *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 1923–1928.

Editor: Martin Ivanov

Doporučená citace článku: Křížová, P., Tejnecký, V., Němeček, K., Michalová, Z., Drábek, O., Borůvka, L. (2018). Vztah mezi obsahem nízkomolekulárních organických kyselin v půdách a bohatostí bylinného patra karpatských bučin. – *Geologické výzkumy na Moravě a ve Slezsku*, 25, 1–2, 16–20.