

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta agrobiologie, potravinových a přírodních zdrojů

Katedra pedologie a ochrany půd



**Speciace a množství nízkomolekulárních organických
kyselin v lesních půdách: vliv nepůvodní dřeviny a ročního
období**

Diplomová práce

Autor práce: Bc. Barbora Friedrichová

Obor studia: AMVV

Vedoucí práce: RNDr. Václav Tejnecký, Ph. D.

Konzultant: Ing. Petra Hubová

© 2017 ČZU v Praze

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že svou diplomovou práci "Speciace a množství nízkomolekulárních organických kyselin v lesních půdách: vliv nepůvodní dřeviny a ročního období" jsem vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce a s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušil autorská práva třetích osob.

V Praze dne 10. dubna 2017

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala RNDr. Václavu Tejneckému, Ph. D. za cenné rady a pomoc při práci v terénu, v laboratoři a při zpracování této diplomové práce. Dále chci poděkovat také doc. Ing. Ondřejovi Drábkovi, Ph. D. za analýzu vzorků pomocí ICP-OES a Ing. Petře Hubové za cenné rady a připomínky pro zpracování do této práce. Poděkování patří také mé rodině za veškerou podporu.

Speciace a množství nízkomolekulárních organických kyselin v lesních půdách: vliv nepůvodní dřeviny a ročního období

Souhrn

Nízkomolekulární organické kyseliny (zkráceně LMMOA) jsou důležitou součástí lesních ekosystémů. Jsou totiž součástí půdního organického uhlíku a tedy i jeho cyklu, který je pro lesní společenstva významný. Nejsou však součástí pouze cyklu uhlíku, ale i nespočtu jiných živin, jako např. vápníku, fosforu, draslíku či železa, které jsou pro rostliny také důležité. Tyto kyseliny jsou významné pro jejich vlastnost detoxikace rizikových prvků či zvyšování mobility živin. Do půdy se dostávají z kořenových exudátů, mikrobiální aktivitou či při rozkladu organické hmoty.

Tato diplomová práce se zabývá zejména vlivem douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii*) a smrku ztepilého (*Picea abies*) na speciaci a množství nízkomolekulárních organických kyselin v lesních půdách. Sledován byl také vliv ročního období a půdního horizontu.

Odběry půdních vzorků proběhly v lokalitě Kostelec nad Černými lesy. Byly zde v každém období (jaro, léto, podzim), u každé lokality (smrk, douglaska), ze 4 oddělených zákopků odebrány vzorky z přítomných půdních horizontů. U smrku byly odebrány horizonty L, F, H, A, u douglasky tytéž horizonty, avšak kvůli nejasnému přechodu horizontů byly horizonty F a H odebrány dohromady. U vzorků bylo zjišťováno aktuální pH (pomocí vpichové elektrody) a aktivní pH (v deionizované H₂O), vlhkost a také vodou extrahovatelné LMMOA, prvky a anorganické anionty. Nízkomolekulární organické kyseliny a anorganické anionty byly stanoveny pomocí iontové chromatografie a prvky pomocí ICP-OES.

Z aniontů LMMOA byly detekovány adipany, citronany, chininy, izomáselnany, izovalerany, jablečnany, máselnany, mléčnany, mravenčany, octany, propionany, pyrohroznany a šťavelany. Z výsledků vyplývá, že obsah a množství LMMOA je ovlivněno zejména rostlinným druhem a horizontem, u většiny LMMOA nebyl potvrzen vliv období. Nejvíce zastoupeny byly zejména citronany, mléčnany, mravenčany, octany či šťavelany. U množství anorganických aniontů byl potvrzen zejména vliv horizontu a období. Množství prvků bylo ovlivněno nejvíce horizontem a také rostlinným druhem. Na půdní reakci měla největší vliv dřevina a horizont. U vlhkosti byl potvrzen vliv všech faktorů.

Klíčová slova: douglaska tisolistá, smrk ztepilý, LMMOA, nepůvodní druh, půda

Speciation and amount of low molecular mass organic acids in forest soils: influence of introduced tree species and season

Summary

The low molecular-mass organic acids (LMMOA) are an important component of forest ecosystems. They are part of the organic carbon and thus the carbon cycle, which is significant for forest ecosystems. However, they are not only part of the carbon cycle, but also of numerous other nutrients such as calcium, phosphorus, potassium and iron, which are also important for plants. These acids are important for their ability of detoxication of risk elements or increasing the mobility of nutrients. They come into the soil from root exudates, microbial activity or by decomposition of organic matter.

This thesis is mainly focused on the influence of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) and Norway spruce (*Picea abies*) on speciation and amount of LMMOA in the forest soil. The influence of the season and soil horizons were also investigated.

Soil sampling was conducted in the area of Kostelec nad Černými lesy. Sample probes of soil horizons were taken in each season (spring, summer, autumn), at each location (Norway spruce X Douglas fir), from 4 separate soil trenches. Horizons L, F, H, A were collected for spruce, the same horizons were collected for Douglas fir, but horizons F and H were taken together because of their unclear transition. Actual (by puncture electrode) and active pH (in deionized H₂O), soil moisture and also water extractable LMMOA, elements and inorganic anions were determined in the samples. LMMOA and inorganic anions were determined by using ion chromatography, the elements were determined by using ICP-OES.

LMMOA anions include adipate, citrate, quinate, isobutyrate, isovalerate, malate, butyrate, lactate, formate, acetate, propionate, pyruvate and oxalate. The results show that the content and amount of the LMMOA is mainly affected by plant species and the soil horizons, for the most LMMOA, the influence of seasonal variation wasn't confirmed to be significant. Most were represented citrate, lactate, formate, acetate or oxalate. For the amount of inorganic anions, the influence of soil horizons and season were confirmed to be significant. The number of elements has been most affected by the soil horizons and plant species. Plant species and soil horizons had the greatest influence on soil reaction. Soil moisture was affected by all the previously mentioned factors.

Keywords: Douglas fir, Norway spruce, LMMOA, non-native species, soil

Obsah

1 ÚVOD	2
2 VĚDECKÉ HYPOTÉZY A CÍLE PRÁCE	3
2.1 Vědecké hypotézy	3
2.2 Cíle práce	3
3 LITERÁRNÍ REŠERŠE	4
3.1 Lesy ČR.....	4
3.1.1 Charakteristika a složení lesů ČR	4
3.2 Nepůvodní druhy dřevin	6
3.2.1 Charakteristika	6
3.2.2 Možné vlivy na ekosystémy	7
3.3 Smrk ztepilý	7
3.3.1 Charakteristika	7
3.3.2 Vliv smrku na půdní prostředí	8
3.4 Douglaska tisolistá	9
3.4.1 Charakteristika	9
3.4.2 Vliv douglasky na půdní prostředí.....	10
3.5 Půdní prostředí	11
3.5.1 Půdní horizonty.....	11
3.5.2 Organická hmota v půdě.....	12
3.5.3 Organické kyseliny	14
3.5.3.1 Nízkomolekulární organické kyseliny.....	16
3.5.3.2 Stanovení organických kyselin.....	18
4 MATERIÁL A METODY	19
4.1 Zájmová lokalita.....	19
4.2 Odběr vzorků.....	20
4.3 Příprava vzorků k analýze.....	22
4.4 Stanovení anorganických aniontů a LMMOA	23
4.5 Výpočet základních anorganických aniontů, prvků a LMMOA.....	23
4.6 Vyhodnocení výsledků.....	24
5 VÝSLEDKY	25
5.1 pH.....	25
5.2 Vlhkost	27
5.3 Vodou extrahovatelné prvky	28
5.4 Anorganické anionty	33
5.5 Nízkomolekulární organické kyseliny	37

6 DISKUZE	45
6.1 pH.....	45
6.2 Vlhkost	45
6.3 Vodou extrahovatelné prvky	46
6.4 Anorganické anionty	47
6.5 Vliv horizontu na LMMOA	48
6.6 Vliv rostlinného druhu na LMMOA	49
6.7 Vliv období na LMMOA	49
6.8 Vliv LMMOA na vodou extrahovatelné prvky.....	49
6.9 Možnosti dalšího výzkumu	50
7 ZÁVĚR	51
8 SEZNAM LITERATURY	52

Seznam grafů

Graf č. 1 Znázorňující průměrné hodnoty aktivního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy	25
Graf č. 2 Znázorňující průměrné hodnoty aktuálního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy	26
Graf č. 3 Znázorňující průměrnou vlhkost vzorků v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu	28
Graf č. 4 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu	30
Graf č. 5 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu	30
Graf č. 6 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu	31
Graf č. 7 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu	31
Graf č. 8 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu	32
Graf č. 9 Znázorňující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{2-}) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu	34
Graf č. 10 Znázorňující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{2-}) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu	34
Graf č. 11 Znázorňující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{2-}) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu.....	35
Graf č. 12 Znázorňující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{2-}) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu.....	35
Graf č. 13 Znázorňující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{2-}) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu	36

Graf č. 14 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu	39
Graf č. 15 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (máselnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu	39
Graf č. 16 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu	40
Graf č. 17 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (máselnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu	40
Graf č. 18 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu	41
Graf č. 19 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (máselnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu	41
Graf č. 20 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu	42
Graf č. 21 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (máselnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu	42
Graf č. 22 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu	43
Graf č. 23 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (máselnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu	43
Graf č. 24 Znázorňující průměrné měsíční teploty v roce 2016 na stanici Praha-Karlov porovnané s historickými průměry	46

Seznam obrázků

Obr. č. 1 Mapa výskytu <i>Picea abies</i> podle záznamů v ND OP.....	8
Obr. č. 2 Mapa výskytu <i>Pseudotsuga menziesii</i> podle záznamů v ND OP	10
Obr. č. 3 Transformace organické hmoty v půdě	13
Obr. č. 4 Struktura organických kyselin	15
Obr. č. 5 Pohyb nízkomolekulárních organických kyselin v půdě zdroj.....	17
Obr. č. 6 Mapa znázorňující odběrovou lokalitu Kostelec nad Černými lesy se zaměřením na porostní plochy	19
Obr. č. 7 Znázorňující odběrovou lokalitu s výskytem smrku ztepilého.....	21
Obr. č. 8 Znázorňující odběrovou lokalitu s výskytem douglasky tisolisté.....	21
Obr. č. 9 Půdní sonda v lokalitě s výskytem smrku ztepilého	22
Obr. č. 10 Půdní sonda v lokalitě s výskytem douglasky tisolisté.....	22

Seznam tabulek

Tabulka č. 1 Přehled lesních vegetačních stupňů a jejich zastoupení v lesích ČR.....	4
Tabulka č. 2 Druhové složení lesů v ha a % z celkové plochy porostní půdy.....	5
Tabulka č. 3 Množství různých půdních kyselin a příklady koncentrací	16
Tabulka č. 4 Průměrná mocnost horizontů u douglasky tisolisté a smrku ztepilého.....	21
Tabulka č. 5 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatné odchylky u aktivního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy	26
Tabulka č. 6 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatné odchylky aktuálního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy	27
Tabulka č. 7 Minimální, maximální, průměrná vlhkost a směrodatné odchylky za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy	28
Tabulka č. 8 Minimální, maximální a průměrné koncentrace vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu	32
Tabulka č. 9 Minimální, maximální a průměrné koncentrace základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{2-}) v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu	36
Tabulka č. 10 Znázorňující hodnoty minimální, maximální, průměrné (za jednotlivá období, horizonty, rostlinné druhy i ze všech měřených koncentrací) koncentrace, mediány a směrodatné odchylky	37

Tabulka č. 11 Územní srážky pro Prahu a Středočeský kraj za rok 2016 v jednotlivých měsících a za celkový rok	46
Tabulka č. 12 Statistická významnost koncentrací LMMOA v závislosti na horizontu, dřevině a období odběru vyplývající z vícefaktorové analýzy ANOVA.....	48

1 ÚVOD

Lesy v České republice představují významnou část našeho hospodářství, jelikož pokrývají přes třetinu plochy ČR. Aby lesy prosperovaly, je důležité jak jejich složení, tak i kvalitní půda, na kterou má jejich složení bezpochyby vliv. V půdě je velmi významný zejména obsah půdní organické hmoty, vzniklý např. opadem, kořeny či samotnými organismy. Půdní organická hmota je zásobárna důležitých prvků v půdě, např. uhlíku, který je pro lesní ekosystémy důležitý, jelikož se jedná o základní stavební kámen všech organických látek. Důležité jsou také nízkomolekulární organické kyseliny (zkráceně LMMOA), jelikož se jedná o ukazatel půdních dějů a koloběhu uhlíku v půdě.

Lesní hospodářství v ČR, ale také v celé střední Evropě, bylo v minulém století spojeno se změnou druhového složení lesních porostů. Nejvíce rozšířenou dřevinou je smrk ztepilý (*Picea abies*), u kterého však byla v mnoha výzkumech potvrzena acidifikace půd, kterou způsobuje. V poslední době bývá právě smrk velmi srovnáván s nepůvodní douglaskou tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*), jakožto vhodnou náhradní dřevinou, která se zdá být perspektivnější nejen pro svou rychlost růstu, ale také kvůli lepšímu vlivu této dřeviny na půdní prostředí.

Dřeviny působí na půdní vlastnosti různě. Mohou působit jak pozitivně tak negativně, za nejhorší dopad lze jistě považovat degradaci půdy v závislosti na půdní acidifikaci či odčerpání živin. Naopak např. svým opadem, který se podílí na tvorbě zejména vrchních částí půd, mohou dřeviny půdu obohacovat o kvalitní organickou hmotu. Dále také mohou mít vliv na vlhkost půdy či kořenovými exudáty mohou ovlivnit obsah a koncentraci různých látek. Mezi tyto látky patří také nízkomolekulární organické kyseliny, které jsou pro půdní prostředí velmi důležité. Podílejí se např. na detoxikaci půd, koloběhu živin či zlepšují mobilitu prvků.

Tato diplomová práce se zabývá především vlivem douglasky tisolisté a smrku ztepilého, dále také vlivem období a půdního horizontu na množství a speciaci LMMOA. Odběrové lokality se nacházejí v Kostelci nad Černými lesy.

2 VĚDECKÉ HYPOTÉZY A CÍLE PRÁCE

2.1 Vědecké hypotézy

Množství LMMOA v půdě je ovlivněno:

- a) vegetačním pokryvem,
- b) půdním horizontem,
- c) ročním obdobím.

Douglaska tisolistá má příznivější vliv opadu na půdní prostředí než smrk ztepilý, přestože při rozkladu opadu douglasky tisolisté vzniká více LMMOA v porovnání se smrkem ztepilým, vyšší množství LMMOA lze očekávat v organických horizontech v porovnání s minerálními. Lze také očekávat zvýšené množství LMMOA v letních měsících, kdy je zvýšena půdní biologická aktivita.

2.2 Cíle práce

Cílem této práce je zhodnotit vliv nepůvodních druhů dřevin na speciaci a množství nízkomolekulárních organických kyselin v půdě.

3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

3.1 Lesy ČR

3.1.1 Charakteristika a složení lesů ČR

Existuje spousta definic zabývajících se pojmem les, avšak všechny se shodují na tomtéž. Lesem rozumíme ekosystém, pro který je rozhodující stromové patro a skladba dřevin. V České republice lesy pokrývají zhruba třetinu plochu, konkrétně 2 666 tis. ha, a jsou přirozeným ekologickým potenciálem české krajiny. I přes neustálé ovlivňování člověkem se jedná o nejzachovalejší složku přírody. Lesnatost našeho území je značná a trvale roste (Němec a Hrib, 2009). Výměra lesů v České republice se pohybuje kolem 7,8 mil. ha (Krejzar, 2015).

Lesy jsou vertikálně členěny na lesní vegetační stupně (lvs) a to na základě vztahu mezi klimatem a biocenózou. Pro určení lesního vegetačního stupně je rozhodující dřevinná složka. V současné době je v typologickém systému zastoupeno deset lesních vegetačních stupňů. Rozeznáváme lvs dubový, bukodubový, dubobukový, bukový, jedlobukový, smrkobukový, bukosmrkový, smrkový, klečový a bory (Němec a Hrib, 2009). Přehled lesních vegetačních stupňů a jejich zastoupení v lesích ČR je znázorněn v tabulce č. 1. Dle tabulky č. 2 je patrné, že z jehličnatých dřevin na našem území dominuje smrk ztepilý (*Picea abies*), z listnatých dřevin je nejvíce zastoupen buk (*Fagus*).

Tabulka č. 1 Přehled lesních vegetačních stupňů a jejich zastoupení v lesích ČR
zdroj: Němec a Hrib, 2009

Lesní vegetační stupeň			Nadmořská výška	Prům. roč. teplota	Roční srážky	Vegetační doba
číslo	označení	%	m	°C	mm	dnů
0	bory	3,73		azonální		
1	dubový	8,31	< 350	> 8	< 600	> 165
2	bukodubový	14,89	350-400	7,5-8	600-650	160-165
3	dubobukový	18,41	400-550	6,5-7,5	650-700	150-160
4	bukový	5,69	550-600	6-6,5	700-800	140-150
5	jedlobukový	30,04	600-700	5,5-6	800-900	130-140
6	smrkobukový	11,95	700-900	4,5-5,5	900-1050	115-130
7	bukosmrkový	5	900-1050	4-4,5	1050-1200	100-115

8	smrkový	1,69	1050-1350	2,5-4	1200-1500	60-100
9	klečový	0,29	>1350	< 2.5	>1500	< 60

Tabulka č. 2 Druhové složení lesů v ha a % z celkové plochy porostní půdy
zdroj: Krejzar, 2015

Dřevina	Rok				
	2000	2010	2012	2013	2014
	Plocha porostní půdy v ha / %				
Smrk ztepilý	1 397 012	1 347 239	1 334 417	1 327 398	1 319 733
	54,1	51,9	51,4	51,1	50,7
Jedle	23 138	25 869	26 859	27 509	28 251
	0,9	1	1	1,1	1,1
Borovice	453 159	436 308	432 915	431 721	429 636
	17,6	16,8	16,7	16,6	16,5
Modřín	97 170	100 761	100 956	100 917	100 749
	3,8	3,9	3,9	3,9	3,9
Ostatní jehličnaté	4 586	6 352	6 941	7 048	7 755
	0,2	0,2	0,3	0,3	0,3
Jehličnaté	1 975 065	1 916 529	1 902 088	1 894 593	1 886 124
	76,5	73,9	73,2	72,9	72,5
Dub	163 761	178 466	182 327	184 180	184 441
	6,3	6,9	7	7,1	7,1
Buk	154 791	189 998	198 652	202 638	207 595
	6	7,3	7,7	7,8	8
Bříza	74 560	72 264	71 026	71 628	71 779
	2,9	2,8	2,7	2,8	2,8
Ostatní listnaté	183 696	209 559	213 145	215 602	219 363
	7,1	8,1	8,2	8,3	8,4
Listnaté	576 808	650 287	665 151	674 048	683 178
	22,3	25,1	25,6	25,9	26,3
Celkem bez holiny	2 551 873	2 566 816	2 567 239	2 568 461	2 569 302
	98,8	98,9	98,9	98,9	98,7

V rámci horizontálního členění ekologické sítě typologického systému ÚHÚL (Ústav pro hospodářskou úpravu lesů) se diferencují růstové podmínky zejména podle trvalých půdních vlastností. Základem jsou edafické kategorie, které jsou sestaveny do tzv. ekologických řad. Rozeznáváme řadu živnou, kyselou, extrémní, obohacenou humusem, obohacenou vodou, oglejenou, podmáčenou a rašelinnou. Řada živná, kyselá a obohacená humusem jsou takové řady, které jsou vyhraněné fytoocenózou a tvoří jakýsi základ celého systému. Pro řadu extrémní je typické, že fytoocenózy jednotlivých kategorií jsou překryty výraznějším znakem extrémního stanoviště. Řady obohacená vodou, oglejená, podmáčená a

rašelinná jsou ovlivněny vodou a jejími vlastnostmi a i na těchto stanovištích je významná bohatost půdy (Němec a Hrib, 2009).

Dle zákona č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně některých zákonů, dělíme lesy z hlediska funkce na hospodářské, ochranné a zvláštního určení. Lesy ochrannými rozumíme takové lesy, které se nacházejí na mimořádně nepříznivých stanovištích, dále vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace chránící níže položené lesy, lesy na exponovaných hřebenech a také lesy v klečovém lesním vegetačním stupni. Mezi lesy zvláštního určení řadíme lesy, které nejsou ochrannými a nacházejí se v pásmech hygienické ochrany vodních zdrojů I. stupně, v ochranných pásmech zdrojů přírodních léčivých a stolních minerálních vod a na území národních parků a národních přírodních rezervací. Pokud se les nenachází v kategorii lesů ochranných a zvláštního určení, jedná se o les hospodářský. Na našem území jsou nejhojněji zastoupeny lesy hospodářské (1,9 mil. ha), následovány lesy zvláštního určení (necelých 600 000 ha), přičemž nejmenší plochu zaujímají lesy ochranné (66 000 ha) (Krejzar, 2015).

3.2 Nepůvodní druhy dřevin

3.2.1 Charakteristika

Krajina České republiky se po dlouhou dobu vyvíjela pod vlivem lidské činnosti a změn klimatu což znamená, že její rovnováha byla někdy narušována buď nepříznivými zásahy člověka či přirozenými výkyvy počasí. Vliv člověka na krajinu se projevil také introdukcí nejrůznějších biologických druhů, tedy i dřevin. Nepůvodní druhy lze do krajiny přenést úmyslně či neúmyslně. Neúmyslná introdukce může nastat např. nevědomým zavlečením druhu, naopak úmyslnou introdukcí rozumíme záměrné přenášení a následná výsadba druhů z různých důvodů, může se jednat o zvyšování funkce dřevoprodukční, okrasné či meliorační (Němec a Hrib, 2009).

Pro srovnání původnosti jednotlivých dřevin bylo nutno definovat původní přirozenou skladbu. Předpokládá se, že v přirozené skladbě dřevin tvořily 65 % plošného zastoupení listnaté dřeviny a 35 % jehličnany, tento podíl dřevin se objevil v období epiatlantiku, tedy 4 000 - 1 250 let před naším letopočtem (Němec a Hrib, 2009). Toto období bylo vybráno z důvodu neměnnosti druhové skladby po skončení epiatlantiku a to ani vlivem změn klimatu, v této době tedy vznikla podoba dnešních lesů (Pichler et al., 2010). Zastoupení jednotlivých dřevin v procentech z tohoto období se nazývá přirozená druhová skladba lesů, a obsahuje druhy jako buk, dub, jedle, smrk či borovice (Němec a Hrib, 2009).

V rámci zákona č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, je nepůvodní druh organismu definován následovně: „Geograficky nepůvodní druh rostliny nebo živočicha je druh, který není součástí přirozených společenstev určitého regionu.“ V rámci tohoto zákona je možné nepůvodní druhy záměrně rozšiřovat jen s povolením orgánu ochrany přírody, pokud se však jedná o takový druh, který je součástí hospodaření podle schváleného lesního hospodářského plánu nebo převzaté lesní hospodářské osnovy vlastníkem lesa, povolení není potřeba. Často se v souvislosti s nepůvodními druhy také objevuje pojem exotická dřevina, tou podle metodického listu AOPK ČR z roku 2005 rozumíme takovou dřevinu, která by se v dané oblasti za současného klimatu nevyskytovala.

3.2.2 Možné vlivy na ekosystémy

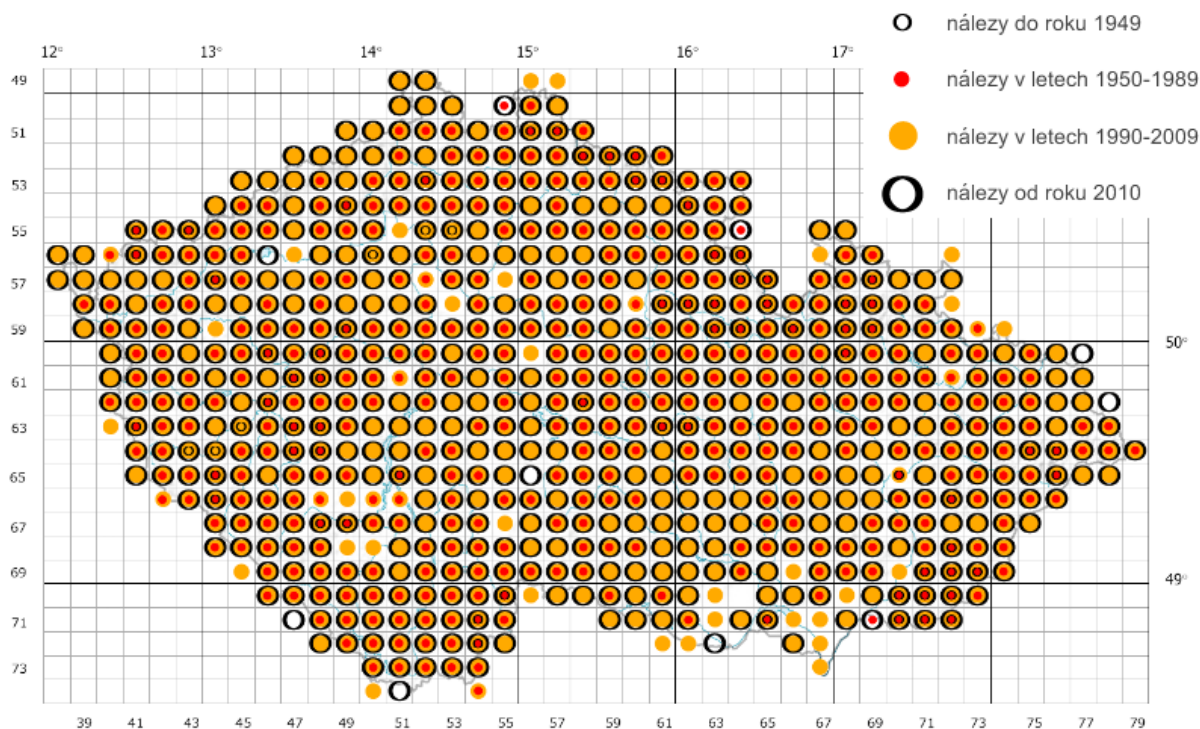
Největší problém u nepůvodního organismu nastane v té chvíli, kdy se stane invazním. Invazním druhem rozumíme takový druh, který se nekontrolovaně šíří a může způsobovat problémy původním druhům, zejména z důvodu konkurence o prostor či živiny a může dojít až k úplnému vyhynutí původních druhů (Dehlin et al., 2008). Invazní druhy také mohou působit vážné socio-ekonomické škody. Dochází ke změnám ekosystémů, které původně produkovali nejrůznější komodity a služby, jako např. čerstvou vodu, jídlo či poskytovaly prostor pro rekreaci, avšak přítomností některých invazních druhů se tyto možnosti neuskutečňují (Binimelis et al., 2007).

Nepůvodní druhy však mohou v ekosystému působit i pozitivně. Může se jednat např. o zvyšování podílu dostupných živin v půdě pomocí rostlin fixujících dusík (Hanslin and Kollmann, 2016), mohou mít také vliv na velikost a složení půdních mikroorganismů, které půdu obohacují (Wang et al., 2012). Introdukované dřeviny mohou v lesích plnit i velmi důležité funkce jako je zvyšování odolnosti lesních porostů vůči biotickým a abiotickým činitelům, často se také používají z hlediska estetické funkce lesa či tradice (Němec a Hrib, 2009).

3.3 Smrk ztepilý

3.3.1 Charakteristika

Smrk ztepilý je jednou z hlavních dřevin v České republice i v Evropě. Na našem území zaujímá kolem 51 % porostní půdy, což je zhruba 1 319 733 ha. Plocha, kterou zaujímá smrk ztepilý, se však snižuje (Krejzar, 2015). Rozšíření smrku ztepilého znázorňuje obr. č. 1.



Obr. č. 1 Mapa výskytu *Picea abies* podle záznamů v ND OP, aktualizováno 11.11.2016 zdroj: http://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=38707

Počty smrkových porostů se mohou snižovat z různých důvodů, jelikož se jedná o dřevinu netolerantní k vláhovým výkyvům, často trpí stresem z nedostatku vláhy a v důsledku toho může být smrk i napaden škůdci (Pokorný a Urban, 2012). Kromě vlhkosti je smrk také velmi náročný na světlo, naopak má nízké nároky na půdní prostředí a teplotu (délku vegetační doby) (Bouriaud et al., 2005) a proto dokáže růst i v nejvyšších polohách našich hor, z tohoto důvodu je smrkový lvs skoro nejvýše. Ve vyšších polohách je však ohrožován abiotickými činiteli, zejména větrem, sněhem či námrazou (Pokorný a Urban, 2012). Zhruba od výšky 1 250 - 1 300 m. n. m. rostou přirozeně téměř čisté smrčiny. Podíl téměř čistých smrčin je však malý, jedná se pouze o 0,8 % lesní plochy, tedy kolem 21 ha (Němec a Hrib, 2009). Smrk má také velmi nízkou schopnost soupeřit se dřevinami, které vytvářejí a snáší stín, zejména s bukem lesním (Bolte and Villanueva, 2006).

3.3.2 Vliv smrku na půdní prostředí

Opad smrku ztepilého je považován za těžce rozložitelný materiál kvůli výskytu pryskyřice, vosků či tříslovin a snižuje pH hodnoty, což může mít vliv na degradaci lesních půd. Pokud se smrk pěstuje pouze v monokulturách, existuje riziko degradace také jednostranným vyčerpáním živin a zrychlením podzolizace, což naznačují chemické rozbory průsakových vod v různých hloubkách půd (Souček a Tesař, 2008).

Smrk ztepilý může mít však i pozitivní vliv na půdu, zejména pokud se pěstuje ve smíšených porostech. To může mít vliv jak na méně negativní působení opadu, ale také může docházet k rozdílnému pronikání světla, tepla či srážek, což je příznivé pro půdní mikroklima a vodní režim půdy. Smrk ve smíšených porostech má také pozitivní vliv na vyšší biodiverzitu (Souček a Tesař, 2008). Smíšený porost se smrkem také vykazuje vysoký obsah živin, jako je fosfor či vyšší poměr C/N (Dušek a kol., 2011).

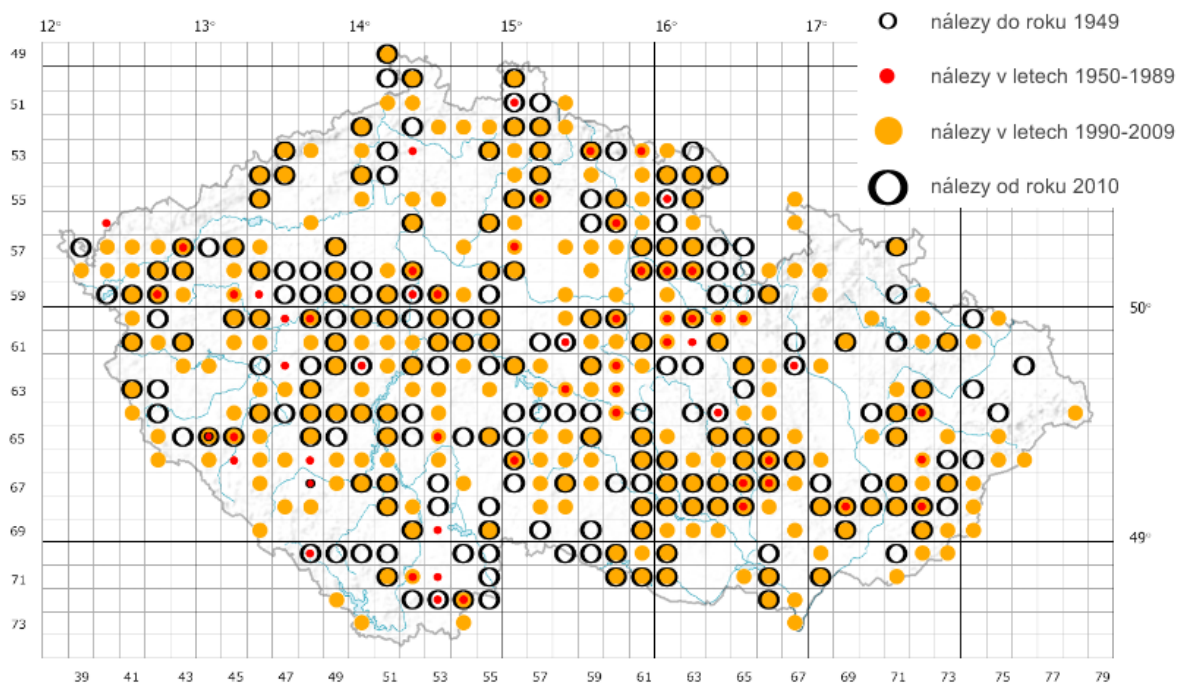
U smrku byla prokázána postupující acidifikace půd a akumulace velkého množství živin v biomase i opadu, přičemž lze předpokládat i vyplavování bází půdního profilu (Podrázský a kol., 2001). Z celkového hlediska tedy smrk přispívá k degradaci lesních půd, jeho podíl je také významný z hlediska emisí, které acidifikace půd způsobují, jelikož smrkové porosty zrychlují a zvyšují celkovou atmosférickou depozici, např. síry a dusíku (Hruška a kol., 2001).

3.4 Douglaska tisolistá

3.4.1 Charakteristika

Douglaska tisolistá je nepůvodní jehličnatá dřevina rozšířená i v České republice. Přirozeně se vyskytuje zejména v Kanadě a USA (Dehlin et al., 2008). Na našem území zaujímá cca 5 600 ha, což je pouhých 0,22 % lesní půdy (Pulkrab et al., 2014), avšak plocha s výskytem douglasky tisolisté stále roste, jak znázorňuje obr. č. 2. Představuje perspektivní dřevinu se značným produkčním potenciálem a to v různých stanovištních podmínkách (Podrázský a Kupka, 2011).

Douglaska může být použita jako náhrada za smrk v nižších polohách, jelikož dokáže efektivněji využít půdní vodu a má vyšší toleranci k vlhkostním výkyvům (Podrázský a Kupka, 2011). Douglaska se také dokáže spontánně a přirozeně obnovovat bez nutnosti přípravy půdy mechanickou či chemickou cestou (Kantor a kol., 2010). Při zavádění této dřeviny do porostní směsi byl potvrzen příznivý vliv na zvýšení produkční funkce lesních porostů. Při srovnání se smrkem ztepilým dochází při výsadbě douglasky k významnému navýšení objemové i hodnotové produkce (Kubeček a kol., 2014).



Obr. č. 2 Mapa výskytu *Pseudotsuga menziesii* podle záznamů v ND OP, aktualizováno 10.11.2016
zdroj: http://portal.nature.cz/publik_syst/nd_nalez-public.php?idTaxon=39011

3.4.2 Vliv douglasky na půdní prostředí

Bylo u ní prokázáno příznivé složení opadu s rychlou transformací a mineralizací. Jelikož se však jedná o dřevinu s vysokými nároky, dochází na stanovištích k poklesu některých živin, například dusíku (Podrázský a Remeš, 2008). Oproti smrku také douglaska vykazuje příznivější vliv na stav lesních půd, zejména nadložních humusových forem, kde byly pedochemické charakteristiky příznivější, konkrétně se jedná o půdní reakci, charakteristiky půdního sorpčního komplexu, dynamiku půdní organické hmoty a dusíku. Naopak oproti listnatým porostům je vliv douglasky tisolisté na půdní prostředí méně příznivý (Kubeček a kol., 2014). Z hlediska půdní reakce byly v porostech douglasky zaznamenány příznivé hodnoty, hodnoty C/N douglaska také ovlivňuje příznivě ve srovnání s jinými dřevinami (smrk či buk) na stejných stanovištích (Menšík et al., 2009).

Pěstování douglasky může také vést k vysušení stanoviště a zvýšení vodního deficitu v daných lokalitách v důsledku schopnosti využití půdní vody a má také výraznou desukční schopnost. Nicméně, vysoký potenciál douglasky v příjmu vody má za následek stabilizaci lesních porostů i v oblastech s klimaticky méně příznivými podmínkami. Bylo také potvrzeno, že douglaska při srovnání s různými jehličnany, např. smrkem, jedlím či borovicí, má nejméně příznivý vliv na fyzikální vlastnosti (např. nízká vlhkost) lesních půd (Podrázský a Kupka, 2011).

Douglaska má také příznivý vliv na druhovou bohatost v lesních oblastech, byla doložena mírně vyšší bohatost druhového složení v lesních oblastech s výskytem douglasky oproti jiným dřevinám. Působí také na zvýšení zastoupení druhů s vyššími nároky na živnost stanoviště, pravděpodobně z důvodu ovlivňování dynamiky některých živin, např. již zmíněného dusíku (Podrázský a kol., 2011b).

Se zvyšujícím se podílem douglasky ve směsi (konkrétně s bukem) bylo prokázáno zhoršování půdních vlastností v podobě snížení obsahu bazických kationtů (Ca, Mg) v A horizontu a ukázalo se tak poutání živin v biomase intenzivně přirůstajícího porostu (Martiník, 2003).

Na zalesněné zemědělské půdě s výskytem douglasky bylo potvrzeno významné snížení objemové hmotnosti půdy, měrné hmotnosti půdy a došlo ke zvýšení pórovitosti a provzdušněnosti a to pravděpodobně v závislosti na aktivitě kořenových systémů, míšení organické a minerální hmoty a na aktivitě půdního edafonu (Podrázský a Kupka, 2011).

Ve vyhlášce č. 83/1996 Sb., o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů, je douglaska uváděna jako meliorační a zpevňující dřevina. U její meliorační funkce je uváděn nižší potenciál acidifikace půdního prostředí než např. u smrku (Podrázský a Remeš, 2008)., ovšem vyšší než u listnáčů, např. u dubů a buků (Augusto et al., 2003).

3.5 Půdní prostředí

3.5.1 Půdní horizonty

Genetický půdní horizont vznikl působením půdotvorných procesů a jedná se o část pedonu, tedy o nejmenší trojrozměrnou jednotku půdního pokryvu, která se vyznačuje specifickými fyzikálními, morfologickými, chemickými a biologickými znaky či vlastnostmi a je paralelní s povrchem půdy. Rozeznáváme také diagnostický půdní horizont, na základě něhož lze stanovit půdní typ, je zde lehce rozeznatelný genetický půdní horizont a je definován souborem analytických a vizuálních znaků (Němeček a kol., 2002).

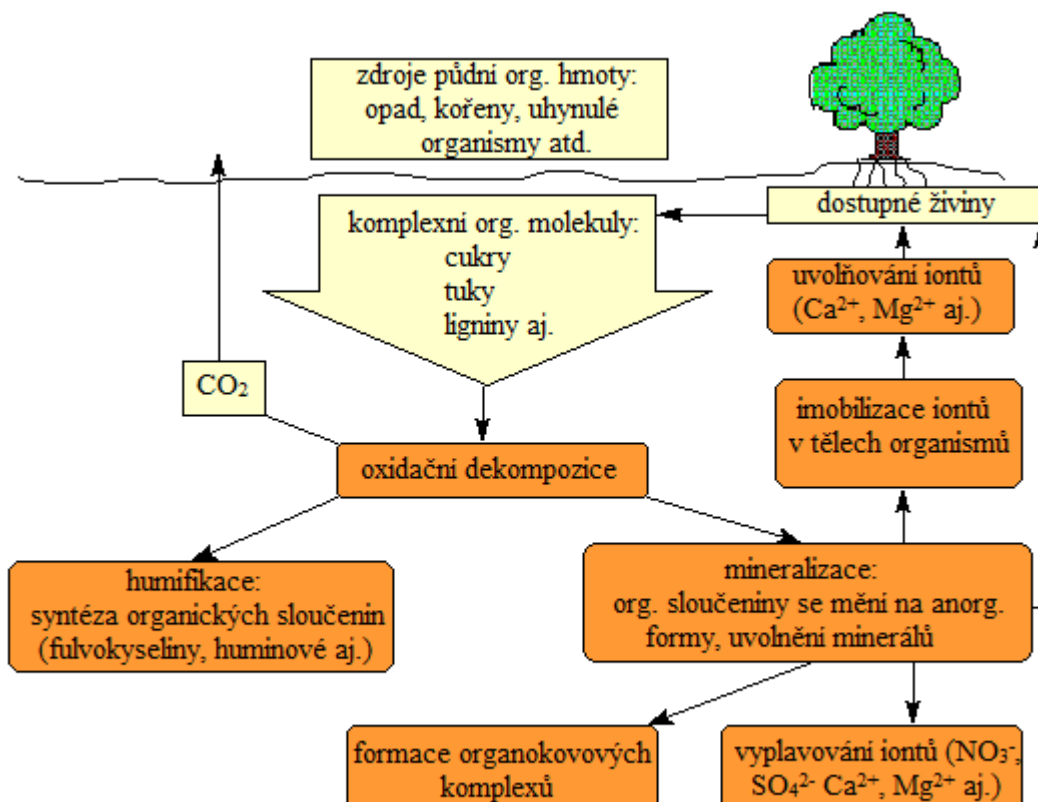
Mezi diagnostické horizonty patří horizonty organické, organominerální povrchové (epipedony), podpovrchové, přechodné, fosilní a pohřbené (Němeček a kol., 2002).

V této diplomové práci se zaměřujeme zejména na horizonty organo-minerální. Organické horizonty jsou charakterizovány stupněm dekompozice organických vláken a dobou, po kterou jsou horizonty nasycené vodou (Green et al., 1993). Rozeznáváme zejména organické horizonty opadanky (L), drti neboli fermentační (F) a měli (H). Pro tento druh horizontů se

používá souhrnné označení O (Němeček a kol., 2008). Minerální horizonty (A) jsou charakterizovány biogenní či antropickou akumulací humifikovaných organických látek a obsahují až 17 % organického uhlíku (Green et al., 1993).

3.5.2 Organická hmota v půdě

Organická hmota v půdě je velmi heterogenní materiál. Za půdní organickou hmotu lze považovat „sumu všech přírodních a termálně změněných látek biologického původu, které se nacházejí v půdě nebo na půdním povrchu, jakéhokoli původu, živých nebo odumřelých organismů v jakékoli fázi rozkladu, s výjimkou nadzemních částí živých rostlin“ (Sumner, 1999). Dle této definice lze do organické hmoty v půdě řadit živé organismy, jakými jsou kořeny rostlin či mikroorganismy, které se účastní tzv. dekompozice, neboli rozkladu půdní organické hmoty, ale také odumřelé mikro či makro organismy spolu s jejich částmi, dále také rozpustné organické látky, humus a především humusové látky jako huminové kyseliny, humin, fulvokyseliny a konečně zuhelnatělé organické látky (Kubát a kol., 2008). Množství půdní organické hmoty se liší v závislosti na typu půdy či její hloubce, také půdní horizonty obsahují různé množství organické hmoty (Cienciala et al., 2006). Půdní organická hmota je důležitá pro posouzení kvality půdy (často se k tomuto účelu využívá zejména poměr C/N), jelikož má vliv na vsakování vody, půdní korozi, uchování živin aj. (Franzluebbers, 2002). Transformaci organické hmoty v půdě znázorňuje obr. č. 3.



Obr. č. 3 Transformace organické hmoty v půdě
zdroj: <https://soils.ifas.ufl.edu/faculty/grunwald/teaching/eSoilScience/organic.shtml>

V půdě je velmi důležitý obsah organického uhlíku, přičemž zásoba uhlíku v půdě je větší než v atmosféře s kombinací celosvětového obsahu uhlíku ve vegetaci. Z tohoto důvodu hraje organický uhlík v půdě, spolu se spalováním fosilních paliv, zásadní roli při tvorbě skleníkových plynů v souvislosti s uvolňováním a přeměnou uhlíku na oxid uhličitý či methan (Lehmann and Kleber, 2015). Nejvíce uhlíku se nachází v rašelinných půdách, v minerálních půdách uhlík většinou exponenciálně klesá spolu s hloubkou půdy (Cienciala et al., 2006). Z organického materiálu také vznikají organické karboxylové kyseliny a to oxidací organického uhlíku (Lehmann and Kleber, 2015). Organické látky se účastní řady procesů, respektive jsou mineralizovány či humifikovány.

Při mineralizaci dochází k přeměně organických látek, např. uvolněných z kořenů rostlin, makromolekul či jiného inertního materiálu, na nejjednodušší minerální sloučeniny, zejména oxid uhličitý, dusičnany, fosforečnany, sírany aj., které jsou dostupné pro rostliny. Současně se při tomto procesu uvolňuje energie a netvoří se zde humus (Addiscott, 2010).

Procesem humifikace rozumíme proces přeměny odumřelých organických látek na humus. Humifikaci podléhají velmi různorodé látky od listů, jehličí až po houby či odumřelé živočichy (Chertov, 2016). Humifikace probíhá pomocí různých druhů mikroorganismů, které

se specializují na různé části organické hmoty, např. rozklad dřevní hmoty (bohaté na ligniny) probíhá hlavně za pomoci hub, naopak rostlinné zbytky bohaté na celulózu rozkládají primárně bakterie. Současně také probíhá promíchávání vrchní organické hmoty, kde převládá minerální složka. Jednotlivé složky v půdě se nerozkládají stejnou rychlostí. Nejpomaleji se rozkládají zejména tuky, proteiny či pryskyřice, naopak mezi nejrychleji se rozkládající složky řadíme cukry, škroby či organické kyseliny (Kutílek, 2012).

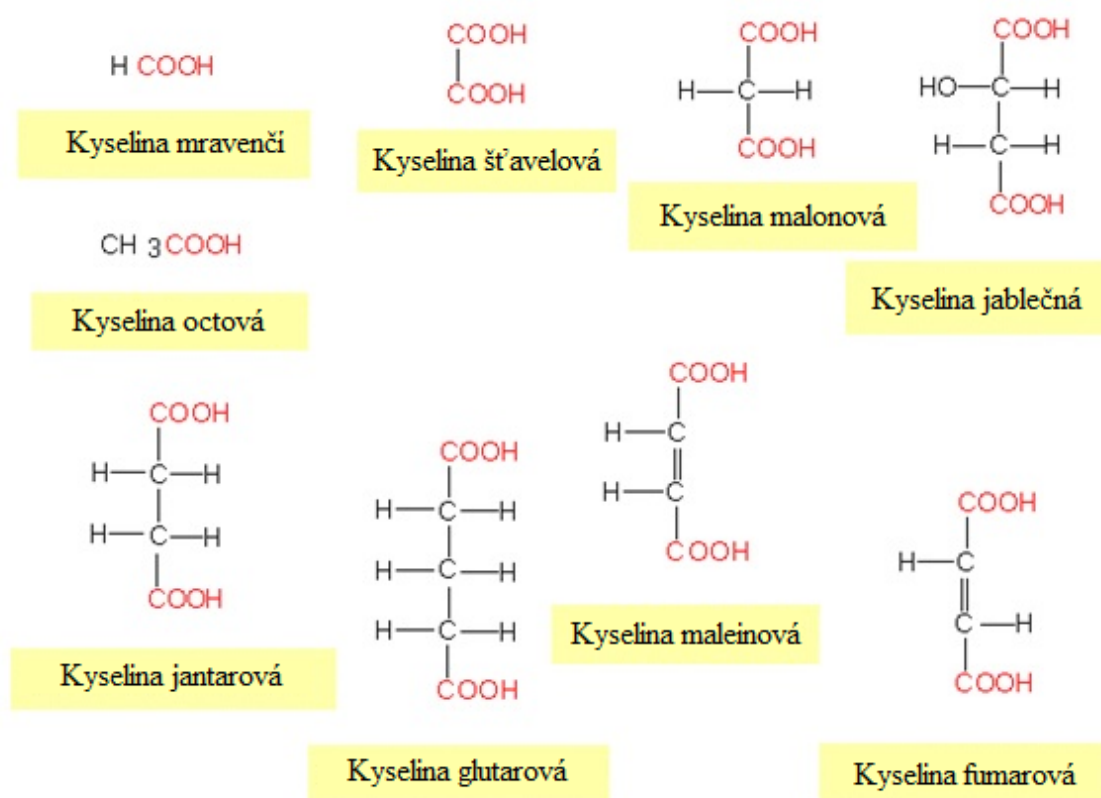
Humifikací půdní organické hmoty vznikají huminové látky, které obsahují široké spektrum chemických polymerních sloučenin a podle jejich skupinových vlastností rozeznáváme huminy, huminové kyseliny a fulvokyseliny. Tyto skupiny látek si jsou strukturně podobné, liší se však molekulární hmotností, kyselostí, obsahem funkčních skupin, kompletačními schopnostmi či rozpustností v některých rozpouštědlech (Pivokonský a kol., 2010). Huminy jsou látky ve vodě prakticky nerozpustné, nejsou rozpustné ani v kyselinách či zásadách. Huminové kyseliny také nejsou rozpustné v kyselinách, avšak v zásadách ano. Fulvokyseliny jsou jedinou skupinou, která je rozpustná jak v zásadách tak i kyselinách (Schnitzer and Khan, 1978). Extrakce huminových látek je proces, který je vždy neúplný, jelikož 50-70 % organického uhlíku je vždy uchováno v nerozpustné huminové frakci (Lehmann and Kleber, 2015).

Bylo prokázáno, že vegetace významně ovlivňuje složení půd, jelikož přítomnost rostlin výrazně zvyšuje množství rozpuštěných živin v půdě, zejména uhlíku a dusíku, ve srovnání s půdou bez přítomnosti vegetace (Khalid et al., 2007). Důležitá je ve vztahu k půdě také celková biologická rozmanitost vegetace, jelikož vyšší biologická rozmanitost může vést k vyššímu obsahu organického uhlíku v půdě a to v dlouhodobém časovém horizontu (Steinbeiss et al., 2008). Jednotlivé rostlinné druhy také ovlivňují množství nízkomolekulárních organických sloučenin, které se z rostlinných kořenů přesouvají do půdy, koncentrace nízkomolekulárních organických sloučenin závisí také na půdním typu (Hertenberger, et al., 2002). Půdu však neovlivňuje pouze rostlinný druh, ale také rostlinný pokryv (typ či hustota), který ovlivňuje půdní chemické a mikrobiální vlastnosti, což má přímý vliv na kvalitu půd (Rutigliano et al., 2004).

3.5.3 Organické kyseliny

Organické kyseliny jsou významnou součástí půd. Hrají důležitou roli z hlediska dostupnosti živin v půdě, ekologie a produktivity prostředí (Adeleke et al., 2017). Organické kyseliny pocházejí z různých zdrojů. Mezi hlavní zdroje řadíme zejména dekompozici půdní organické hmoty (Christ and David, 1996), exudaci rostlin a hub (Griffiths et al., 1994) či

mikroorganismy a kořeny rostlin (Strobel, 2001). V rostlinách jsou LMMA syntetizovány v důsledku neúplné oxidace fotosyntetických produktů. Jsou tvořeny v rámci metabolických cyklů a představují přechodné nebo uložené formy uhlíku. Mohou z nich vznikat sacharidy nebo oxid uhličitý a voda pomocí oxidace. Díky obsahu uhlíku mohou být také použity při biosyntéze aminokyselin. Organické kyseliny jsou také významné při udržování redoxní rovnováhy, výrobě a spotřebě ATP či okyselení mimobuněčných prostor (Igamberdiev and Eprintsev, 2016). Součástí organických kyselin je karboxylová skupina (-COOH), která je patrná v jejich struktuře viz obrázek č. 4.



Obr. č. 4 Struktura organických kyselin, konkrétně LMMA
zdroj: https://s10.lite.msu.edu/res/msu/botonl/b_online/e16/16e.htm

Za organickou kyselinu považujeme z chemického hlediska jakoukoliv organickou karboxylovou kyselinu, včetně mastných kyselin a aminokyselin, která má R-COOH strukturu. K mastným kyselinám vyskytujících se v půdě můžeme řadit např. linolovou, linolenovou, olejovou, palmitovou či stearovou kyselinu, z významnějších aminokyselin v půdě lze jmenovat např. huminové kyseliny či fulvokyseliny (Vranová a kol., 2011). Mastné kyseliny a aminokyseliny jsou součástí rostlinných exudátů (Adriano, 2001). V rámci organických kyselin rozeznáváme mono-karboxylové kyseliny nebo di- či tri-karboxylové kyseliny (Dibner and Buttin, 2002). Půdní roztok obsahuje jak mono-karboxylové kyseliny (mravenčí,

octová, propionová atd.), tak i di- či tri-karboxylové (šřavelová, citřonová, malonová, jablečná atd.) (Collins, 2004).

Organické kyseliny se v půdě zapojují do řady procesů. Uplatňují se v rámci zvěřávání minerálů (Drever and Stilligs, 1997), podzolizace (Lundström, 1994), vyluhování kovů (Lundström, 1993), dostupnosti živin pro rostliny (McLaughlin et al., 1998), desorpce a rozpouštění fosfátů (Hocking et al., 1997), desorpce a solubilizace (schopnost rozpouštět látky v disperzním prostředí nerozpustné) u kovů (McBride, 1989) atd. K významnějším kyselinám podílejících se na nespočtu procesů probíhajících v rizosfěře lze jmenovat např. kyselinu šřavelovou, citřonovou či fumarovou (Jones, 1998).

Nejčastěji se v půdě vyskytují zejména následující kyseliny: citřonová, jablečná, fumarová či jantarová, z mastných kyselin lze jmenovat např. octovou, mravenčí, propionovou, šřavelovou, mléčnou atp. (Jones, 1998). Koncentrace kyselin však závisí především na zdroji, jelikož každý zdroj produkuje různé kyseliny i jejich množství (Adeleke et al., 2017). Množství různých půdních kyselin a příklady koncentrací zobrazuje tabulka č. 3.

Tabulka č. 3 Množství různých půdních kyselin a příklady koncentrací
zdroj: Adeleke et al., 2017

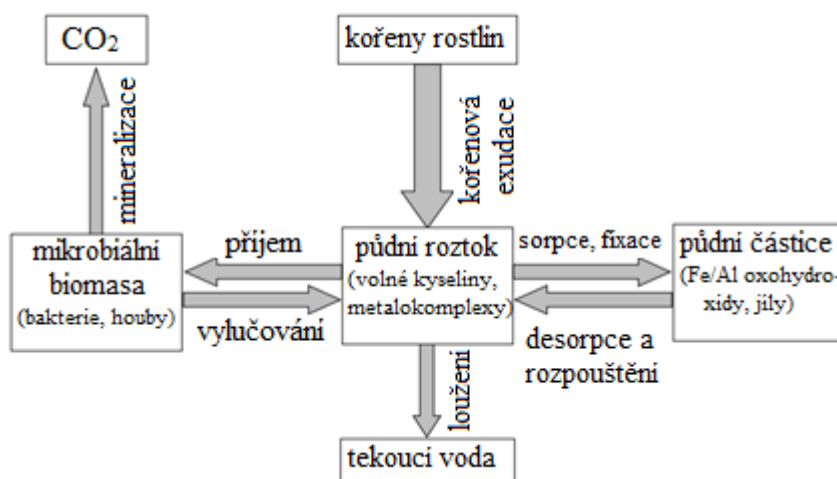
Kyselina	Koncentrace (μM)
K. citřonová	0,01 - 17
K. jablečná	0,002 - 50
K. octová	1 – 58
K. šřavelová	0,01 – 5
K. mléčná	1,5 – 3,5
K. fumarová	3,3 – 7,6
K. mravenčí	až 58

3.5.3.1 Nízkomolekulární organické kyseliny

Nízkomolekulární organické kyseliny jsou složeny z 1 – 6 uhlíků a také z 1 - 3 karboxylových skupin. Převážně se jedná o alifatické mono-, di- či tri- karboxylové kyseliny nebo např. substituované aromatické benzoové sloučeniny (Strobel, 2001). Mají různou molekulovou hmotnost stejně jako velikost, ta však bývá obvykle menší než 1 nm (van Hees et al., 2005). U těchto kyselin se chemické složení různí dle funkční skupiny, přičemž tato skupina určuje jejich rozpustnost či aciditu. Důležitá funkční skupina je karboxylová (R-COOH), která odštěpuje vodík, čímž se podílí na kyselosti a rozpustnosti kyselin. Tato skupina se řadí mezi snadno reaktivní anionty v půdě (Strobel, 2001). Mezi další důležité funkční

skupiny u LMMOA lze řadit např. aminovou ($R-CH_2-NH_2$), fenolovou ($Ar-OH$), či hydroxylovou ($R-CH_2-OH$) (Fox, 1995).

Nízkomolekulární organické kyseliny jsou uvolňovány zejména cévnatými rostlinami v podobě kořenových exudátů, dále také houbami (např. z ektomykorhizních hub) a bakteriemi jejich mikrobiální aktivitou (Clarholm et al., 2015; Jones, 1998). Z kořenů se organické kyseliny dostávají do půdního roztoku, ze kterého mohou být přijaty organismy (bakteriemi a houbami) a stávají se součástí mikrobiální biomasy, následuje proces mineralizace a uvolnění ve formě oxidu uhličitého nebo zpětné vyloučení do půdního roztoku. Z půdního roztoku se kyseliny mohou vyluhováním dostat do vody, nebo se sorpcí a fixací mohou stát součástí půdy nasrobováním na povrchy jílu či oxohydroxidů, přičemž se zpětně desorpcí a rozpuštěním mohou dostat opět do půdního roztoku. Pohyb nízkomolekulárních organických kyselin v půdě znázorňuje obr. č. 5.



Obr. č. 5 Pohyb nízkomolekulárních organických kyselin v půdě
zdroj: upraveno dle Jonese, 1998

Množství těchto kyselin v půdě je relativně malé, zahrnuje asi 0,5 – 5 % rozpuštěného organického uhlíku. Tyto kyseliny mají v půdě různé funkce, využívají se např. při detoxikaci Al^{3+} v půdním roztoku, dále pro zvýšení biologické dostupnosti P a K zvýšením míry minerálního zvětrávání a také zvyšují biologickou dostupnost stopových prvků jako např. Fe^{3+} , Zn^{2+} a Cu^{2+} (Clarholm et al., 2015). Také mají vliv na zmírnění anaerobního stresu kořenů rostlin (Curl and Truelove, 1986). Při studiích zaměřených na detoxikaci Al iontů a na zvýšení biologické dostupnosti P a K se jako nejdůležitější kyseliny vyloučené rostlinami a mykorhizními houbami prokázaly kyseliny jablečná, šťavelová a citronová (Fox, 1995).

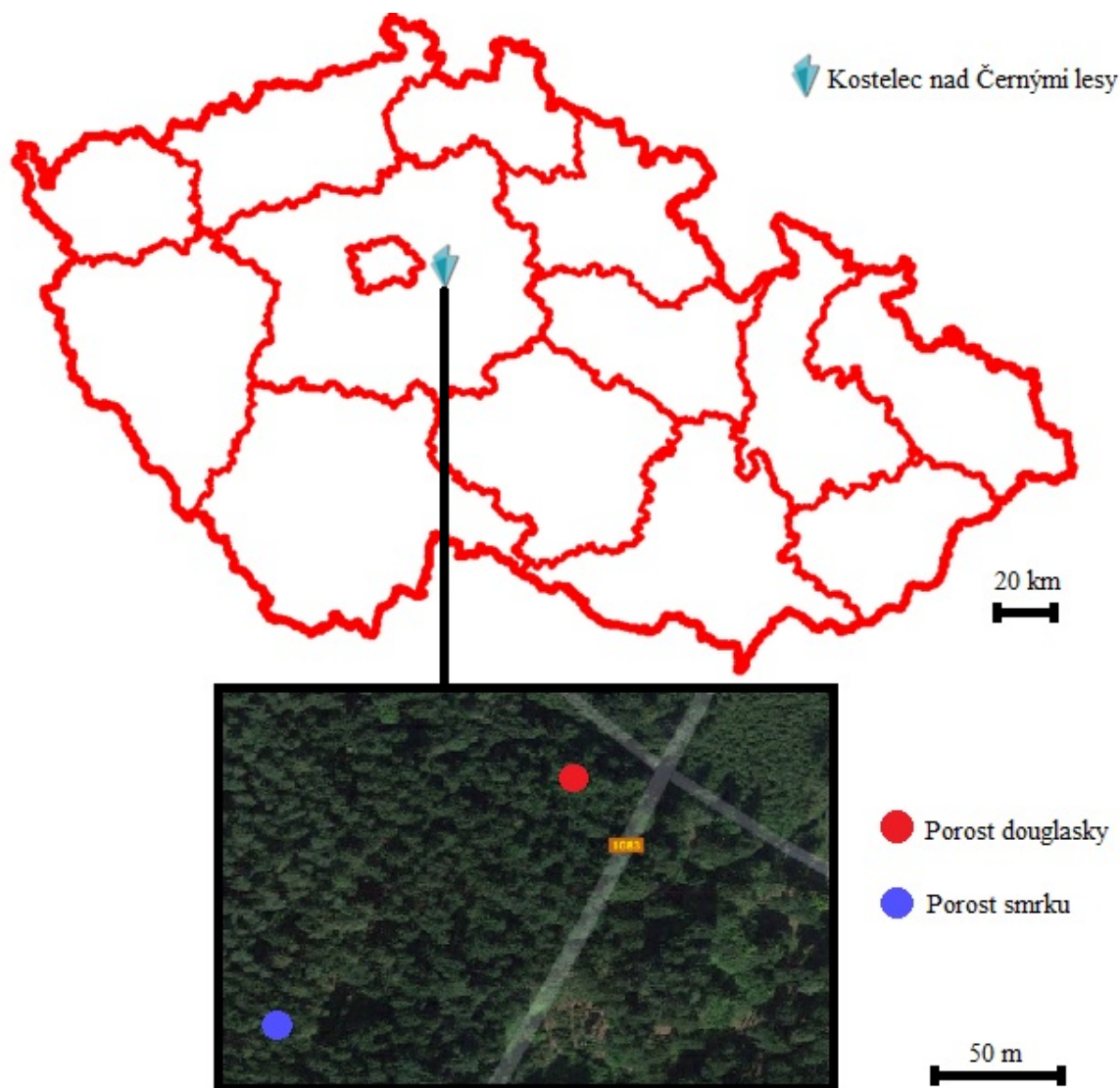
3.5.3.2 Stanovení organických kyselin

Organické kyseliny se dají stanovit různými způsoby. Po odběru půdních vzorků se může začít s okamžitým analyzováním či mohou následovat dílčí postupy. Může dojít např. ke zmrazení vzorků (-20 °C) či jejich zchlazení (4 °C), přirozenému vysušení vzduchem či vysušením v sušičce (teplota je různá, může se pohybovat od nižších hodnot až např. po 105 °C). Po uchování vzorků následuje smíšení s extraktantem v různém poměru. Mezi používané extraktanty řadíme zejména vodu, NaH₂PO₄ (Mimmo et al., 2008), KH₂PO₄ (Jones et al., 2003), HNO₃, Ca(OH)₂, NaOH (Strobel, 2001) či jiné. Často bývá poté suspenze třepána či míchána (Strobel, 2001). Následuje odstředění roztoku při různém počtu otáček po určitou dobu. Poté dochází k filtraci a následnému stanovení obsahu či zmrazení filtrátu (Strobel et al., 1999). Důležitou součástí stanovení množství organických kyselin je také chromatografická separace a následná detekce kyselin (Mimmo et al., 2008; Sandnes et al., 2005; Strobel, 2001). U iontové chromatografie dokází k separaci na ionexu (Benda et al., 2006) a umožňuje detekci LMMOA do 200 nM (Shen et al., 1996). Další možností je stanovení pomocí kapalinové chromatografie, která separuje analyty reverzní mobilní fází a kolonami C-18 (Cawthray, 2003). Dále se ke stanovení obsahu LMMOA používá také kapilární zónová elektroforéza, kdy separace probíhá za pomoci kapiláry naplněné roztokem elektrolytu (Dupont et al., 2012). V některých studiích je při stanovení LMMOA používán také lyzimetr, který slouží k odběru půdního roztoku, tato metoda však není považována za nejúčinnější na rozdíl od centrifugace, která je považována za nejvhodnější způsob pro stanovení živin v půdním roztoku (Strobel, 2001).

4 MATERIÁL A METODY

4.1 Zájmová lokalita

Odběry vzorků v terénu, které jsou součástí této diplomové práce, probíhaly na území Kostelce nad Černými lesy (obr. č. 6). Tato oblast se nachází ve vzdálenosti cca 30 km od Prahy. Téměř celé území (99,1 %) spadá do přírodní lesní oblasti 10 – Středočeská pahorkatina, zbylá plocha je součástí přírodní lesní oblasti 17 – Polabí (Remeš a Podrázský, 2006).



Obr. č. 6 Mapa znázorňující odběrovou lokalitu Kostelec nad Černými lesy se zaměřením na porostní plochy

zdroje: <http://geoportal.cuzk.cz/geoprohlizec/>,
<https://www.google.cz/maps/@49.9662514,14.8291619,557m/data=!3m1!1e3>

Z půdního hlediska zde nalezneme balvanité sutě, hlinitopísčité a hlinité půdy, kyselé a poměrně chudé na živiny. Příznivější půdy jsou v údolních polohách, kde ale často dochází k oglejení. Nejrozšířenějším půdním typem je zde mezotrofní kambizem (33,6 %), dále

oligotrofní kambizen (28,3 %), pseudogleje (15,2%) a oglejená kambizem (10,9 %) (Remeš a Podrázský, 2006). Půdní typ v odběrové lokalitě je určen jako luvizem (Podrázský a Kupka, 2011).

V druhové skladbě lesních porostů zde převažuje zejména smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus silvestris*) či buk lesní (*Fagus sylvatica*). V menší míře je na území Kostelce nad Černými lesy zastoupen dub (*Quercus*), modřín opadavý (*Larix decidua*) či jedle bělokorá (*Abies alba*). Nepatrně se zde také vyskytuje olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) či habr obecný (*Carpinus betulus*). Z nepůvodních dřevin lze jmenovat zejména douglasku tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*). Z vegetačních stupňů na tomto území dominuje dubobukový a dále také stupeň bukový či bukodubový. Méně jsou zde zastoupeny stupně dubový a bory. V rámci typologické klasifikace jsou zde nejvýznamnější kyselá, živná a oglejená stanoviště středních poloh (Remeš a Podrázský, 2006).

4.2 Odběr vzorků

Pro tento pokus bylo nutno odebrat vzorky v závislosti na ročním období. Odběry proběhly v roce 2016 a to na jaře v květu, letní odběr proběhl v září a podzimní v listopadu. Nejprve bylo nutné najít vhodné lokality s výskytem dřevin, které pro tento pokus představovaly oddělené lokality se smrkem ztepilým (obr. č. 7), a douglaskou tisolistou (obr. č. 8). Poté u každé lokality došlo ke 4 odděleným výkopům s následným sběrem vzorků do označených PE sáčků. V lokalitě s výskytem smrku došlo ke sběru vzorků následujících půdních horizontů: L - horizont opadanky, F_a - amfigenní horizont drti, H_h - humusový horizont měli a A_h - humózní lesní horizont, viz obr. č. 9. V lokalitě s výskytem douglasky došlo ke sběru stejných půdních horizontů, avšak horizonty F a H byly sbírány dohromady kvůli nejasnému přechodu horizontů (dominantní byl F horizont) a jejich malé mocnosti (obr. č. 10). Dále jsme při odběru měřili pH hodnoty přenosným pH metrem (H160, Hach, USA) s vpichovací elektrodou PHW37-SS se senzorem ISFE (Hach, USA), pouze v létě a na podzim, vždy zvlášť v horizontu A a F u smrku, A a FH u douglasky. V každé sondě byla také určena mocnost jednotlivých horizontů (tabulka č. 4). Veškeré vzorky byly převezeny v chladícím boxu a následně v laboratoři uloženy do mrazáku pro analýzu.

Tabulka č. 4 Průměrná mocnost horizontů u douglasky tisolisté (DT) a smrku ztepilého (SZ), pro každý horizont bylo použito 12 vzorků.

HORIZONT	mocnost u DT (cm)	mocnost u SZ (cm)
L	1,1	1,9
F	-	3,1
H	-	1,2
A	2	1,7
FH	1,3	-



*Obr. č. 7 znázorňující odběrovou lokalitu s výskytem smrku ztepilého
autor: Bc. Barbora Friedrichová
datum: 19.5.2016*



*Obr. č. 8 znázorňující odběrovou lokalitu s výskytem douglasky tisolisté
autor: Bc. Barbora Friedrichová
datum: 19.5.2016*



*Obr. č. 7 půdní sonda v lokalitě s výskytem smrku ztepilého
autor: Václav Tejnecký
datum: 2.9.2016*



*Obr. č. 8 půdní sonda v lokalitě s výskytem douglasky tisolisté
autor: Václav Tejnecký
datum: 2.9.2016*

4.3 Příprava vzorků k analýze

Po rozmražení jednotlivých vzorků došlo nejprve k jejich navážení pro následné sušení při teplotě 40 °C po dobu 24 h do konstantní hmotnosti.

Poté byly vzorky naváženy do PE lahvíček, u horizontu F, H, FH a A byla navážka 4 g ($\pm 0,005$ g), u horizontu L byla navážka 1 g ($\pm 0,005$ g). Ke každému vzorku bylo následně přidáno 40 ml deionizované vody a vzniklá suspenze byla po dobu 1 hodiny třepána na horizontální třepačce při 150 kmitech za minutu. Po vyjmutí vzorků z třepačky následovalo jejich odstředění v centrifuze a to při 4000 otáčkách za minutu po dobu 10 min. Poté byly vzorky přefiltrovány pomocí injekční stříkačky s nylonovým membránovým filtrem s průchodností 0,45 μm . Takto přefiltrované vzorky byly připraveny pro analýzu v iontovém chromatografu (IC) pro stanovení množství nízkomolekulárních organických kyselin a základních anorganických aniontů. Rovněž bylo měřeno prvkové složení vodného extraktu pomocí ICP-OES (Inductively coupled plasma atomic emission spectroscopy). V nepřefiltrované suspenzi bylo měřeno aktivní pH a to kalibrovaných pH metrem (pH metr inoLab pH Level 1 WTW, SRN).

4.4 Stanovení anorganických aniontů a LMMOA

Pro stanovení základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) a nízkomolekulárních organických kyselin (adipová, citronová, chinová, izomáselná, izovalerová, jablečná, máselná, mléčná, mravenčí, octová, propionová, pyrohroznová, s'avelová) ve vodném roztoku (extraktu) byla použita iontová chromatografie ICS 1600 (Dionex). Analýza probíhala na AS11-HC analytické koloně s mobilní fází KOH a gradientem 1-35,2 mM po dobu 1-65 min, průtok mobilní fáze byl 1 mL min⁻¹. Analyt byl detekován konduktometricky po snížení vodivosti mobilní fáze pomocí supresoru ASRS 500 – 4 mm a po odstranění rozpuštěných uhličitánů pomocí jednotky CRD 200 (Dionex). Chromatografický záznam byl zpracováván pomocí programu Chromeleon 6.80 (Dionex, USA). Standardy byly připravovány z 1 g L⁻¹ koncentrátů (Analytika, CZ a Inorganic Ventures, USA) nebo byly koncentráty připravovány z čistých chemikálií (p.a. a lepší, např. Sigma-Aldrich, SRN) a deionizované vody (konduktivita < 0,055 μS cm⁻¹; Millipore, USA) v rozpětí 0.1- 40 mg L⁻¹. detekční limity byly spočítány pro každý aniont z poměru signál-šum 3:1 (Shabir 2003). Množství vodou extrahovatelných prvků (zejména Na, K, Ca, Mg, Fe, Al, Mn, Si) bylo stanoveno pomocí ICP-OES (iCAP 7000, DUO iCap 7000, Thermo Scientific, Waltham, MA, USA) za standardních analytických podmínek.

4.5 Výpočet základních anorganických aniontů, prvků a LMMOA

Výsledkem iontového chromatografu bylo množství základních anorganických aniontů a nízkomolekulárních organických kyselin v mg.l⁻¹ a proto bylo nutné přepočítat na mg.kg⁻¹ sušiny dle vzorce:

$$x*((a+(b*c/(1+b)))/(c/(1+b)))$$

kde:

- x změřená hodnota (mg.l⁻¹)
- a množství přidané vody (ml)
- b vlhkost vzorku
- c množství naváženého vzorku (g)

4.6 Vyhodnocení výsledků

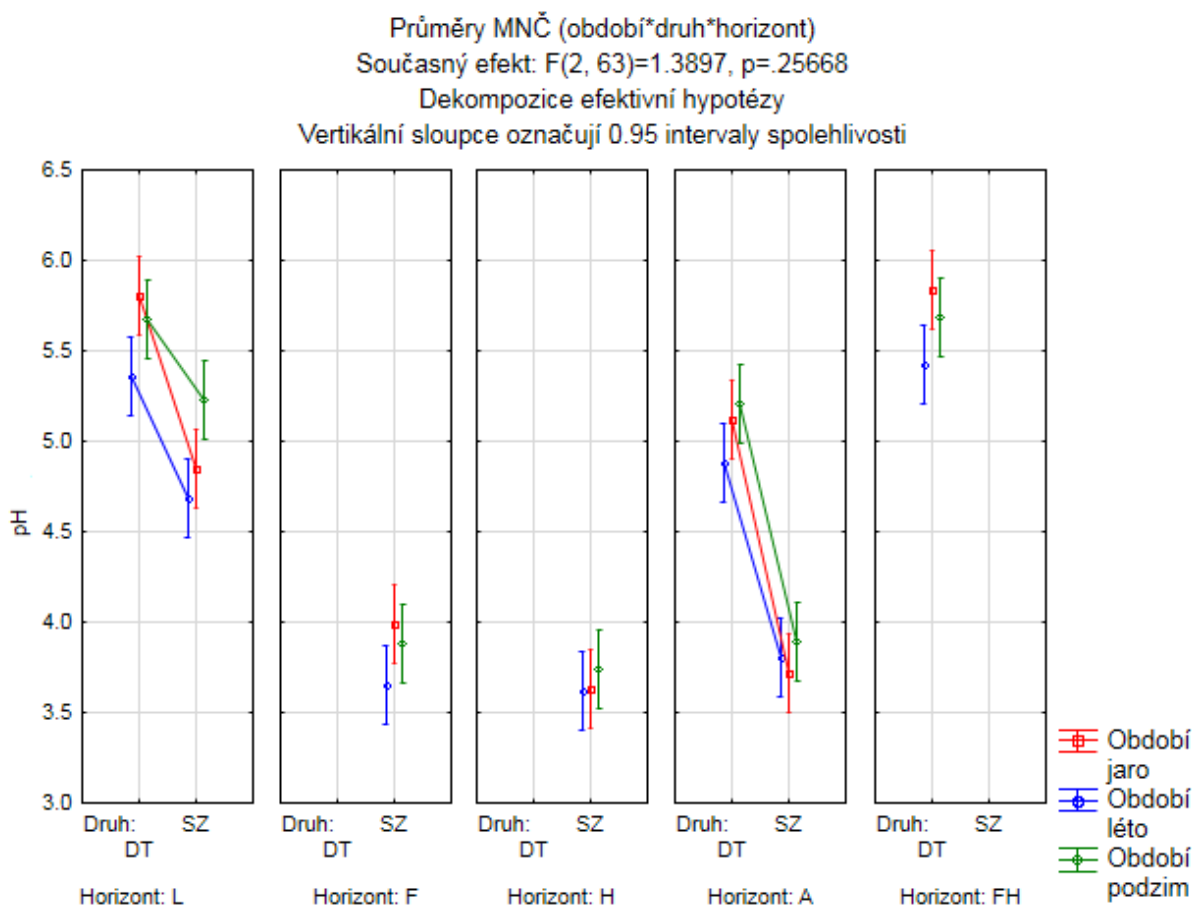
Základní přepočty hodnot na $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ byl proveden pomocí programu MS Office Excel 2016 (Microsoft). Statistické analýzy byly provedeny v programu Statistica 12 (Statsoft) a jedná se zejména o popisné charakteristiky (směrodatné odchylky, průměr aj.), korelační analýzu mezi aktivním a aktuálním pH a vícefaktorovou analýzu ANOVA s hladinou významnosti (α) $p = 0,05$.

5 VÝSLEDKY

Výsledky této diplomové práce se týkají porovnání pH hodnot měřených přímo při odběru vzorků (aktuální pH, pouze léto a podzim) a v roztoku v laboratoři (aktivní pH), vlhkosti, základních anorganických aniontů, prvků a nízkomolekulárních organických kyselin, vše v závislosti na rostlinném druhu (smrk vs. douglaska), období odběru (jaro, léto, podzim) a půdním horizontu (L, F, H, A).

5.1 pH

Graf č. 1 znázorňuje průměrné hodnoty aktivního pH, konkrétní výsledky jsou poté uvedeny v tabulce č. 4. Z těchto výsledků je patrné, že ve všech obdobích bylo pH měřené v lokalitě s výskytem smrku ztepilého významně nižší, než v lokalitě s výskytem douglasky tisolisté, nejnižší pH hodnoty byly změřeny v letním období v horizontu F a H u lokality s výskytem smrku. Naopak vyšší pH vykazovala půda na jaře a na podzim v oblasti s výskytem douglasky v horizontu L a FH. Horizont FH u douglasky odpovídá spíše horizontu F u smrku.



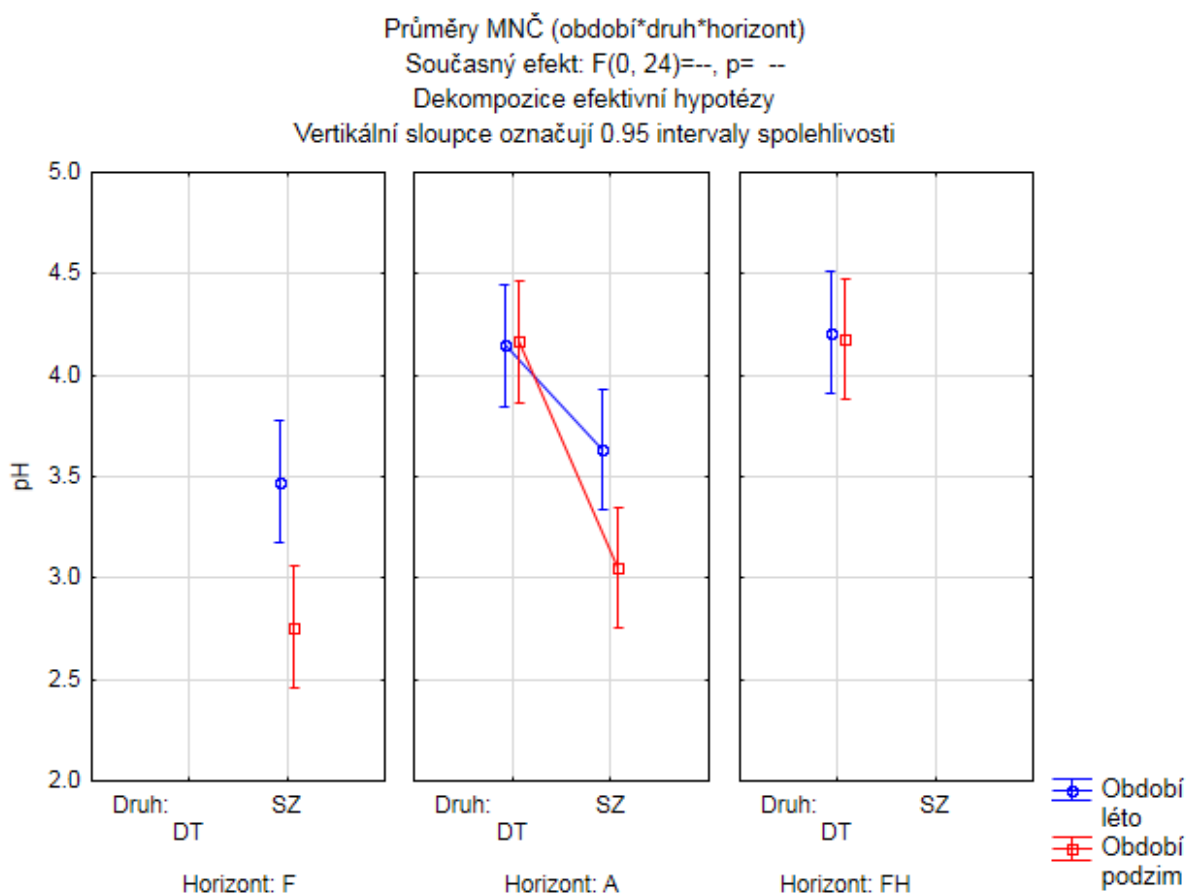
Graf č. 1 Znázorňující průměrné hodnoty aktivního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý

Tabulka č. 5 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatné odchylky u aktivního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy

pH 1	jaro	léto	podzim	L	F	H	FH	A	DT	SZ
Min.	3,5	3,5	3,6	4,5	3,5	3,5	5,3	3,5	4,2	3,5
Max.	5,9	5,6	5,9	5,9	4,2	4	5,9	5,6	5,9	5,7
Průměr	4,7	4,5	4,8	5,3	3,8	3,7	5,7	4,4	5,4	4,1
Sm. Odch.	0,9	0,8	0,9	0,5	0,2	0,1	0,2	0,7	0,4	0,6
Počet vzorků	28	28	28	24	12	12	12	24	36	48

Bylo zjištěno, že rozdíl těchto pH hodnot v závislosti na druhu je statisticky významný ($p 0,0001 < \alpha$), stejně jako v závislosti na horizontu ($p 0,001 < \alpha$), rozdíl pH hodnot v závislosti na období odběrů statisticky významný rozdíl neprokázal.

Graf č. 2 znázorňuje průměrné aktuální pH hodnoty (pouze léto X podzim), konkrétní hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 5. Z těchto výsledků se potvrzuje nižší pH v lokalitě s výskytem smrku, nejnižší hodnoty byly zaznamenány na podzim v horizontu F, při porovnání s horizontem FH u douglasky byly naopak změřeny nejvyšší hodnoty, a to v létě.



Graf č. 2 Znázorňující průměrné hodnoty aktuálního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý

Tabulka č. 6 Minimální, maximální, průměrné hodnoty a směrodatné odchylky aktuálního pH za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy

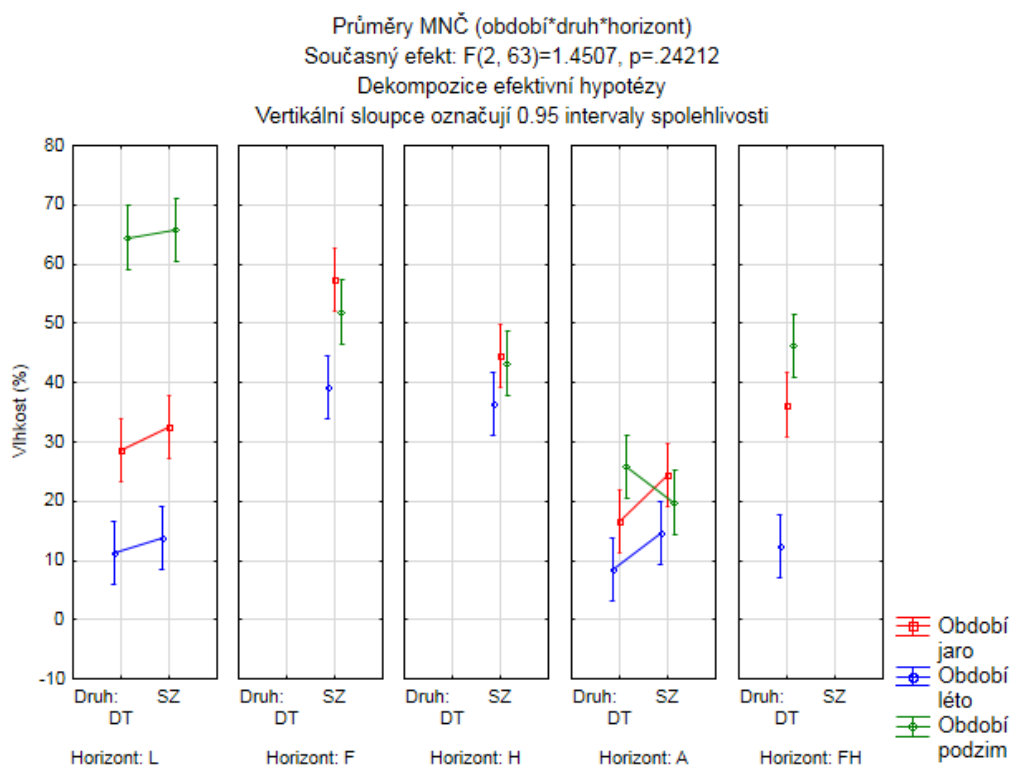
<i>pH 2</i>	<i>léto</i>	<i>podzim</i>	<i>F</i>	<i>FH</i>	<i>A</i>	<i>DT</i>	<i>SZ</i>
<i>Min.</i>	2,9	2,6	2,6	3,7	2,8	3,7	2,6
<i>Max.</i>	4,4	4,6	4,3	4,6	4,4	4,6	4,3
<i>Průměr</i>	3,9	3,5	3,1	4,2	3,8	4,2	3,2
<i>Sm. Odch.</i>	0,4	0,7	0,5	0,3	0,5	0,2	0,5
<i>Počet vzorků</i>	16	16	8	8	16	16	16

Rozdíl těchto pH hodnot v závislosti na druhu je také statisticky významný ($p < 0,001$), stejně jako v závislosti na horizontu ($p < 0,0003$), rozdíl pH hodnot mezi jednotlivými období odběrů opět statistickou významnost neprokázal (pouze u smrku v horizontu F ano).

Byla také provedena korelační analýza mezi aktivním a aktuálním pH, kde byl korelační koeficient $r = 0,15$ a tedy tato závislost je slabá, statistická významnost u korelačního koeficientu nebyla potvrzena ($p = 0,4$).

5.2 Vlhkost

Graf č. 3 znázorňuje průměrnou vlhkost vzorků, konkrétní hodnoty poté tabulka č. 6. Nejvyšší vlhkost (67,9 %) byla zaznamenána na podzim, a to v lokalitě s výskytem smrku, v horizontu L. Nejnižší vlhkost (5,2 %) byla naopak zaznamenána v letním období, v horizontu A u lokality s výskytem douglasky tisolisté. Dále je také patrné, že u lokality s výskytem douglasky byla v průměru zaznamenána menší vlhkost, než u lokality s výskytem smrku.



Graf č. 3 Znázorňující průměrnou vlhkost vzorků v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý

Tabulka č. 7 Minimální, maximální, průměrná vlhkost a směrodatné odchylky za jednotlivá období, horizonty a rostlinné druhy

VLHKOST (%)	jaro	léto	podzim	L	F	H	FH	A	DT	SZ
Min.	13,3	5,2	15,2	10,6	35,6	30,2	10,3	5,2	5,2	12,6
Max.	59,3	43,6	67,9	67,9	59,3	53,6	49,4	30,6	67,5	67,9
Průměr	34,3	19,5	45,3	36,1	49,5	41,4	31,6	18,3	27,8	37
Sm. Odch.	14,1	12,3	17,3	23	9,4	7,2	15,5	6,7	18,3	16,9
Počet vzorků	28	28	28	24	12	12	12	24	36	48

Statisticky významný rozdíl vlhkostí v závislosti na druhu byl potvrzen ($p 0,02 < \alpha$), stejně jako v závislosti na horizontu ($p 0,001 < \alpha$) a období odběrů ($p 0,001 < \alpha$).

5.3 Vodou extrahovatelné prvky

Grafy č. 4 - 8 znázorňují průměrné koncentrace vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu, konkrétní hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 7. U obou dřevin dominoval svou koncentrací stejný prvek, a to K_{H_2O} , který na obou lokalitách dosahoval svého maxima na jaře a minima na podzim, přičemž ve všech obdobích byla koncentrace vyšší u lokality s výskytem douglasky. Nejvyšší hodnoty byly zjištěny v horizontech L, nejmenší v A, stejně jako u Ca_{H_2O} , P_{H_2O} , Mg_{H_2O} .

Vyšší koncentrace byly také změřeny u $\text{Ca}_{\text{H}_2\text{O}}$, který svého maxima u lokality s douglaskou dosahoval v létě, u smrku na jaře, a minima na obou lokalitách na podzim, $\text{Ca}_{\text{H}_2\text{O}}$ bylo více v lokalitě s výskytem douglasky ve všech obdobích.

U lokality s douglaskou byla také zjištěna vyšší koncentrace $\text{P}_{\text{H}_2\text{O}}$ a $\text{Mg}_{\text{H}_2\text{O}}$ ve všech obdobích s maximem na jaře, u $\text{P}_{\text{H}_2\text{O}}$ byly nejnižší hodnoty v létě i na podzim téměř totožné, $\text{Mg}_{\text{H}_2\text{O}}$ bylo nejméně na podzim. U lokality s výskytem smrku byly koncentrace $\text{P}_{\text{H}_2\text{O}}$ i $\text{Mg}_{\text{H}_2\text{O}}$ nejvyšší na jaře, nejméně $\text{P}_{\text{H}_2\text{O}}$ bylo na podzim a $\text{Mg}_{\text{H}_2\text{O}}$ v létě.

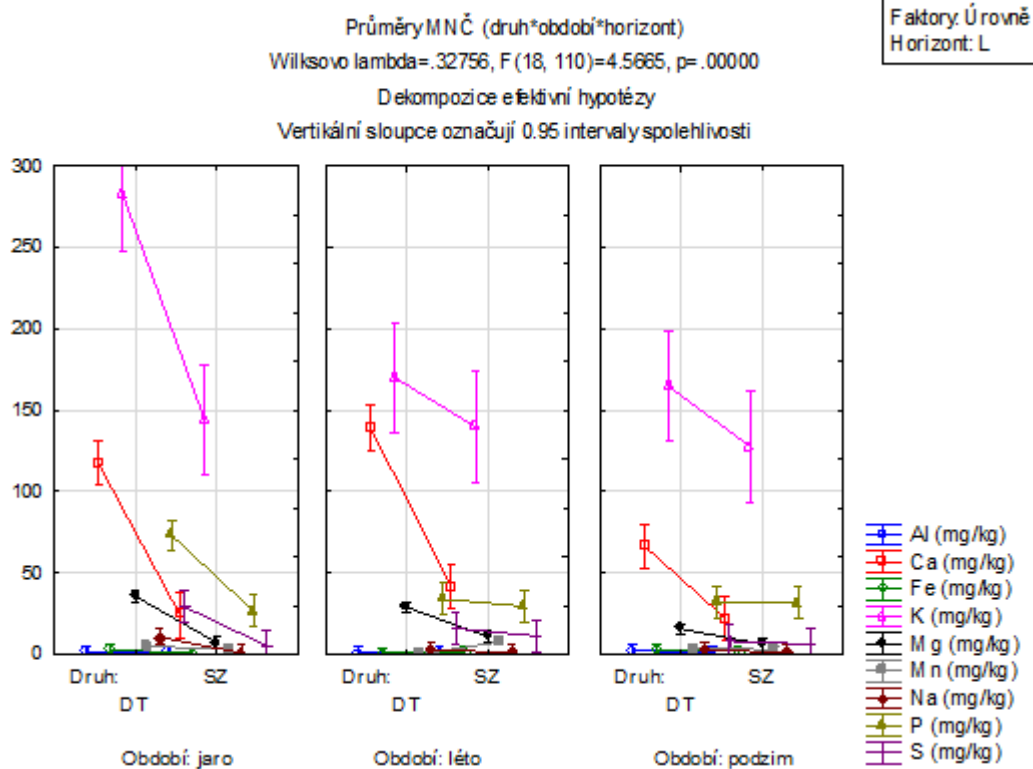
U $\text{Al}_{\text{H}_2\text{O}}$ byly hodnoty v obou lokalitách na jaře a na podzim téměř totožné, rozdíly byly zaznamenány zejména v létě, kdy u lokality se smrkem dosahovala koncentrace maxima a u douglasky naopak minima. Nejvyšší koncentrace u lokality s douglaskou byla na jaře, nejnižší u lokality se smrkem na podzim. Nejvyšší koncentrace byla zaznamenána v horizontech H, A, nejméně $\text{Al}_{\text{H}_2\text{O}}$ bylo v L horizontech. U tohoto prvku bylo stanoveno jen několik hodnot nad mezí detekce.

U lokality se smrkem byla ve všech obdobích zaznamenána vyšší koncentrace $\text{S}_{\text{H}_2\text{O}}$ než u douglasky, maxima dosahoval tento prvek na obou lokalitách na jaře, minima u smrku v létě a douglasky na podzim. Nejvyšší koncentrace byly zaznamenány v H horizontech, nejnižší v FH.

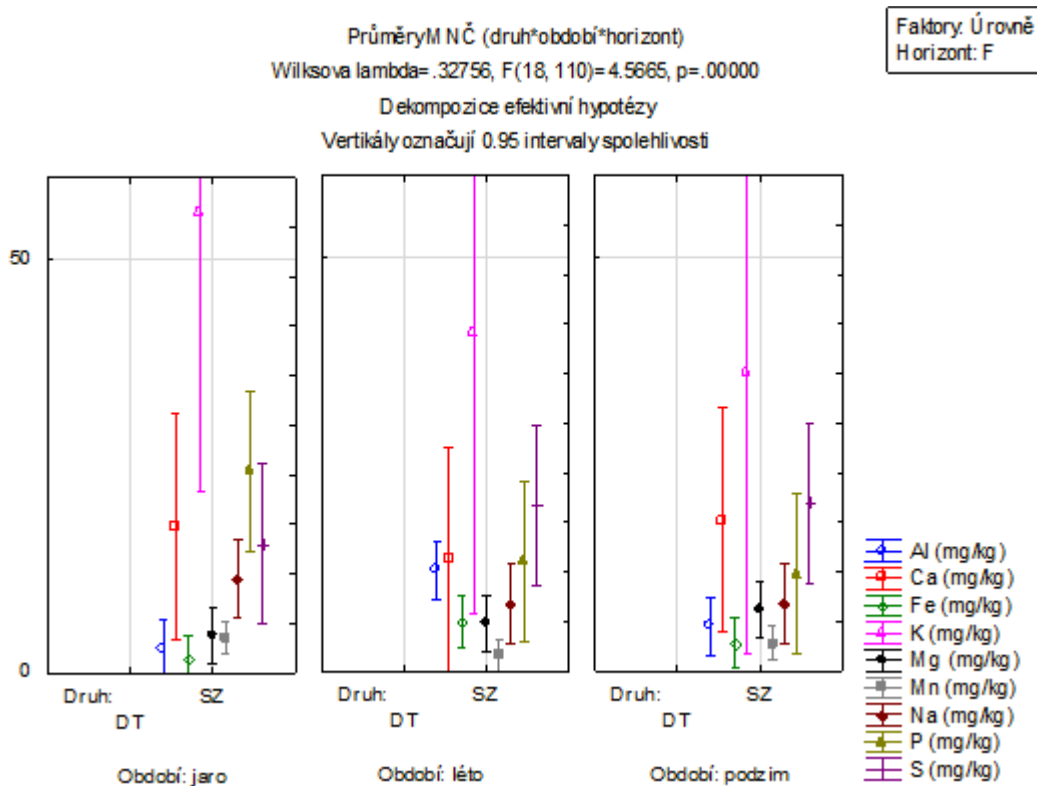
$\text{Na}_{\text{H}_2\text{O}}$ bylo také ve všech obdobích více u lokality se smrkem, s maximem na jaře a minimem v létě, u douglasky bylo nejvíce $\text{Na}_{\text{H}_2\text{O}}$ také na jaře, ale nejméně na podzim. Nejvyšší koncentrace $\text{Na}_{\text{H}_2\text{O}}$ byly v horizontech H, nejnižší pak v L.

U $\text{Fe}_{\text{H}_2\text{O}}$ byla nejvyšší koncentrace téměř totožná u obou lokalit, avšak s rozdílem období, u douglasky $\text{Fe}_{\text{H}_2\text{O}}$ dosahovalo maxima na jaře, u smrku v létě, nejnižší hodnoty $\text{Fe}_{\text{H}_2\text{O}}$ byly u douglasky zjištěny v létě, u smrku shodně na jaře i na podzim. Nejvyšší koncentrace byly zjištěny u horizontů A a H, nejnižší u L. U tohoto prvku bylo stanoveno jen několik hodnot nad mezí detekce.

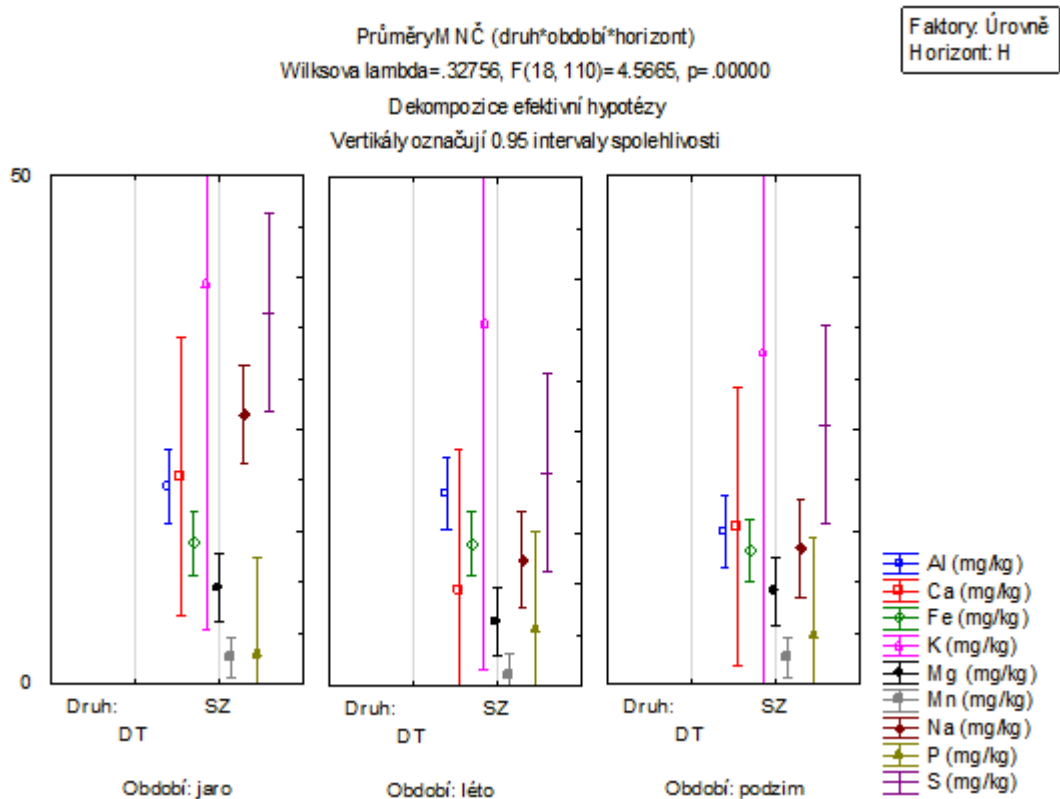
Na obou lokalitách bylo zaznamenáno nejméně prvku $\text{Mn}_{\text{H}_2\text{O}}$, s vyšší koncentrací ve všech obdobích u smrku, maximum $\text{Mn}_{\text{H}_2\text{O}}$ bylo u obou lokalit na jaře, u smrku nejméně na podzim, u douglasky v létě. Nejvyšší koncentrace vykazovaly L horizonty, nejnižší A, FH.



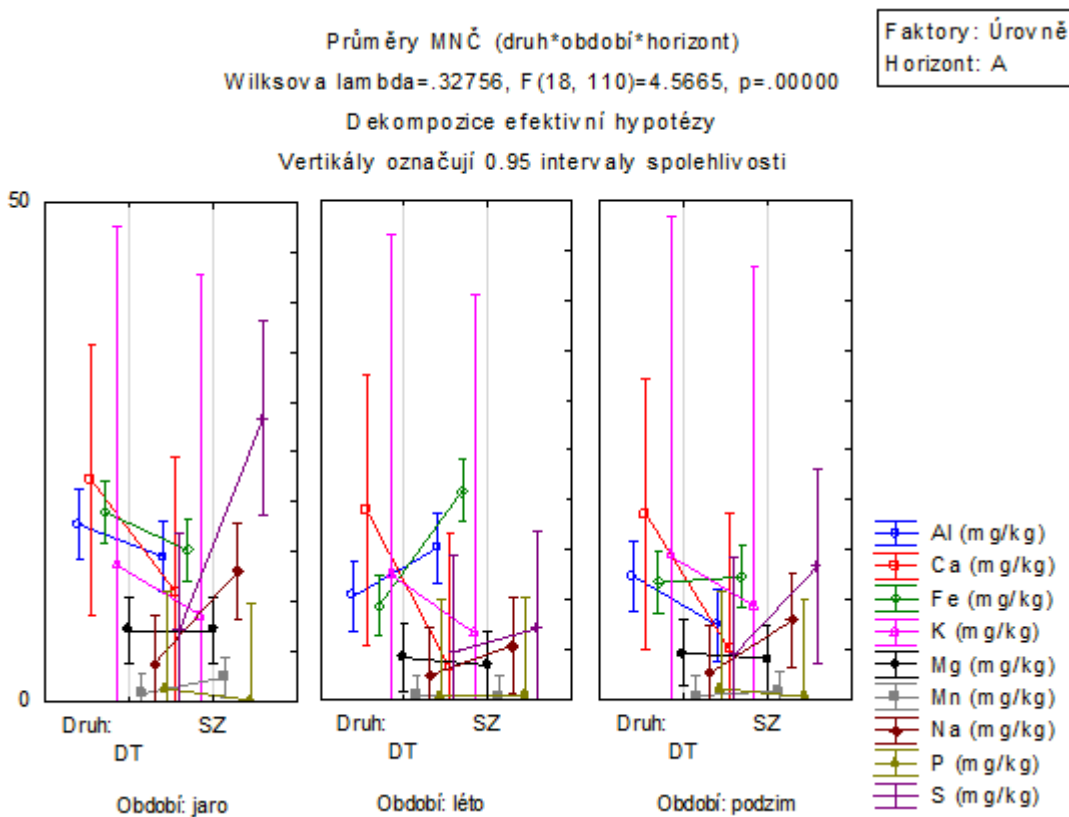
Graf č. 4 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H2O} , Ca_{H2O} , Fe_{H2O} , K_{H2O} , Mg_{H2O} , Mn_{H2O} , Na_{H2O} , P_{H2O} , S_{H2O}) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



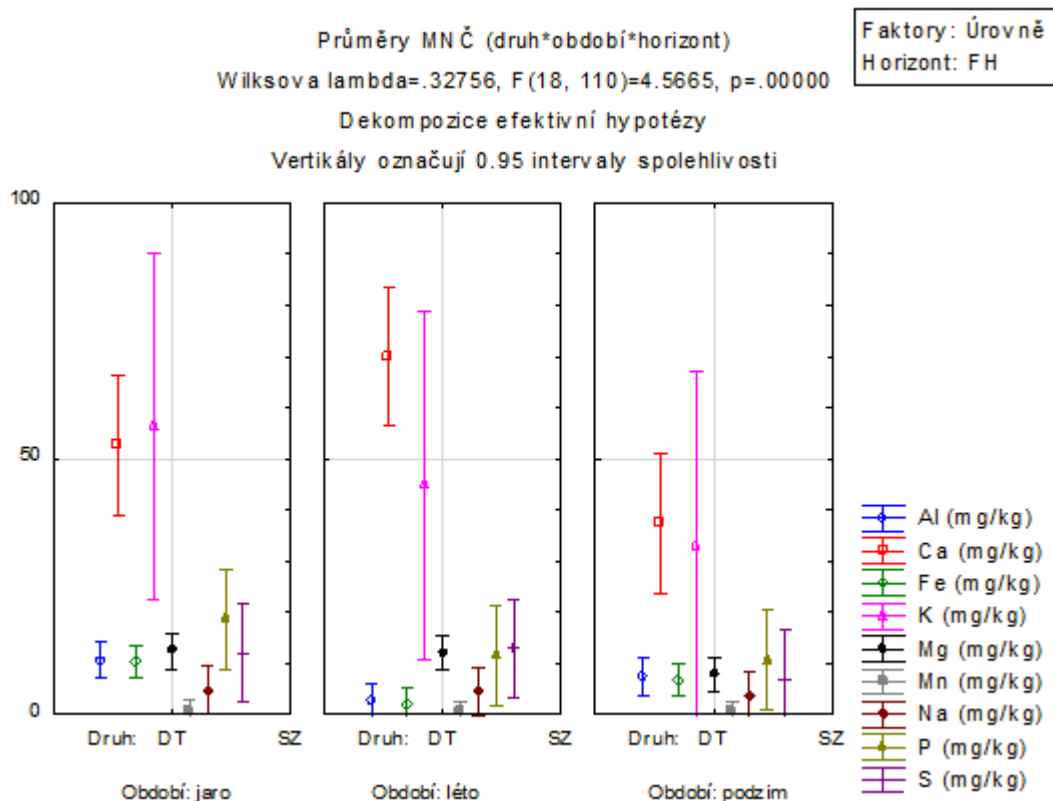
Graf č. 5 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H2O} , Ca_{H2O} , Fe_{H2O} , K_{H2O} , Mg_{H2O} , Mn_{H2O} , Na_{H2O} , P_{H2O} , S_{H2O}) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 6 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H2O} , Ca_{H2O} , Fe_{H2O} , K_{H2O} , Mg_{H2O} , Mn_{H2O} , Na_{H2O} , P_{H2O} , S_{H2O}) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 7 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H2O} , Ca_{H2O} , Fe_{H2O} , K_{H2O} , Mg_{H2O} , Mn_{H2O} , Na_{H2O} , P_{H2O} , S_{H2O}) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 8 Znázorňující průměrnou koncentraci vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu, (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý

Tabulka č. 8 Minimální, maximální a průměrné koncentrace vodou extrahovatelných prvků (Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , Na_{H_2O} , P_{H_2O} , S_{H_2O}) v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu

PRVKY (mg/kg)	jaro	léto	podzim	L	F	H	FH	A	DT	SZ	min.	max.
Al_{H_2O}	9,6	8,8	7,3	1,3	6,8	17,8	6,8	12,9	9,5	7,3	0,9	26,6
Ca_{H_2O}	37,9	42,2	26,1	68,3	16,5	15,1	53,4	13,1	60,3	16,8	1,2	189,3
Fe_{H_2O}	9	7,9	7,6	2	3,6	13,6	6,5	14,8	7,4	8,8	0,4	29,3
K_{H_2O}	85,6	64,3	59,6	171,3	44,2	35,7	44,7	10,9	87,9	56,3	3,2	435,2
Mg_{H_2O}	11,9	10,2	7,9	17,4	5,9	8,3	10,7	5,1	14,2	6,8	1,8	40
Mn_{H_2O}	2,7	1,7	2	3,7	3,2	2,1	0,6	0,9	1,3	2,8	0,003	11,3
Na_{H_2O}	10,2	5,3	5,6	3,2	9,2	17,4	4,3	5,9	4,2	9,1	0,6	45,7
P_{H_2O}	20,9	13,5	13,1	37,7	16,5	4,3	13,6	0,6	20,3	12,6	0,04	118,9
S_{H_2O}	19,2	13,3	12,4	12,7	18,6	27,7	10,7	10,9	11,3	17,3	0,3	71,4
Počet vzorků	28	28	28	24	12	12	12	24	36	48	84	84

Statisticky významný rozdíl u koncentrací prvků v závislosti na rostlinném druhu byl prokázán u Ca_{H_2O} ($p 0,001 < \alpha$), Mg_{H_2O} ($p 0,00003 < \alpha$), Mn_{H_2O} ($p 0,009 < \alpha$), Na_{H_2O} ($p 0,002 < \alpha$) a S_{H_2O} ($p 0,02 < \alpha$), u ostatních prvků, konkrétně Al_{H_2O} , Fe_{H_2O} , K_{H_2O} , P_{H_2O} prokázán nebyl. Statisticky významný rozdíl v koncentraci prvků v závislosti na období odběru byl potvrzen pouze u Na_{H_2O} ($p 0,02 < \alpha$), u ostatních prvků nikoliv, a to u Al_{H_2O} , Ca_{H_2O} , Fe_{H_2O} ,

K_{H_2O} , Mg_{H_2O} , Mn_{H_2O} , P_{H_2O} a S_{H_2O} . Statisticky významný rozdíl v koncentraci prvků v závislosti na horizontu byl potvrzen u všech prvků ($p < 0,001$ pro veškeré prvky).

5.4 Anorganické anionty

Grafy č. 9 - 13 znázorňují průměrné koncentrace základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{3-}) v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu. Konkrétní hodnoty jsou uvedeny v tabulce č. 8. Nejvíce zastoupený aniont ve všech obdobích se v jednotlivých oblastech lišil. U douglasky tisolisté byla nejvyšší koncentrace PO_4^{3-} s maximem na jaře a minimem v létě, taktéž u smrku ztepilého avšak s nižšími hodnotami ve všech obdobích. PO_4^{3-} byl nejvíce zastoupen v L horizontech, nejméně v A, stejně jako Cl^- a NO_3^- .

U smrku byla naopak nejvyšší koncentrace SO_4^{2-} , opět s maximem na jaře a minimem v létě, stejně jako u douglasky, kde však byly hodnoty nižší ve všech obdobích. Nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v H horizontech, nejméně v FH.

U Cl^- byla zjištěna téměř stejná průměrná koncentrace u obou lokalit na jaře, rozdílné jsou však minimální a maximální hodnoty, nejvíce Cl^- bylo u smrku zjištěno v létě, u douglasky bylo maximum na podzim. Nejméně Cl^- bylo u douglasky zjištěno v létě, u smrku na podzim.

Ve všech obdobích byla u douglasky vyšší koncentrace NO_3^- než u smrku, u obou lokalit bylo maximum dosaženo na jaře, avšak minimum u smrku bylo v létě, u douglasky na podzim.

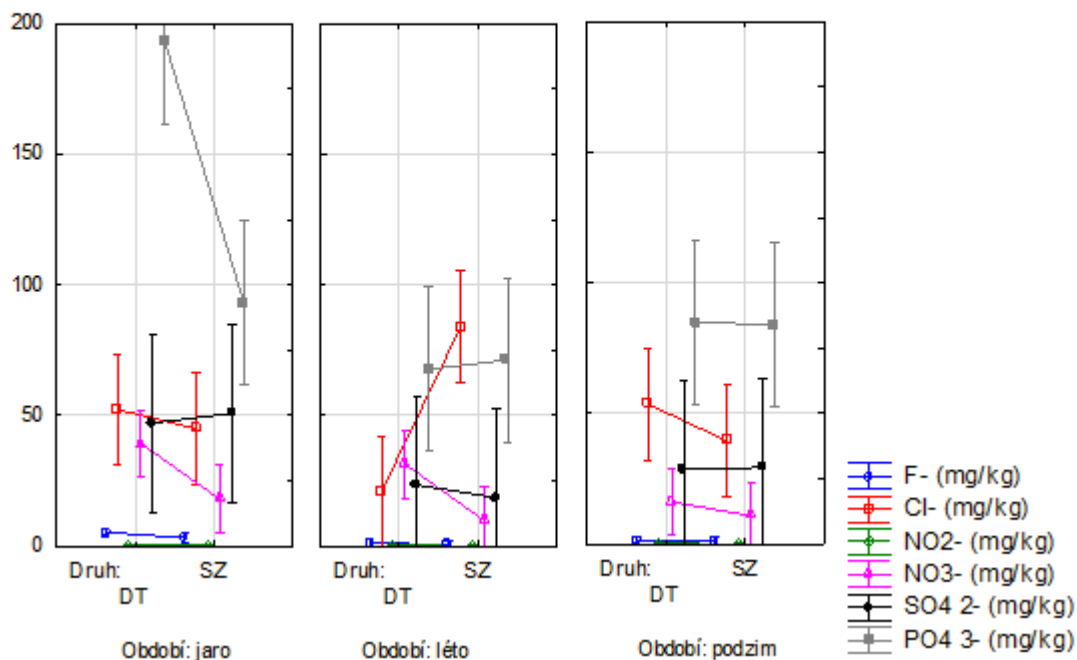
Hodnoty F^- byly ve všech obdobích u obou lokalit téměř vyrovnané, s maximem na jaře, minimální hodnoty byly téměř shodné v létě a na podzim. V L horizontech bylo F^- zaznamenáno nejvíce, nejméně v A. U tohoto aniontu se hodnoty pohybovaly pod mezí detekce.

Nejméně zastoupeným aniontem je NO_2^- , s vyšším zastoupením ve všech obdobích u douglasky tisolisté, u obou lokalit bylo maximum na jaře, minimum u douglasky na podzim, u smrku v létě. V F horizontech byla koncentrace nejvyšší, nejnižší v A. U tohoto aniontu se hodnoty také pohybovaly pod mezí detekce.

Průměry MNČ (druh*období*horizont)
 Wilksov a lambda=.74776, F(12, 116)=1.5121, p=.12940
 Dekompozice efektivní hy potězy

Faktory : Úroveň
 Horizont: L

Vertikály označují 0.95 intervaly spolehlivosti

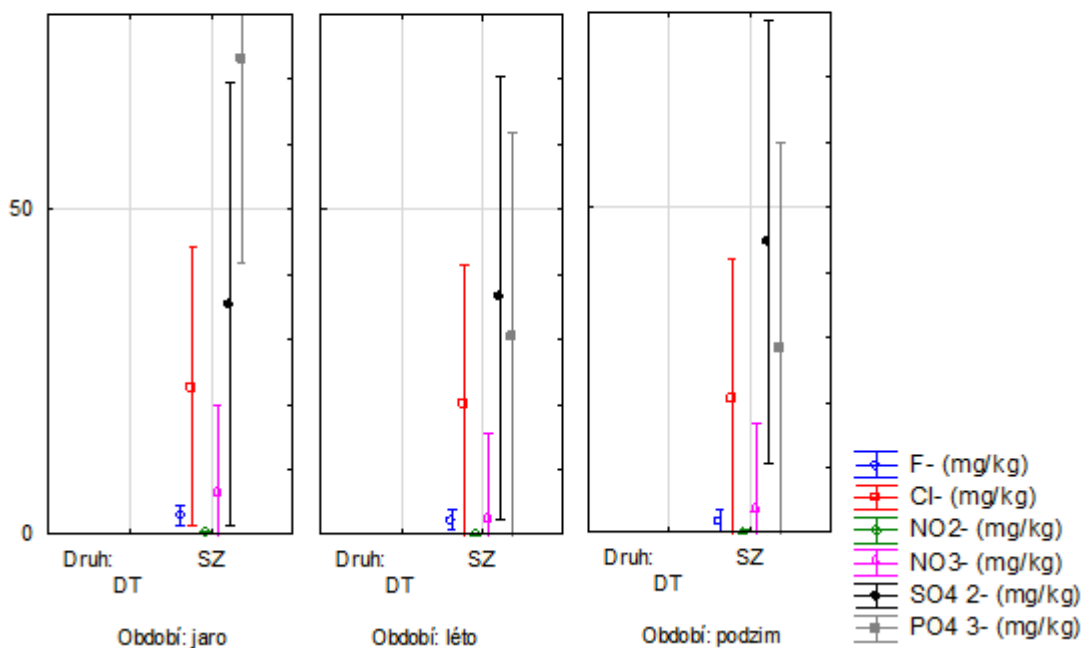


Graf č. 9 Znázorňující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ a PO₄³⁻) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu, (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý

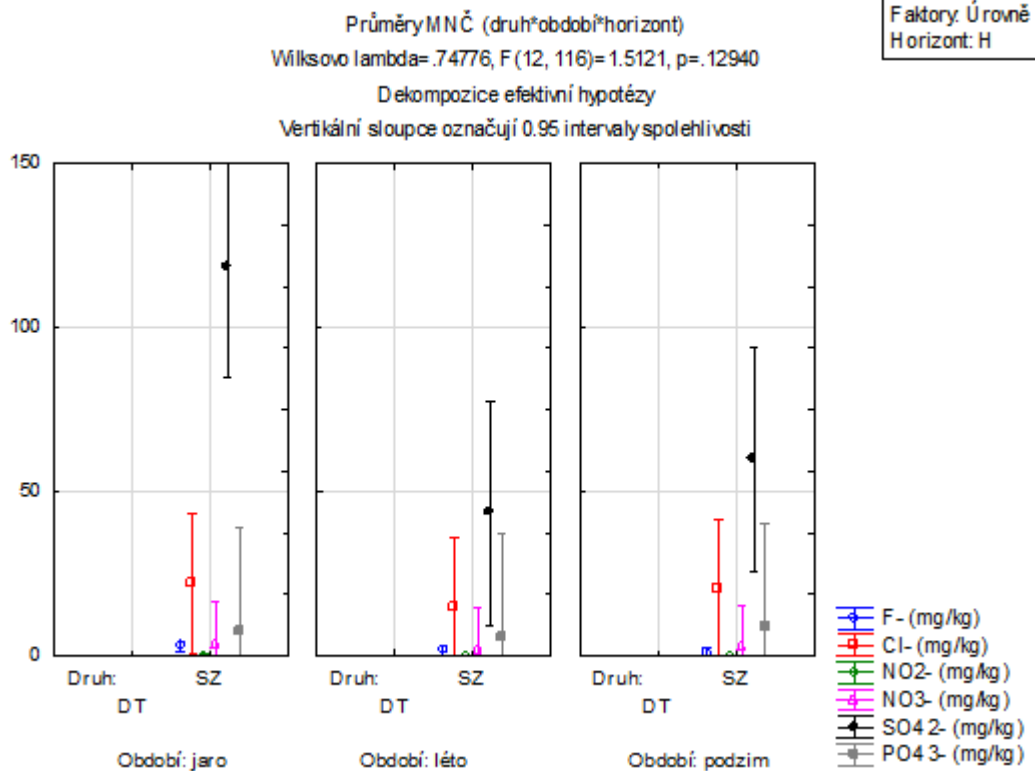
Průměry MNČ (druh*období*horizont)
 Wilksov a lambda=.74776, F(12, 116)=1.5121, p=.12940
 Dekompozice efektivní hy potězy

Faktory : Úroveň
 Horizont: F

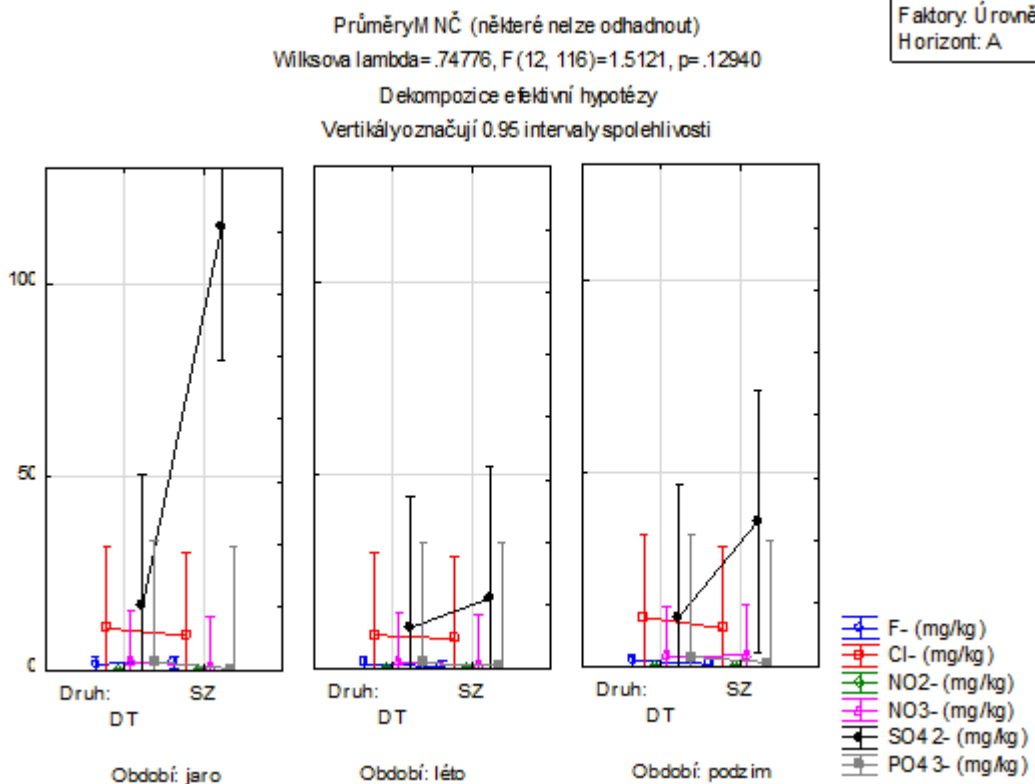
Vertikály označují 0.95 intervaly spolehlivosti



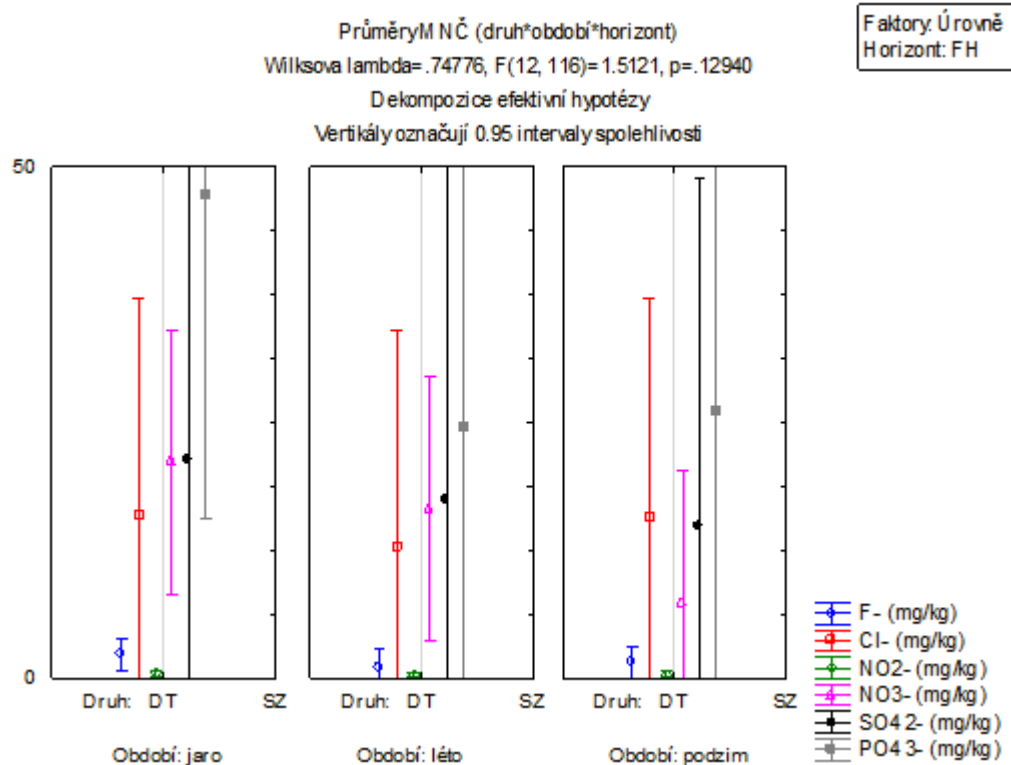
Graf č. 10 Znázorňující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ a PO₄³⁻) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska t., SZ – smrk zt.



Graf č. 11 Znárodnující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ a PO₄³⁻) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 12 Znárodnující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F⁻, Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻ a PO₄³⁻) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 13 Znárodnující průměrnou koncentraci základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{3-}) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý

Tabulka č. 9 Minimální, maximální a průměrné koncentrace základních anorganických aniontů (F^- , Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} a PO_4^{3-}) v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu

ANIONTY (mg/kg)	jaro	léto	podzim	L	F	H	FH	A	DT	SZ	min.	max.
F-	2,9	1,2	1,3	2,2	2,4	2	1,6	1,1	1,9	1,7	0,1	14,5
Cl-	25,3	24	24,6	49,2	21,2	18,8	14,7	9,7	22,6	26,2	2,5	223,9
NO ₂ -	0,3	0,1	0,2	0,3	0,2	0,2	0,4	0,03	0,3	0,1	0,01	1,5
NO ₃ -	13,1	9,2	6,5	21	4,4	2,3	15	1,8	15,4	5,3	0,5	78
SO ₄ 2-	57,9	24	32,6	33	38,9	74	17,9	35	21,5	50,6	5,5	287,8
PO ₄ 3-	59,6	28,8	33,7	99,1	44	7,4	32,5	1,3	49,9	33,7	0,07	354,5
Počet vzorků	28	28	28	24	12	12	12	24	36	48	84	84

U koncentrací NO_3^- (p 0,002 < α) a SO_4^{2-} (p 0,001 < α) byl prokázán statisticky významný rozdíl v závislosti na druhu, u F^- , Cl^- , NO_2^- , PO_4^{3-} statisticky významný rozdíl nebyl prokázán. Statisticky významný rozdíl koncentrací v závislosti na období odběrů byl potvrzen u F^- (p 0,0002 < α) a SO_4^{2-} (p 0,005 < α), u ostatních aniontů nikoliv, konkrétně u Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} . Statisticky významný rozdíl u koncentrace aniontů v závislosti na horizontu nebyl potvrzen pouze u F^- , u všech ostatních aniontů potvrzen byl, a to u Cl^- (p 0,001 < α), NO_2^- (p 0,0007 < α), NO_3^- (p 0,0001 < α), SO_4^{2-} (p 0,01 < α), PO_4^{3-} (p 0,001 < α).

5.5 Nízkomolekulární organické kyseliny

Mezi měřené anionty LMMOA patří adipany, citronany, chininy, izomáselnany, izovalerany, jablečnany, laktáty, máselnany mravenčany, octany, propionany, pyrohroznany a šťavelany, viz tabulka č. 9, která také znázorňuje konkrétní hodnoty.

Tabulka č. 10 Znázorňující hodnoty minimální, maximální, průměrné (za jednotlivá období, horizonty, rostlinné druhy i ze všech měřených koncentrací) koncentrace, mediány a směrodatné odchylky

LMMOA (mg/kg)	jaro	léto	podzim	L	F	H	FH	A	DT	SZ	min.	max.	ø	medián	sm. o.
Adipany	0,6	0,6	0,3	1,1	0,5	0,3	0,2	0,1	0,6	0,5	0,03	2,5	0,5	0,2	0,6
Citronany	6,2	5,4	3,8	5	10,5	9,6	0,8	2,4	2,6	7	0,08	34,3	5,1	2,6	5,9
Chininy	4,6	3,9	3,1	1,8	10,4	9,5	0,3	1,6	1,2	5,9	0,03	28	3,9	1	6
Izomáselnany	1,5	0,6	1,1	2,1	1,6	0,9	0,4	0,2	1,2	1	0,03	14,7	1,1	0,3	2,1
Izovalerany	0,9	0,6	0,4	1,5	0,4	0,2	0,4	0,3	0,7	0,6	0,03	5,5	0,7	0,3	1
Jablečnany	2	1,7	1,6	3,3	1,8	1,7	0,4	0,8	1,9	1,6	0,1	14,3	1,7	0,9	2,2
Máselnany	0,3	0,1	0,2	0,4	0,2	0,1	0,1	0,04	0,2	0,2	0,02	2,5	0,2	0,1	0,3
Mléčnany	10,2	5,5	7,7	13,5	8,2	7,4	4,5	3,7	7,9	7,7	0,3	29,8	7,8	5,6	6,4
Mravenčany	7,9	0,8	0,6	2,5	8,3	7,3	0,4	0,3	1,1	4,6	0,05	78,2	3,1	0,6	11,9
Octany	7,2	4,1	5	11,7	5,4	3,5	2,9	1,4	6	5	0,5	36,8	5,4	3,2	6,1
Propionany	1,2	0,9	0,7	1,3	1,8	0,9	0,7	0,3	0,8	1	0	4,5	0,9	0,6	1
Pyrohroznany	1,1	0,2	0,2	1,1	0,6	0,3	0,1	0,2	0,7	0,4	0,02	7,2	0,5	0,2	1,1
Šťavelany	6,8	3,7	4,6	12	1,8	2,1	4,4	1,4	7,6	3,1	0,4	34,4	5	2,4	6,6
Počet vzorků	28	28	28	24	12	12	12	24	36	48	84	84	84	84	84

Grafy č. 14 - 23 znázorňují průměrné hodnoty koncentrací LMMOA v závislosti na období, horizontu a rostlinném druhu. V lokalitě s výskytem douglasky tisolisté dosahovaly nejvyšší koncentrace šťavelany, a to na jaře, nejméně šťavelanů bylo zaznamenáno v létě, v lokalitě s výskytem smrku ztepilého byla koncentrace tohoto aniontu ve všech obdobích nižší než u douglasky, s maximem na jaře a minimem v létě, kdy byly šťavelany v půdě zastoupeny nejméně ze všech období. Množství šťavelanů klesá s hloubkou půdního profilu, nejvíce tohoto aniontu bylo nalezeno v horizontech L, nejméně v A. Z hlediska nejvyššího a nejnižšího zastoupení v jednotlivých horizontech vykazovaly také podobné chování mléčnany, octany, jablečnany, propionany, izomáselnany, pyrohroznany, adipany, máselnany.

V lokalitě s výskytem smrku ztepilého byla nejvyšší koncentrace zaznamenána u mravenčanů, a byla ve všech obdobích vyšší než u douglasky, nejvíce mravenčanů bylo u obou lokalit na jaře a nejméně na podzim. Nejvíce zastoupen byl tento aniont v horizontech F a nejméně v A.

Mléčnany byly více zastoupeny na jaře a v létě v oblasti smrku, na podzim byla vyšší koncentrace však naměřena u douglasky, u smrku bylo maximum na jaře, u douglasky na podzim, minimum u smrku na podzim, u douglasky v létě.

Octany byly na jaře i na podzim více zastoupeny u douglasky, s maximem na jaře a minimem v létě, u smrku byla vyšší hodnota než u douglasky naměřena pouze v létě, přičemž u smrku dosahovaly octany maxima na jaře a minima na podzim.

U smrku ztepilého bylo ve všech obdobích zaznamenáno více citronanů než u douglasky (taktéž chininů a propionanů), s maximem na jaře a minimem na podzim, u douglasky bylo nejméně citronanů v létě, maximum bylo shodné na jaře i na podzim. Citronany byly nejvíce zastoupeny v horizontech F, H, nejméně v FH.

Chininy dominovaly v horizontech F a H. U lokality se smrkem dosahovaly maxima na jaře, minima na podzim, u douglasky bylo maximum také na jaře, minimum však v létě. Nižší koncentrace aniontu byly v horizontech FH.

U douglasky byly zaznamenány vyšší koncentrace jablečnanů než u smrku a to v období jaro a podzim, maxima dosahovaly na jaře, minima v létě, u smrku byla naopak koncentrace v létě nejvyšší, na podzim nejnižší.

Propionanany dosahovaly maxima na jaře a minima na podzim.

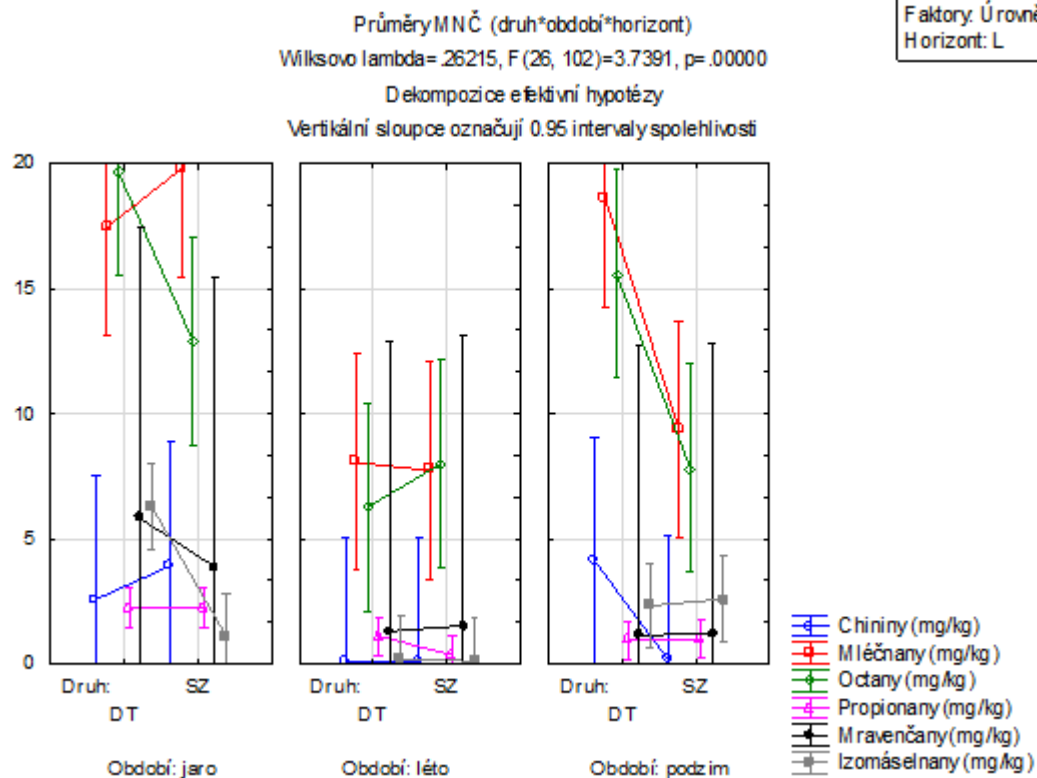
U douglasky vykazovaly vyšší koncentraci v jarním období izomáselnany, kdy také dosahovaly nejvyšších hodnot za celé období, minima v létě, smrk naopak prokázal vyšší zastoupení tohoto aniontu než u douglasky v létě a na podzim, minimum na jaře.

Pyrohroznany dosahovaly vyšší koncentrace ve všech obdobích u douglasky, s maximem na jaře, minimem na podzim, podzimní období vykazovalo v obou lokalitách téměř totožnou koncentraci pyrohroznanů, u smrku bylo též maximum na jaře a minimum v létě.

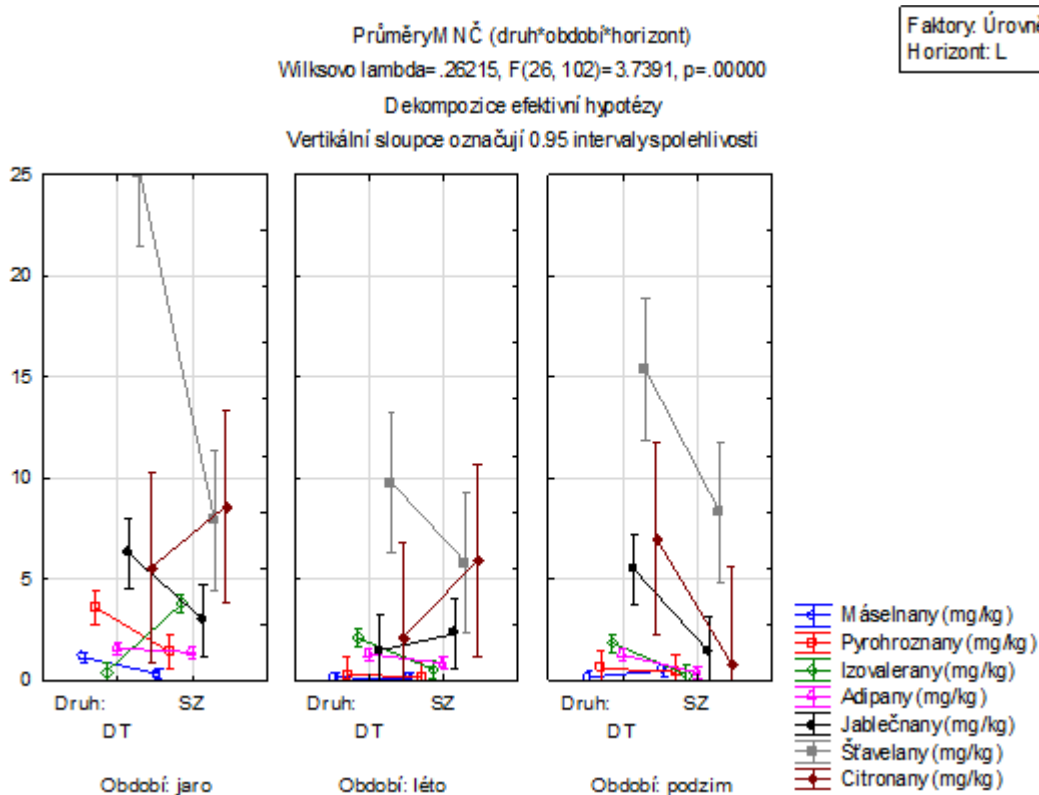
Izovalerany byly nejvíce zastoupeny na jaře v lokalitě u smrku, koncentrace zde byla také nejvyšší za všechna období, v této lokalitě minima dosáhla na podzim, u douglasky byla nejvyšší koncentrace v létě, nejnižší na jaře. Tento aniont ve vyšší koncentraci byl zaznamenán zejména v L horizontech, nejméně v H.

Adipany dosahovaly nejvyšší koncentrace téměř totožně u smrku i douglasky na jaře, minima u obou lokalit na podzim, v létě a na podzim byla koncentrace u douglasky vyšší než u smrku.

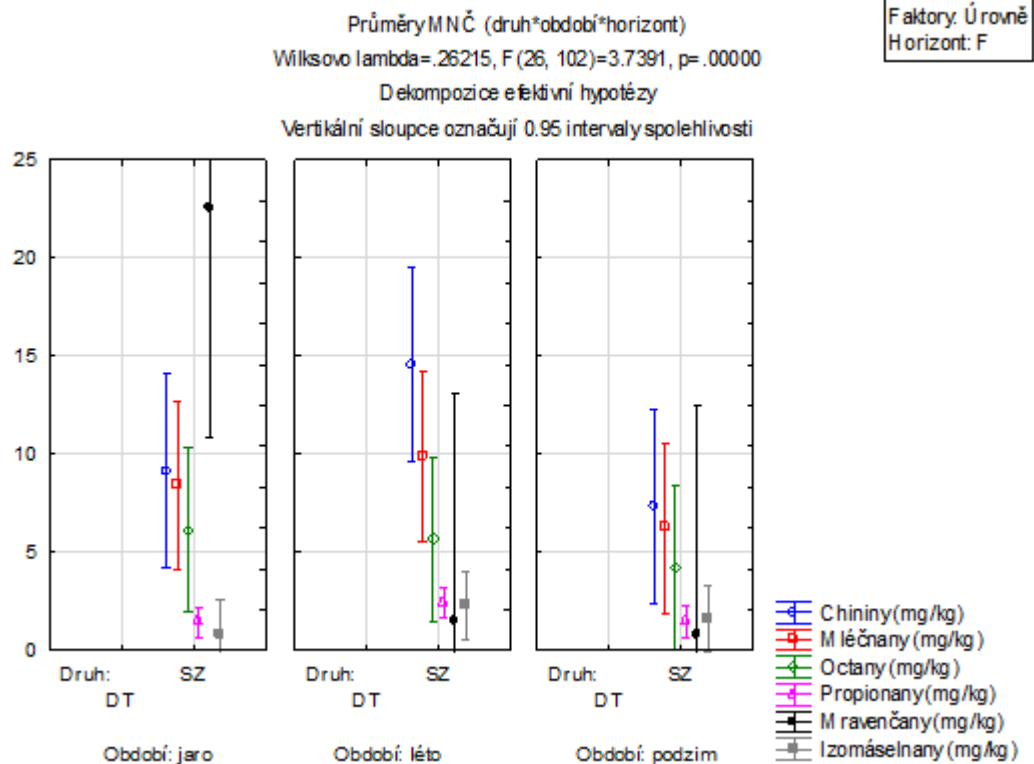
Nejnižších koncentrací dosahovaly máselnany, byly více zastoupeny v létě a na podzim u smrku, s maximem na podzim, minimem v létě, nejvyšší koncentrace tohoto aniontu byla zaznamenána na jaře u douglasky, minima u douglasky dosahovala na podzim. U tohoto aniontu se hodnoty pohybovaly pod mezí detekce.



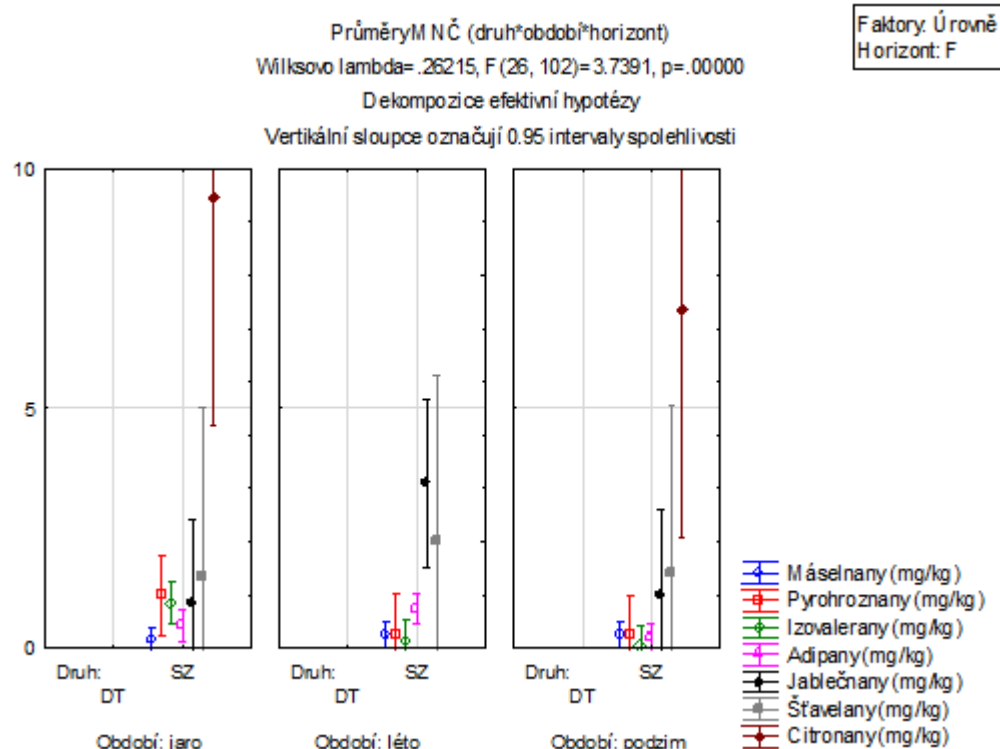
Graf č. 14 Znáznorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



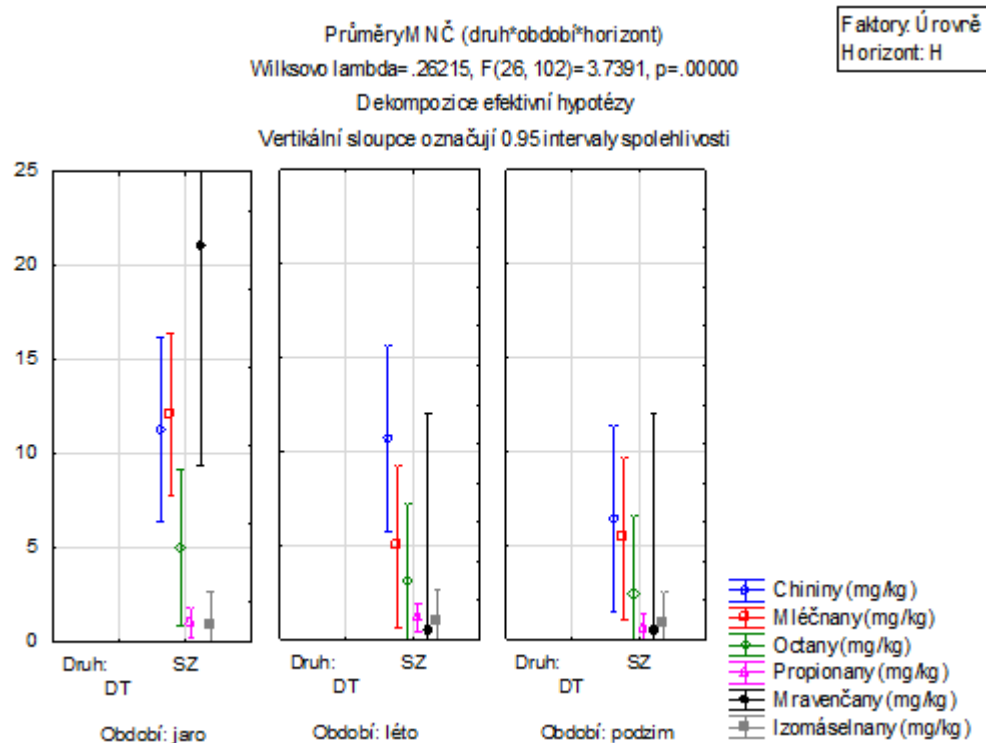
Graf č. 15 Znáznorňující průměrné koncentrace LMMOA (máslanany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu L v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



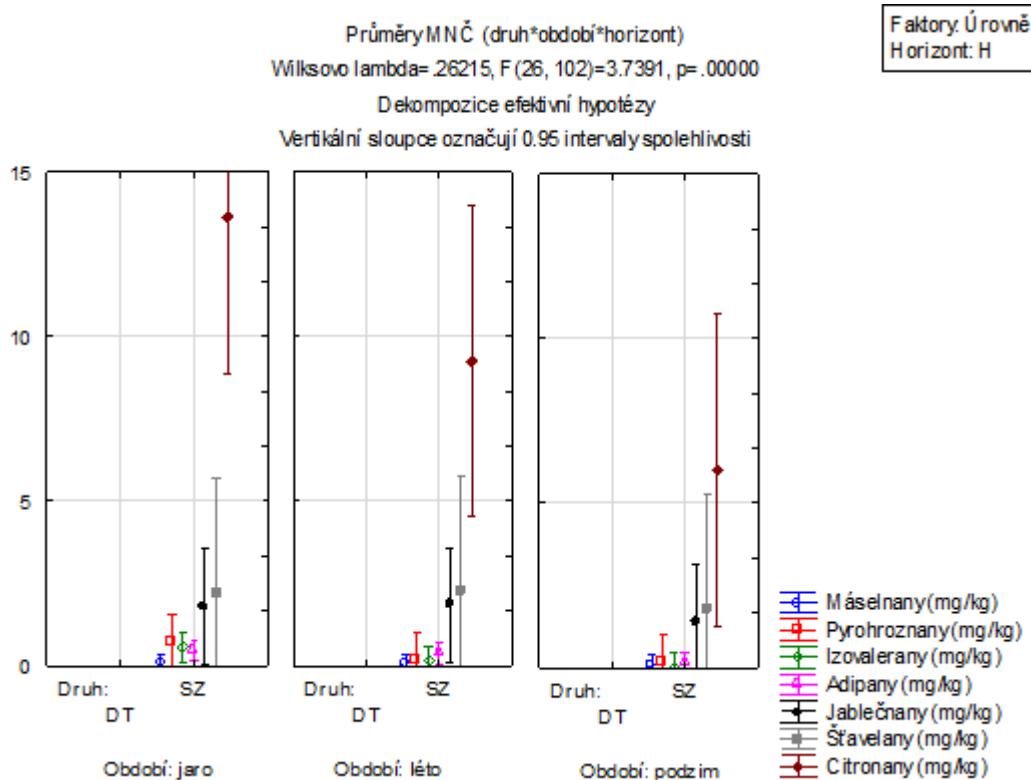
Graf č. 16 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



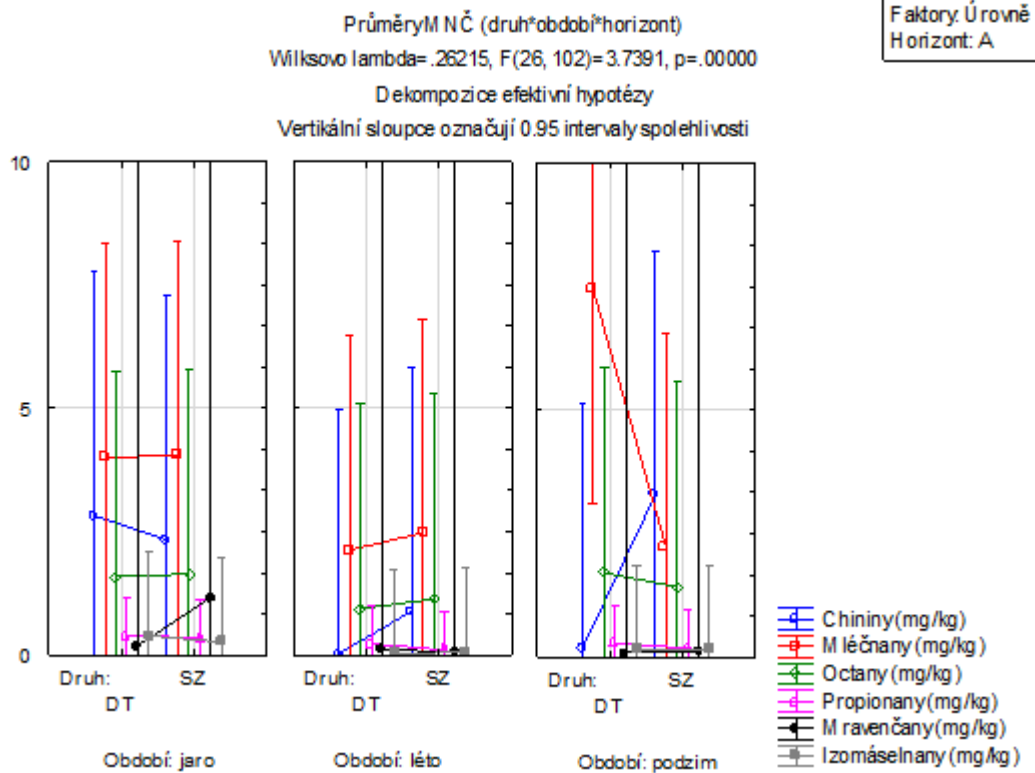
Graf č. 17 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (máseľnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu F v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



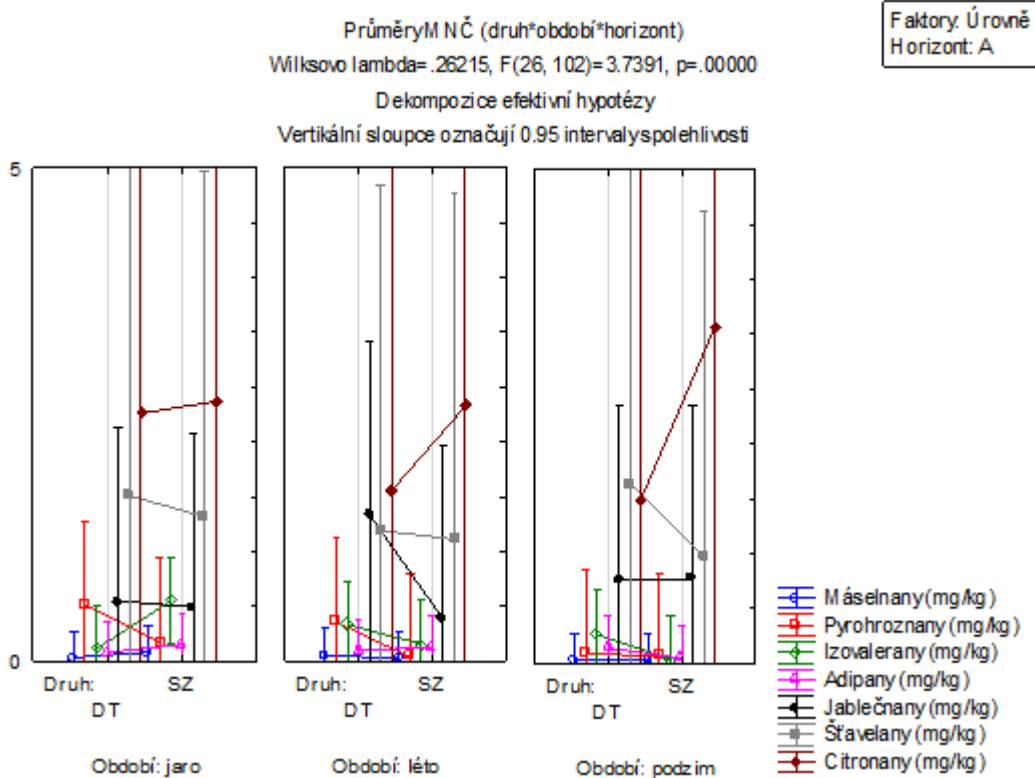
Graf č. 18 Znáznorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



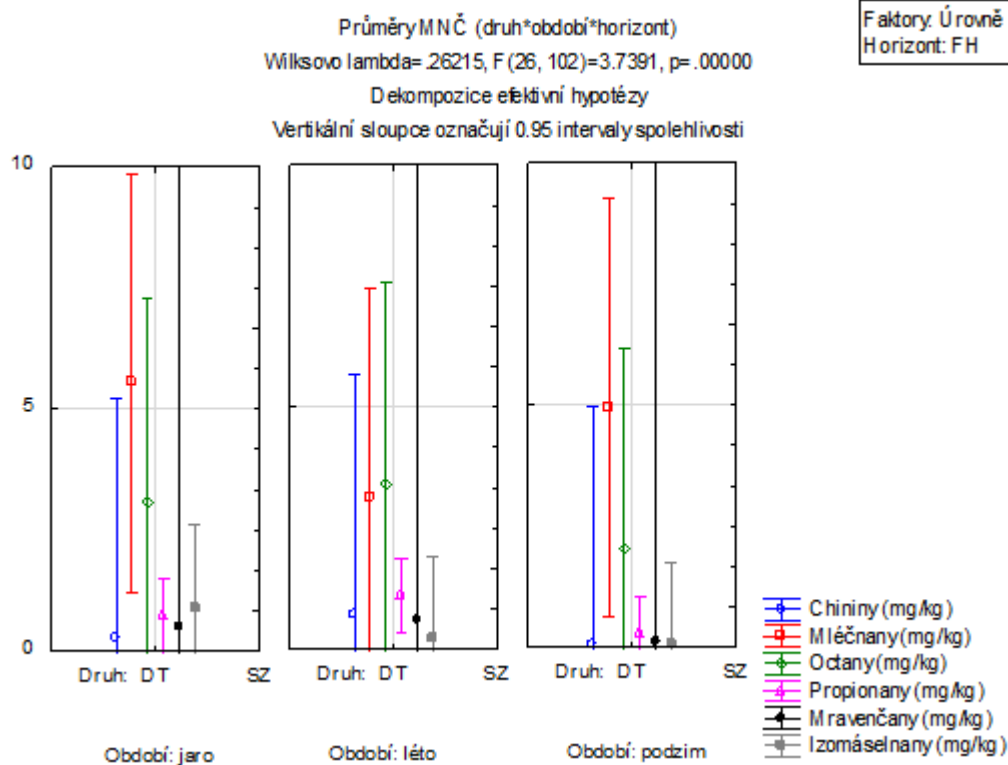
Graf č. 19 Znáznorňující průměrné koncentrace LMMOA (máslanany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu H v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



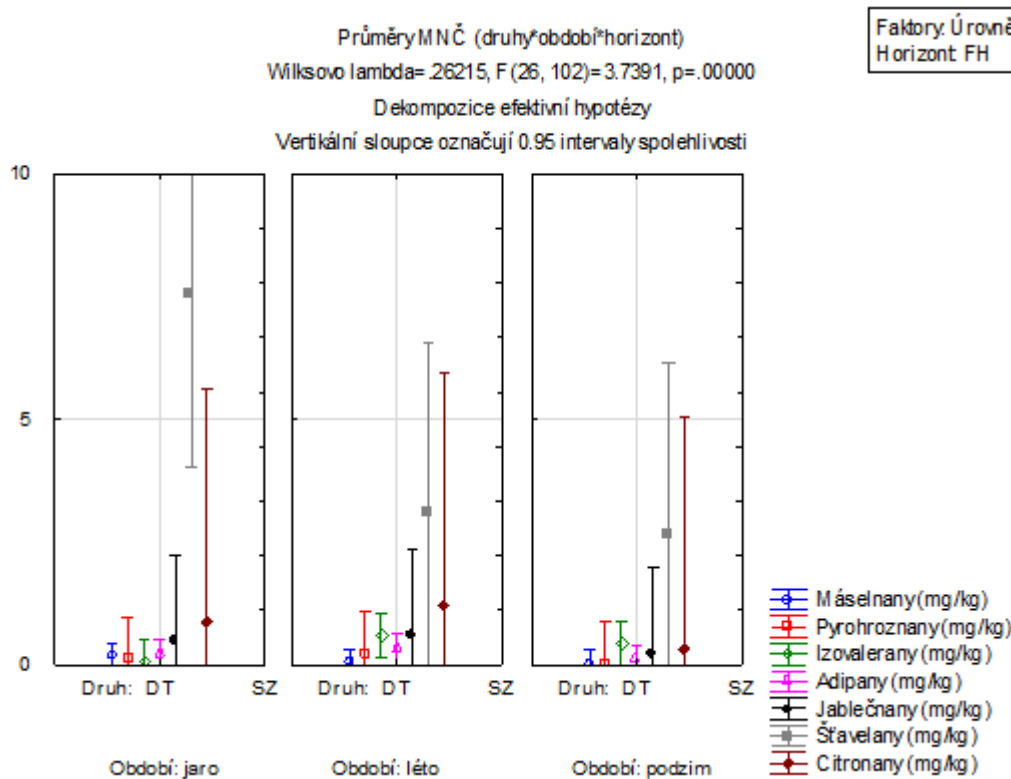
Graf č. 20 Znáznorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáselnany) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 21 Znáznorňující průměrné koncentrace LMMOA (máslnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu A v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 22 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (chininy, mléčnany, octany, propionany, mravenčany a izomáseľnany) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý



Graf č. 23 Znázorňující průměrné koncentrace LMMOA (máseľnany, pyrohroznany, izovalerany, adipany, jablečnany, šťavelany, citronany) v horizontu FH v závislosti na období a rostlinném druhu (průměr a 95% interval spolehlivosti), DT – douglaska tisolistá, SZ – smrk ztepilý

Statisticky významný rozdíl v koncentracích aniontů LMMOA v závislosti na druhu byl potvrzen u chininů ($p 0,0004 < \alpha$), šťavelanů ($p 0,002 < \alpha$) a citronanů ($p 0,0004 < \alpha$), u ostatních aniontů, konkrétně u mléčnanů, octanů, propionanů, mravenčanů, izomáselnanů, máselnanů, pyrohroznánů, izovaleranů, adipanů a jablečnanů potvrzen nebyl. U závislosti koncentrací aniontů na období odběrů byl potvrzen statisticky významný rozdíl u mléčnanů ($p 0,02 < \alpha$), mravenčanů ($p 0,03 < \alpha$) a pyrohroznánů ($p 0,001 < \alpha$), u ostatních aniontů, jako chininů, octanů, propionanů, izomáselnanů, máselnanů, izovaleranů, adipanů, jablečnanů, šťavelanů a citronanů, statisticky významný rozdíl nebyl potvrzen. Statisticky významný rozdíl u koncentrací aniontů v závislosti na horizontu nebyl potvrzen pouze u mravenčanů, u ostatních aniontů potvrzen byl, a to u chininů, mléčnanů, octanů, propionanů, izovaleranů, adipanů, jablečnanů, šťavelanů, citronanů (u těchto aniontů byla $p 0,001 < \alpha$), izomáselnanů ($p 0,009 < \alpha$), máselnanů ($p 0,002 < \alpha$), pyrohroznánů ($p 0,03 < \alpha$).

6 DISKUZE

Hlavním cílem této práce bylo posoudit množství LMMAO pod různým vegetačním pokryvem (smrk X douglaska) a při působení různého období (jaro, léto, podzim), dále byl zjišťován jejich obsah v jednotlivých půdních horizontech (L, F, H, A). Také byl zkoumán vliv vegetačního pokryvu, období a horizontu na pH (aktivní, aktuální), vlhkost, množství vodou extrahovatelných prvků a anorganických aniontů v půdě.

6.1 pH

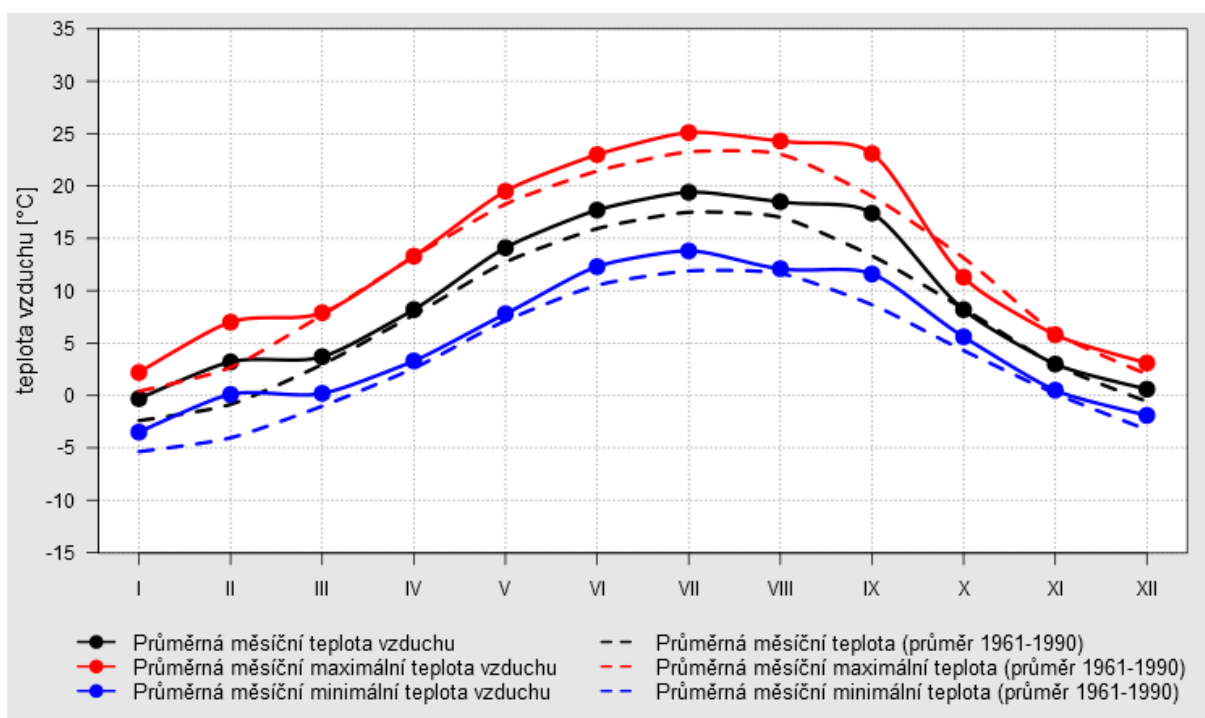
Dle výsledků bylo potvrzeno nižší pH (aktuální i aktivní) u lokality s výskytem smrku, což potvrzuje fakt o acidifikaci půd způsobenou výskytem smrku (Podrázský a kol., 2011b). Podrázský a Remeš (2008) také potvrzují, že při porovnání působení douglasky a smrku na pH hodnoty má smrk jasný vliv na vyšší kyselost půd. U douglasky byl také potvrzen příznivější vliv opadu, což je patrné ve výsledcích. Příznivý vliv opadu u douglasky na půdu potvrzuje více autorů (Podrázský a Remeš, 2008; Kubeček a kol., 2014).

6.2 Vlhkost

Z výsledků je patrné (graf č. 3 a tabulka č. 6), že vlhkost se pod zkoumaným vegetačním pokryvem liší. Průměrná vlhkost byla vyšší u lokality s výskytem smrku, což potvrzuje tvrzení, že douglaska je dřevina s výraznou desukční funkcí, což může přispět k vysušení stanoviště (Podrázský a kol., 2011b). Výrazné změny byly zaznamenány zejména v letním období, kdy průměrná vlhkost klesla na cca 20 %, což je způsobeno vysokými teplotami, které jsou pro toto období typické (Huth a Pokorná, 2004). Letní odběr proběhl na přelomu srpna a září, přičemž právě v těchto měsících byl úhrn srážek oproti dlouhodobému normálu nižší, jak znázorňuje tabulka č. 10, což má za následek také nižší vlhkost v letním období. Z grafu č. 24 je také patrné, že v letním období roku 2016 byly průměrné denní teploty na stanici Praha-Karlov, která je k odběrovým lokalitám nejbližší, nadprůměrné oproti stanovenému normálu. Nejvyšší průměrná vlhkost byla zaznamenána na podzim a to 45,3 %, Vičanová a kol. (2010) tuto skutečnost vysvětluje tím, že na podzim je obecně menší výpar způsobený nižšími teplotami a vyšší relativní vlhkostí vzduchu, což má za následek vyšší půdní vlhkost. Z hlediska horizontů nejvyšší průměrnou vlhkost prokázal zejména horizont F a nejnižší horizont A.

Tabulka č. 11 Územní srážky pro Prahu a Středočeský kraj za rok 2016 v jednotlivých měsících a za celkový rok, S = úhrn srážek [mm], N = dlouhodobý srážkový normál 1961-1990 [mm], % = úhrn srážek v % normálu 1961–1990
 zdroj: zdroj: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/uzemni-srazky#>

Kraj		Měsíc												Rok
		1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.	8.	9.	10.	11.	12.	
Praha a Středočeský	S	30	45	25	26	58	77	95	32	39	57	29	24	535
	N	32	30	36	43	70	75	72	73	46	36	40	35	590
	%	94	150	69	60	83	103	132	44	85	158	73	69	91



Graf č. 24 Znárodnující průměrné měsíční teploty v roce 2016 na stanici Praha-Karlov porovnané s historickými průměry
 zdroj: <http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/mesicni-data#>

6.3 Vodou extrahovatelné prvky

Vodní extrakce je vhodná metoda pro zjištění koncentrací prvků z půdních vzorků a dochází zde k přechodu látek ze směsi (v našem případě z půdních vzorků) do kapalné fáze (Matula, 2009). Největší vliv rostlinného druhu je dle výsledků patrný u CaH_2O a CaH_2O , kde značně vyšších hodnot dosahovala lokalita s výskytem douglasky, pouze však u CaH_2O byl tento rozdíl statisticky významný. Vyšší zastoupení CaH_2O v porostech douglasky oproti smrku prokázali také Podrázský a Remeš (2008), stejně jako skutečnost, že u douglasky bylo také prokázáno v porovnání se smrkem více $\text{P}_{\text{H}_2\text{O}}$. Douglaska má lépe rozložitelný opad, což může být důvodem vyššího obsahu např. CaH_2O či MgH_2O zejména v organických horizontech, tuto skutečnost dokládá Podrázský a kol. (2009).

Z výsledků je také patrná značná variabilita v rozložení prvků v jednotlivých horizontech. Pro všechny prvky byl vliv horizontu na jejich koncentrace také statisticky významný. V horizontech L byly zjištěny nejvyšší průměrné koncentrace u většiny prvků (Ca, K, Mg, Mn, P). Tento klesající trend ($L > F > H$ (FH) $> A$) u některých prvků (Ca či Mg) potvrzuje také např. van der Heijden et al. (2013) či Podrázský a kol. (2011a).

Nejvyšší průměrné koncentrace prvků byly zaznamenány zejména v jarním období. Nejnižší pak v létě i na podzim. Kromě $\text{Ca}_{\text{H}_2\text{O}}$ však průměrné koncentrace změřené v létě a na podzim neprokázaly u ostatních prvků velké rozdíly. Výrazné kolísání koncentrací $\text{Ca}_{\text{H}_2\text{O}}$ během roku potvrzuje také Umemura et al. (2003), kdy sezónní výkyvy mohou být způsobeny mikrobiální aktivitou, která se během roku různí, všeobecně je však vyšší mikrobiální aktivita v létě.

6.4 Anorganické anionty

Významný vliv rostlinného druhu na obsah anorganických aniontů byl prokázán zejména u NO_3^- a SO_4^{2-} . Koncentrace NO_3^- byly znatelně vyšší pro půdy s douglaskou tisolistou. Tato skutečnost může být způsobena např. mykorhizním vztahem douglasky s houbovými mycelii, která dokáží dusičnany akumulovat a mohou se tak dostat do půdy jak dokládá Bledsoe a Zasoski (1983). Koncentrace SO_4^{2-} byly naopak výraznější v oblasti s výskytem smrku. Tato skutečnost může být způsobena tím, že smrk má větší specifický povrch jehlic než douglaska (Raat et al., 2002) a tedy dochází k většímu zachytu imisních plynů, které se následně dostávají do půdy, např. smyvem, jak dokládá Sander et al. (1995) či Miller et al. (1991). Sírany jsou také výrazněji zastoupeny na kyselějších půdách (Nodvin et al., 1986). Koncentrace Cl^- dominovaly v oblasti se smrkem, naopak koncentrace PO_4^{3-} byly vyšší u douglasky. U F^- a NO_2^- byly zaznamenány u smrku i douglasky velmi nízké koncentrace, způsobené tím, že u těchto aniontů byly často hodnoty pod mezí detekce.

Závislost obsahu anorganických aniontů na období odběru byla prokázána. Dle výsledků je patrné, že nejvyšších průměrných koncentrací tyto anionty dosahovaly zejména na jaře. Největší kolísání koncentrací v závislosti na období je patrné u SO_4^{2-} a PO_4^{3-} , u obou s minimem v létě. Nižší hodnoty fosfátů v letním období dokládá také Angert et al. (2011), kdy bývají rychleji spotřebovány rostlinami či mikroorganismy. U Cl^- byly koncentrace během roku rozloženy bez většího sezónního kolísání hodnot, což potvrzuje také Umemura et al. (2003), o něco větší rozdíly byly zaznamenány u NO_3^- . Nižší koncentrace u NO_3^- byly zaznamenány v létě a na podzim, což potvrzuje také Hruška et al. (2002). Koncentrace aniontů NO_2^- byla velmi nízká z důvodu velkého množství dat pod mezí detekce. Koncentrace některých

anorganických aniontů v závislosti na období zkoumal také např. Tejnecký et al. (2010), tyto výsledky také ukazují nejvyšší zastoupení zejména SO_4^{2-} v jarním období.

Největší vliv na koncentraci anorganických aniontů měly bez pochyby jednotlivé horizonty, jejichž vliv se statisticky potvrdil u většiny aniontů. Klesající trend s nejvyšším obsahem v L horizontech a nejnižším v A horizontech byl zaznamenán např. u Cl^- , NO_3^- či PO_4^{2-} . Ve výzkumu od Bhatti et al. (1997) byl také potvrzen nejvyšší obsah PO_4^{2-} ve vrchních částech půdy. Největší odchylky byly zaznamenány zejména u SO_4^{2-} , pro které byly nejvyšší koncentrace změřeny v horizontech H. Tuto skutečnost dokládá také Matula (1999), který tvrdí, že sírany se častěji vyskytují v hlubších horizontech půdního profilu.

6.5 Vliv horizontu na LMMOA

Vliv horizontu na koncentrace aniontů LMMOA byl jednoznačně nejvýznamnější (tabulka č. 11), jelikož byl také statisticky významný u všech aniontů kromě mravenčanů. Dle výsledků je patrné, že anionty LMMOA nejvyšších koncentrací dosahovaly zejména v L horizontech. Dle Strobela (2001) vysoký obsah LMMOA v L horizontech není ničím neobvyklý, jelikož samotný opad je zdrojem půdní organické hmoty, tudíž se na koncentracích kyselin značně podílí. Kyseliny jsou také běžnou součástí pletiv rostlin, jak dokládá např. da Costa et al. (2009) či Franceschi and Nakata (2005). U většiny aniontů LMMOA platí klesající trend koncentrací se zvyšující se hloubkou horizontu ($L > F > H$ (FH) $> A$). Tento klesající trend v obsahu aniontů LMMOA v závislosti na horizontu potvrzuje nespočet autorů (př.: van Hees et al., 1999, Certini et al., 2000, Strobel et al., 2001). Dle Strobela (2001) by se tento klesající trend dal vysvětlit např. dekompozicí organických látek, jako např. půdní organické hmoty či opadu, která je rychlejší ve vrchních půdních horizontech. Tato skutečnost má za následek tvorbu většího množství metabolitů z dekompozice, tedy i LMMOA (Strobel, 2001).

Tabulka č. 12 Statistická významnost koncentrací LMMOA v závislosti na horizontu, dřevině a období odběru vyplývající z vícefaktorové analýzy ANOVA (konkrétní hladiny významnosti jsou uvedeny ve výsledcích)

	<i>Horizont</i>	<i>Dřevina</i>	<i>Období</i>	<i>Počet kyselin celkem</i>
<i>Počet statisticky významných závislostí u kyselin</i>	12	3	3	13

6.6 Vliv rostlinného druhu na LMMOA

Z výsledků je patrné, že vliv rostlinného druhu na obsah aniontů LMMOA se prokázal. U lokality s výskytem douglasky oproti smrku jasně dominovaly svým obsahem zejména šťavelany, kde byl vliv dřeviny statisticky významný, tuto skutečnost také potvrzuje Strobel (2001), u smrku naopak dominovalo větší množství aniontů LMMOA (např. citronany, chininy či mravenčany). Jak bylo uvedeno v diskusní části o pH, smrk způsobuje acidifikaci půd, což obsah aniontů LMMOA může také ovlivnit dle Thurmana (1985). Stejný autor také dokládá, že v kyselých půdách se organické sloučeniny rozkládají pomaleji než v půdách méně kyselých (Thurman, 1985). U ostatních aniontů byl rozdíl méně výrazný. Mléčnany byly v obou lokalitách také hojně zastoupeny, avšak bez výrazného vlivu dřeviny, stejně jako octany či jablečnany. Ostatní anionty LMMOA byly zastoupeny v menším množství (méně než 14,7 mg/kg) a bez výrazného vlivu dřeviny. Vyšší koncentrace aniontů LMMOA u smrku v porovnání s jinými dřevinami potvrzuje také Strobel et al. (1999). Dle výsledků (graf č. 14 a 15) vzniká při rozkladu opadu douglasky v průměru více LMMOA než u opadu smrku, což potvrzuje také Kostić et al. (2016), který tvrdí, že u douglasky v porovnání s jinými rostlinnými druhy (je zde zahrnut také smrk) vzniká více kyselin z rozkladu organické hmoty.

6.7 Vliv období na LMMOA

Dle zjištěných výsledků je patrné, že zastoupení aniontů LMMOA v jednotlivých obdobích odběru bylo nejvyšší na jaře. Sezónní změny jako je např. teplota či vlhkost mají vliv zejména na biologickou aktivitu, která je v přímé návaznosti na produkci LMMOA (Kusel et al., 1999), v příznivějších podmínkách biologická aktivita roste, přičemž právě na jaře je vhodná teplota či vlhkost, což může mít za následek vyšší obsah aniontů LMMOA jakožto produkt biologické aktivity organismů (Clarholm et al., 2015; Jones, 1998). Vyšší obsah LMMOA na jaře se dá také vysvětlit ideální růstovou sezónou pro rostliny, která je nejvhodnější právě na jaře, kdy je v půdě např. dostatek vláhy, tvoří se tak vyšší množství kořenů, které mají vliv na větší kořenovou exudaci LMMOA (Rocha et al., 2015).

6.8 Vliv LMMOA na vodou extrahovatelné prvky

Dle Foxe (1995) mají LMMOA vliv na mobilitu živin či na detoxikaci rizikových prvků. Z potenciálně rizikových prvků byl zaznamenán pouze výskyt Al. Pomocí korelační analýzy byl zjištěn vliv jednotlivých kyselin na koncentraci Al. Největší vliv byl potvrzen zejména u octanů ($r = 0,45$), adipanů ($r = 0,46$) a šťavelanů ($r = 0,43$), kde byla závislost koncentrací těchto

LMMOA na koncentraci Al střední. Tuto problematiku zkoumal také např. Li et al. (2006), kde taktéž uvedl kyselinu šťavelovou, jakožto limitující faktor pro koncentraci Al v půdě, jelikož LMMOA mají schopnost navázat na sebe potenciálně toxické kovy (van Hees et al., 2005; Drábek et al., 2005;). Dále je také patrný silný vliv šťavelanů na koncentraci P ($r = 0,76$). Tuto skutečnost potvrzuje také Ström et al. (2005) a dále uvádí, že kyselina šťavelová má pozitivní vliv na mobilitu P k rostlinám. Byl také potvrzen silný vliv šťavelanů na koncentraci Ca ($r = 0,66$), Mg ($r = 0,75$) a K ($r = 0,84$), tuto skutečnost potvrzuje také Graustein et al. (1977), který uvádí, že šťavelany zvyšují dostupnost prvků pro rostliny. Silný vliv byl zjištěn také u octanů na koncentraci K ($r = 0,82$) a P ($r = 0,76$). McCray et al. (2012) také poukazuje na skutečnost, že kyselina octová na sebe poutá P a tudíž se vliv této kyseliny (či její soli) na P považuje za významný. Z ostatních kyselin se potvrdil silný vliv pouze u adipanů a to na Ca ($r = 0,62$).

6.9 Možnosti dalšího výzkumu

Z této diplomové práce se také dají usuzovat možné budoucí výzkumy. Tato práce se týká koncentrace LMMOA pod různým vegetačním pokryvem, avšak pouze u dvou rostlinných druhů (douglaska X smrk), proto by bylo vhodné tyto kyseliny prozkoumat také pod odlišným vegetačním pokryvem. Případně by se daly provést srovnávací studie se stejnými rostlinnými druhy, ale např. v jiné lokalitě, čímž by se do výzkumu mohl zahrnout další faktor (odlišná lokalita). Vliv na koncentraci LMMOA má také věk porostů (Meinzer et al., 2011), který by mohl být prozkoumán. Dále v práci nebylo zahrnuto zimní období, což by se mohlo stát předmětem výzkumných prací zaměřených na sezónní vliv v návaznosti na koncentrace LMMOA.

7 ZÁVĚR

Množství LMMOA v půdě je nejvíce ovlivněno zejména půdním horizontem, kde, kromě mravenčanů, vykázaly statisticky významný rozdíl veškeré LMMOA. Byl potvrzen klesající trend množství LMMOA se zvyšující se hloubkou v pořadí $L > F > H$ (FH) $> A$, čímž se potvrzuje hypotéza o vyšším množství LMMOA v organických horizontech.

Byly také potvrzeny hypotézy, že množství LMMOA je ovlivněno vegetačním pokryvem a ročním obdobím, avšak oproti horizontu byly tyto faktory méně výrazné. Ročním obdobím byly prokázány statisticky významné rozdíly pouze u mléčnanů, mravenčanů a pyrohroznů. Vegetačním pokryvem bylo ovlivněno množství také u 3 specií LMMOA, konkrétně u citronanů, chininů a šťavelanů.

U douglasky tisolisté byl potvrzen příznivější vliv opadu na půdní prostředí než u smrku ztepilého. U douglasky tisolisté také vzniká při rozkladu opadu v průměru více LMMOA než u smrku.

Poslední hypotéza, o zvýšeném množství LMMOA v letních měsících, potvrzena nebyla. Nejvíce LMMOA v půdách bylo zaznamenáno na jaře.

U některých LMMOA byl také potvrzen jejich vliv na koncentraci základních prvků. Silná závislost se projevila zejména u šťavelanů, které pozitivně ovlivnily množství Ca, K, Mg a P. Z ostatních LMMOA se nejvýrazněji projevilo vyšší množství octanů na zvýšenou koncentraci K a P, také u vyššího množství adipanů se projevilo vliv na vyšší koncentraci Ca.

Druhotně se tato diplomová práce také zabývá vlivem vegetačního pokryvu, období a horizontu na vlhkost, množství vodou extrahovatelných prvků a anorganických aniontů. U vlhkosti byl potvrzen vliv všech faktorů. Základní prvky byly také ovlivněny vegetačním pokryvem (Ca, Mg, Mn, Na, S), vliv období se však potvrdil pouze u Na, naopak vliv horizontu byl potvrzen u všech prvků. U anorganických aniontů byl prokázán vliv vegetačního pokryvu pouze u síranů a dusičnanů, vliv období se projevilo též u síranů a také u fluoridů, u kterých, jako u jediného aniontu, avšak nebyl potvrzen vliv horizontu na jejich distribuci.

Studium LMMOA v půdě se ukazuje jako důležité z mnoha hledisek, mezi nejdůležitější můžeme řadit zejména jejich vliv na koloběh uhlíku, zvyšování dostupnosti živin pro rostliny či schopnost detoxikace rizikových prvků.

8 SEZNAM LITERATURY

- Addiscott, T. M. 2010. Soil mineralization: An emergent process? *Geoderma*. 160 (1). 31-35.
- Adeleke, R., Nwangburuka, C., Oboirien, B. 2017. Origins, roles and fate of organic acids in soils: A review. *South African Journal of Botany*. 108. 393-406.
- Adriano, D. C. 2001. Trace elements in terrestrial environments. *Biogeochemistry. Bioavailability and risks of metals*. New York. Springer. p. 867. ISBN 0-387-98678-2.
- Angert, A., Weiner, T., Mazeh, S., Tamburini, F., Frossard, E., Bernascoli, S.M., Sternberg, M. 2011. Seasonal variability of soil phosphate stable oxygen isotopes in rainfall manipulation experiments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 75 (15). 4216-4227.
- Augusto, L., Dupuey, J. L., Ranger J. 2003. Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science*. 60 (8). 823-831.
- Benda, F., Filištein, V., Hezina, F., Musil, J. 2006. Determination of trace elements in rainwater by ICP—AES with ionex preconcentration. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*. 50 (1). 9-13.
- Bhatti, J. S., Comerford, N. B., Johnston, C. T. 1997. Influence of oxalate and soil organic matter on sorption and desorption of phosphate onto a spodic horizon. *Soil Science Society of America Journal*. 62 (4). 1089-1095.
- Binimelis, R., Born, W., Monterroso, I., Rodríguez-Labajos, B. 2007. Socio-economic impacts and assessment of biological invasions. *Biological Invasions*. 193. 331-347.
- Bledsoe, C. S., Zasoski, R. J. 1983. Effects of ammonium and nitrate on growth and nitrogen uptake by mycorrhizal Douglas-fir seedlings. *Plant and Soil*. 71 (1). 445-454.
- Bolte, A., Villanueva, I. 2006. Interspecific competition impacts on the morphology and distribution of fine roots in European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *European Journal of Forest Research*. 125. 15-26.
- Bouriaud, O., Leban, J. M., Bert, D., Deleuze, C. 2005. Intra-annual variations in climate influence growth and wood density of Norway spruce. *Tree Physiology*. 25 (6). 651-660.
- Cawthray, G. R. 2003. An improved reversed-phase liquid chromatographic method for the analysis of low-molecular mass organic acids in plant root exudates. *Journal of Chromatography A*. 1011 (2003). 233–240.
- Certini, G., Corti, G., Ugolini, F. C. 2000. Vertical trends of oxalate concentrations in two soils under *Abies alba* from Tuscany Italy. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 163 (2). 173–177.

- Cienciala, E., Exnerová, Z., Macků, J., Henzlík, V. 2006. Forest topsoil organic carbon content in Southwest Bohemia region. *Journal of Forest Science*. 52 (9). 387-398.
- Clarholm, M., Skjellberg, U., Rosling, A. 2015. Organic acid induced release of nutrients from metal-stabilized soil organic matter - The unbutton model. *Soil Biology and Biochemistry*. 84. 168-176.
- Collins, R. N. 2004. Separation of low-molecular mass organic acid–metal complexes by high-performance liquid chromatography. *Journal of Chromatography A*. 1059 (1-2). 1-12.
- Curl, E. A., Truelove, B. 1986. *The rhizosphere*. Springer. California. p. 288. ISBN: 9783540158035.
- da Costa, L. M., Tronto, J., Regina, V., Constantino, L., Fonseca, M. K. A., Oliveira, A. P., da Costa, M. R. 2009. Extraction and concentration of biogenic calcium oxalate from plant leaves. *The Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 33. 729-733.
- Dehlin, H., Peltzer, D. A., Alisson, V. J., Yeates, G. W., Nilsson, M. Ch., Wardle, D. A. 2008. Tree seedling performance and below-ground properties in stands of invasive and native tree species. *New Zealand Journal of Ecology*. 32 (1). 67-79.
- Dibner, J. J., Buttin, P. 2002. Use of organic acids as a model to study the impact of gut microflora on nutrition and metabolism. *The Journal of Applied Poultry Research*. 11 (4). 453-463.
- Drábek, O., Mládková, L., Borůvka, L., Száková, J., Nikodem, A., Němeček, K. 2005. Comparison of water-soluble and exchangeable forms of Al in acid forest soils. *Journal of Inorganic Biochemistry*. 99 (9). 1788–1795.
- Drever, J. I., Stillings, L. L. 1997. The role of organic acids in mineral weathering. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*. 120 (1-3). 167-181.
- Dupont, A. L., Seemann, A., Lavédrine, B. 2012. Capillary electrophoresis with electrospray ionisation-mass spectrometry for the characterisation of degradation products in aged papers. *Talanta*. 89. 301-309.
- Dušek, D., Novák, J., Slodičák, M., Kacálek, D. 2011. Srovnání charakteristik nadložního humusu pod porosty smrku a lípy na bývalé zemědělské půdě. *Proceedings of Central European Silviculture – 12th International Conference*. 203-208.
- Fox, T. R., 1995. The influence of low-molecular-weight organic acids on properties and processes in soil. In: McFee, W., Kelly, M. (Eds.). *Carbon forms and functions in forest soils*. Soil Science Society of America Inc. Madison. 43-62. ISBN: 9780891188186.
- Franceschi, V. R., Nakata, P. A. 2005. Calcium oxalate in plants: Formation and function. *Annual Review of Plant Biology*. 56. 41-71.

- Franzluebberz, A. J. 2002. Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research*. 66 (2). 95-106.
- Graustein, W. C., Cromack Jr., K., Sollins, P. 1977. Calcium oxalate: Occurrence in soils and effect on nutrient and geochemical cycles. *Science*. 198 (4323). 1252-1254.
- Green, R. N., Trowbridge, R. L., Klinka, K. 1993. Towards and taxonomic classification of humus forms. *Forest Science*. 39 (29). 1-49.
- Griffiths, R. P., Baham, J. E., Caldwell, B. A. 1994. Soil solution chemistry of ectomycorrhizal mats in forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 26 (3). 331–337.
- Hanslin, H., M., Kollmann, J. 2016. Positive responses of coastal dune plants to soil conditioning by the invasive *Lupinus nootkatensis*. *Acta Oecologica*. 77. 1-9.
- Hertenberger, G., Zampach, P., Bachmann, G. 2002. Plant species affect the concentration of free sugars and free amino acids in different types of soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 165 (5). 557-565.
- Hocking, P. J., Keerthisinghe, G., Smith, F. V., Randall, P. J. 1997. In: Ando, T., Fujita, K., Mae, T., Matsumoto, H., Mori, S., Sekiya, J. (eds.). *Plant nutrition for sustainable food production and environment*. Kluwer. Dordrecht. 3-14. ISBN: 978-0792347965.
- Hruška, J., Cienciala, E., Moravčík, P., Navrátil, T., Hofmeister, J. 2001. Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd. *Lesnická práce*. 80 (11). 544-547.
- Hruška, J., Moldan, F., Krám, P. 2002. Recovery from acidification in central Europe - observed and predicted changes of soil and streamwater chemistry in the Lysina catchment, Czech Republic. *Environmental Pollution*. 120. 261-274.
- Huth, R., Pokorná, L. 2004. Trendy jedenácti klimatických prvků v období 1961–1998 v České republice. *Meteorologické zprávy*. 57 (6). 168-178.
- Chertov, O. G. 2016. Quantification of soil fauna metabolites and dead mass as humification sources in forest soils. *Eurasian Soil Science*. 49 (1). 77-88.
- Christ, M. J., David, M. B. 1996. Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. *Soil Biology and Biochemistry*. 28 (9). 1191–1199.
- Igamberdiev, A. U., Eprintsev, A. T. 2016. Organic acids: The pools of fixed carbon involved in redox regulation and energy balance in higher plants. *Frontiers in Plant Science*. 7 (1042). 1-15.
- Jones, D. L. 1998. Organic acids in the rhizosphere – a critical review. *Plant and Soil*. 205 (1). 25-44.
- Jones, D. L., Dennis, P. G., Owen, A. G., van Hees, P. A. W. 2003. Organic acid behavior in soils – misconceptions and knowledge gaps. *Plant and Soil*. 248 (1). 31-41.

Kantor, P., Bušina, F., Knott, R. 2010. Postavení douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii* /mirb./ franco) a její přirozená obnova na školním polesí Hůrky středních lesnických škol písek. Zprávy lesnického výzkumu. 55 (4). 251-262.

Khalid, M., Soleman, N., Jones, D.L. 2007. Grassland plants affect dissolved organic carbon and nitrogen dynamics in soil. *Soil Biology and Biochemistry*. 39 (1). 378-381.

Kostić, O., Jarić, S., Gajić, G., Pavlović, D., Marković, M., Mitrović, M., Pavlović, P. 2016. The effects of douglas fir monoculture on stand characteristics in a zone of montane beech forest. *Archives of Biological Sciences*. 68 (4). 753-766.

Krejzar, T. 2015. Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2014. Ministerstvo zemědělství. Praha. 108 s. ISBN: 978-80-7434-242-4.

Kubát, J., Cerhanová, D., Mikanová, O., Šimon, T. 2008. Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách. VÚRV Praha. 34 s. ISBN: 978-80-87011-65-2.

Kubeček, J., Štefančík, I., Podrázský, V., Longauer, R. 2014. Výsledky výzkumu douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii* / Mirb./ Franco) v České republice a na Slovensku – přehled. *Forestry Journal*. 60 (2). 116-124.

Kutílek, M. 2012. Půda planety Země. Praha. Dokořán. 200 s. ISBN 978-80-7363-212-0.

Kusel, K., Wagner, C., Drake, H. L. 1999. Enumeration and metabolic product profiles of the anaerobic microflora in the mineral soil and litter of a beech forest. *FEMS Microbiology Ecology*. 29 (1). 91–103.

Lehmann, J., Kleber, M. 2015. The contentious nature of soil organic matter. *Nature*. 528 (7580). 60-68.

Li, J., Xu, R., Tiwari, D., Ji, G. 2006. Effect of low-molecular-weight organic acids on the distribution of mobilized Al between soil solution and solid phase. *Applied Geochemistry*. 21 (10). 1750–1759.

Lundström, U. S. 1993. The role of organic acids in the soil solution chemistry of a podzolized soil. *European Journal of Soil Science*. 44 (1). 121-133.

Lundström, U. S. 1994. Significance of organic acids for weathering and the podsolization proces. *Environment International*. 20 (1). 21-30.

Matula, J. 2009. A relationship between multi-nutrient soil tests (Mehlich 3, ammonium acetate, and water extraction) and bioavailability of nutrients from soils for barley. *Plant Soil Environment*. 55 (4). 173-180.

Matula, J. 1999. Use of multinutrient soil tests for sulphur determination. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 30 (11-12). 1733-1746.

- Martiník, A., 2003: Possibilities of growing Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii* /Mirb./ Franco) in the conception of sustainable forest management. *Ekológia*. 22 (3). 136–146.
- McBride, M. B. 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Advances in Soil Science*. 10. 1-56.
- McCray, J. M., Wright, A. L., Luo, Y., Ji, S. 2012. Soil phosphorus forms related to extractable phosphorus in the everglades agricultural area. *Soil Science*. 177 (1). 31-38.
- McLaughlin, M. J., Smolders, E., Merckx, R. 1998. Soil-root interface: physicochemical processes. In: Huang, P. M. (ed.). *Soil Chemistry and Ecosystem Health*. Soil Science Society of America. Madison. 233-277. ISBN: 978-0891188308.
- Meinzer, F., Lachenbruch, B., Dawson, T. 2011. Size- and age-related changes in tree structure and function. 4th ed. Springer Netherlands. Dordrecht. p. 514. ISBN 978-94-007-1241-6.
- Menšík, L., Kulhavý, J., Kantor, P., Remeš, M. 2009. Humus conditions of stands with the different proportion of Douglas-fir in training forest district Hůrky and the Křtiny Forest Training Enterprise. *Journal of Forest Science*. 55. 345–356.
- Metodický list Státní ochrany přírody. Doporučené zásady používání nepůvodních dřevin v CHKO. 2005. AOPK ČR.
- Miller, J. D., Anderson, H. A., Cooper, J. M., Ferrier, R. C., Stewart, M. 1991. Evidence for enhanced atmospheric sulphate interception by Sitka spruce from evaluation of some Scottish catchment study data. *Science of the Total Environment*. 103 (1). 37-46.
- Mimmo, T., Ghizzi, M., Marzadori, C., Gessa, C. E. 2008. Organic acid extraction from rhizosphere soil: effect of field-moist, dried and frozen samples. *Plant Soil*. 312 (1). 175-184.
- Němec, J. Hrib, M. 2009. *Lesy v České republice*. Consult Praha. Praha. 399 s. ISBN: 80-903482-5-4.
- Němeček, J., Rohošková, M., Macků, J., Vokoun, J., Vavříček, D., Novák, P. 2008. *Taxonomický klasifikační systém půd České republiky*. Praha. ČZU v Praze. 95 s.
- Němeček, J., Vavříček, D., Macků, J., Vokoun, J., Smejkal, J., Prchal, J., Kusbach, A., Nikl, J. 2002. *Taxonomický klasifikační systém půd ČR (Jan Němeček a kol.) v lesnické praxi*. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. Brandýs nad Labem. 43 s.
- Nodvin, S. C., Driscoll, C. T., Likens, G. E. 1986. Simple partitioning of anions and dissolved organic carbon in a forest soil. *Soil Science*. 142 (1). 27-35.
- Pichler, V., Godinho-Ferreira, P., Zlatanov, T., Pichlerová, M., Gregor, J. 2010. Changes in forest cover and its diversity. *Forest Management and the Water Cycle*. 212. 209-224.

Pivokonský, M. Pivokonská, L. Bubáková, P., Janda, V. 2010. Úprava vody s obsahem huminových látek. *Chemické listy*. 104. 1015-1022.

Podrázský, V., Kupka, I. 2011. Vliv douglasky tisolisté (*Pseudotsuga menziesii* /mirb./ Franco) na základní pedofyzikální charakteristiky lesních půd. *Zprávy lesnického výzkumu*. 56. 1-5.

Podrázský, V., Procházka, J., Remeš, J. 2011a. Produkce a vývoj půdního prostředí porostů na bývalých zemědělských půdách v oblasti Českomoravské vrchoviny. *Zprávy lesnického výzkumu*. 56. 27-35.

Podrázský, V., Remeš, J. 2008. Půdotvorná role významných introdukovaných jehličnanů – douglasky tisolisté, jedle obrovské a borovice vejmutovky. *Zprávy lesnického výzkumu*. 53 (1). 29-34.

Podrázský, V., Remeš, J., Hart, V., Tauchman, P. 2009. Douglaska a její pěstování - test českého lesnictví. *Lesnická práce*. 88 (6). 28-30.

Podrázský, V., Remeš, J., Maxa, M. 2001. Má douglaska degradační vliv na lesní půdy? *Lesnická práce*. 80 (9). 393-395.

Podrázský, V., Viewegh, J., Matějka, K. 2011b. Vliv douglasky na rostlinná společenstva lesů ve srovnání s jinými dřevinami. *Zprávy lesnického výzkumu*. 56. 44-51.

Pokorný, R., Urban, O. 2012. Perspektivy pěstování smrku ztepilého – I. *Lesnická práce*. 91 (9). 28-29.

Pulkrab, K., Sloup, M., Zeman, M. 2014. Economic impact of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* [Mirb.] Franco) production in the Czech Republic. *Journal of Forest Science*. 60 (7). 297-306.

Raat, K. J., Draaijers, G. P. J., Schaap, M. G., Tietema, A., Verstraten, J. M. 2002. Spatial variability of throughfall water and chemistry and forest floor water content in a Douglas fir stand. *Hydrology and Earth System Sciences*. 6 (3). 363-374.

Remeš, J., Podrázský, V. 2006. Přestavba monokulturního smrkového lesa na ŠLP Kostelec nad Černými lesy. In: Tesař, V. (ed.). *Pro silva Bohemica*. Deset let přestavby pasečného lesa. *Lesnická práce*. Brno. 49-52. ISBN: 978-80-87154-13-7.

Rocha, A. C. S., Almeida, C. M. R., Basto, M. C. P., Vasconcelos, M. T. S. D. 2015. Influence of season and salinity on the exudation of aliphatic low molecular weight organic acids (ALMWOAs) by *Phragmites australis* and *Halimione portulacoides* roots. *Journal of Sea Research*. 95. 180-187.

Rutigliano, F. A., D'ascoli, R., De Santo, A. V. 2004. Soil microbial metabolism and nutrient status in a Mediterranean area as affected by plant cover. *Soil Biology and Biochemistry*. 36 (11). 1719-1729.

Sander, C., Eckstein, D., Kyncl, J., Dobrý, J. 1995. The growth of spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in the Krkonoše- (Giant) Mountains as indicated by ring width and wood density. *Annals of Forest Science*. 52 (5). 401-410.

Sandnes, A., Eldhuset, T. D., Wollebæk, G. 2005. Organic acids in root exudates and soil solution of Norway spruce and silver birch. *Soil Biology and Biochemistry*. 37 (2). 259-269.

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(1–2). 57-66.

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 (9). 1163 – 1169.

Schnitzer, M., Khan, S. U. 1978. Soil organic matter. Elsevier Science. New York. p. 318. ISBN: 0444416102.

Souček, J., Tesař., V. 2008 Metodika přestavby smrkových monokultur na stanovištích přirozených smíšených porostů: recenzovaná metodika. Strnady: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. Lesnický průvodce. Opočno. ISBN 978-80-7417-000-3.

Steinbeiss, S., Beßler, H., Engels, Ch., Temperton, V. M., Buchmann, N., Roscher, Ch., Kreuziger, Y., Baade, Y., Habekost, M., Gleixner, G. 2008. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. *Global Change Biology*. 14 (12). 2937-2949.

Strobel, B. W. 2001. Influence of vegetation on low-molecular-weight carboxylic acids in soil solution—a review. *Geoderma*. 99 (3-4). 169-198.

Strobel, B. W., Bernhoft, I., Borggaard, O.K. 1999. Low-molecular-weight aliphatic carboxylic acids in soil solutions under different vegetations determined by capillary zone electrophoresis. *Plant and Soil*. 212 (2). 115-121.

Strobel, B. W., Hansen, H.C.B., Borggaard, O.K., Andersen, M.K., Raulund-Rasmussen, K., 2001. Composition and reactivity of DOC in forest floor soil solutions in relation to tree species and soil type. *Biogeochemistry*. 56 (1). 1-26.

Ström, L., Owen, A. G., Godbold, D. L., Jones, D. L. 2005. Organic acid behavior in calcareous soil implications for rhizosphere nutrient cycling. *Soil Biology and Biochemistry*. 37 (11). 2046-2054.

Sumner, M. 1999. *E. Handbook of soil science*. CRC Press. New York. p. 2148. ISBN: 0849331366.

Tejnecký, V., Drábek, O., Borůvka, L., Nikodem, A., Kopáč, J., Vokurková, P., Šebek, O. 2010. Seasonal variation of water extractable aluminium forms in acidified forest organic soils under different vegetation cover. *Biogeochemistry*. 101 (1). 151-163.

Thurman, E. 1985. *Organic geochemistry of natural waters*. Kluwer Academic. USA. p. 497. ISBN 90-247-3143-7.

Umemura, T., Usami, Y., Aizawa, S., Tsunoda, K., Satake, K. 2003. Seasonal change in the level and the chemical forms of aluminum in soil solution under a Japanese cedar forest. *The Science of the Total Environment*. 317 (1-3). 149-157.

van der Heijden, G., Legout, A., Pollier, B., Mareschal, L., Turpault, M., Ranger, J., Dambrine, E. 2013. Assessing Mg and Ca depletion from broadleaf forest soils and potential causes – A case study in the Morvan mountains. *Forest Ecology and Management*. 293 (1). 65–78.

van Hees, P. A. W., Dahlen, J., Lundström, U. S., Boren, H., Allard, B., 1999. Determination of low molecular weight organic acids in soil solution by HPLC. *Talanta*. 48 (1). 173–179.

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 (3). 517–531.

Vičanová, M., Toman, F., Stejskal, B., Mašíček, T., Knotek, J., Kotovicová, J. 2010. Rychlost vsaku vody do půdy na vybrané lokalitě v Žabčicích v průběhu vegetační sezony 2008. *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis*. 47 (8). 399-406.

Vranová, V., Formánek, P., Rejšek, K. 2011. Biologicky přístupné aminokyseliny v půdě a význam jejich studia. *Chemické listy*. 105. 661-666.

Wang, B., Liu, G., Xue, S. 2012. Effect of black locust (*Robinia pseudoacacia*) on soil chemical and microbiological properties in the eroded hilly area of China's Loess Plateau. *Environmental Earth Sciences*. 65 (3). 597-607.

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny. In: Sběrka zákonů. 19. 2. 1992.

Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně některých zákonů (lesní zákon). In: Sběrka zákonů. 3. 11. 1995.