

**Univerzita Karlova
Přírodovědecká fakulta**

Studijní program:
Ekologie a ochrana prostředí
Studijní obor:
NOZP



Bc. Anna Vacířová

**Dynamika rozpustné půdní organické hmoty v závislosti na činnosti mravenců v
jehličnatém lese mírného pásma**

Dynamics of dissolved organic matter depending on the activity of ants in coniferous
temperate forest

Typ závěrečné práce:

Diplomová práce

Vedoucí práce:
Mgr. Kateřina Jandová, Ph.D.

Praha, 2018

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze dne 14.5.2018

podpis

Poděkování

Mé poděkování patří v první řadě Mgr. Kateřině Jandové, Ph.D., které děkuji za její trpělivost, ochotu, cenné rady a věcné připomínky během konzultací i mimo ně. Dále bych chtěla poděkovat Mgr. Jaroslavu Kuklovi a Mgr. Veronice Jílkové, Ph.D. za jejich pomoc během měření a přípravy vzorků. S tím souvisí i poděkování celému týmu z Českých Budějovic (a okolí), který mi pomáhal s odběrem vzorků v terénu. V neposlední řadě bych chtěla poděkovat hlavně rodině, která mi byla vždy oporou a hnací silou během studia.

Práci finančně podpořila Grantová agentura ČR grantem číslo 17-08717S.

Abstrakt

Půdní organická hmota je největší zásobárnou uhlíku v terestrických ekosystémech a její funkčně důležitou složkou je rozpuštěná organická hmota. Její složení a změny tohoto složení v průběhu vegetační sezóny ovlivňují vegetaci, činnost organismů v půdě i formaci půdní organické hmoty. Lokální biologické hotspoty jako jsou např. mraveniště vytvářejí prostorovou heterogenitu složení půdního roztoku.

V této práci jsem analyzovala studenovodní (CWE) a horkovodní (HWE) půdní extrakty, které jsem odebrala v různých vzdálenostech od mraveniště, ve třech půdních horizontech (O, A, B) třikrát během jedné vegetační sezóny. Měřila jsem obsah uhlíku(C), dusíku(N), poměr C:N a parametr SUVA₂₅₄ a SUVA₂₈₀.

Obsah labilního C a N se měnil se vzdáleností od mraveniště. Obsah C i N se vzdáleností od mraveniště v O horizontu roste, v A a B horizontu klesá. Poměr C:N byl nejvyšší v A horizontu, ale rozdíly během sezóny nebyly tak výrazné. Nejmenší obsah C a N byl v dubnu, nejvyšší naopak v červenci. Parametr SUVA v O a B horizontu se vzdáleností od mraveniště klesal, v A horizontu naopak stoupal.

Mravenci mají vliv nejen na množství ale i na kvalitu DOM, zároveň vytvářejí heterogenitu distribuce DOM v okolí mraveniště.

Klíčová slova: půdní organická hmota, lesní půdy, DOM, uhlík, dusík, SUVA, mravenci

Abstrakt

Soil organic matter is the largest reservoir of carbon in terrestrial ecosystems, and its functionally important component is dissolved organic matter. Its composition and changes in this composition during the vegetation season affect the vegetation, the activity of the organisms in the soil and the formation of soil organic matter. Local bio-hotspots such as anthills create spatial heterogeneity of the soil solution composition.

In my work I analyzed cold water (CWE) and hot water (HWE) soil extracts, which I took in different distances from the anthill, in three soil horizons (O, A, B) three times during one vegetation season. I measured contents of carbon (C), nitrogen (N), C: N ratio and the parameter $SUVA_{254}$ and $SUVA_{280}$.

The labile C and N content varied with the distance from the anthill. The C and N content with the distance from the anthill at O horizon increases, decreases in A and B. C: N ratio was the highest in the A horizon, but during the season the differences were not so significant. The smallest content of C and N was in April, the highest in July. The SUVA parameter in O and B decreases with distance from anthill, in A on the other hand it has risen.

Ants have an effect not only on the quantity but also on the quality of the DOM, at the same time creating heterogeneity of DOM distribution around the anthill.

Keywords: soil organic matter, forest soil, DOM, carbon, nitrogen, SUVA, ants

Seznam zkratek

CWE – studenovodní extrakt

DOC – rozpuštěný organický uhlík

DOM – Rozpuštěná organická hmota

DON – rozpuštěný organický dusík

HWC – horkovodní uhlík

HWE – horkovodní extrakt

HWN – horkovodní dusík

LF – labilní frakce

SOC – půdní organický uhlík

SOM – půdní organická hmota

SUVA – specifická ultrafialová absorbance

TOC – celkový organický uhlík

WEOM – vodou extrahovatelná organická hmota

WSC – studenovodní uhlík

WSN – studenovodní dusík

Obsah

1. Úvod.....	1
1.1. Cíle.....	1
1.2. Hypotézy	2
2. Teoretický úvod.....	2
2.1. Půdní organická hmota.....	2
2.2. Vodou extrahovatelná organická hmota	5
2.3. Zdroje uhlíku a dusíku v půdě.....	6
2.4. Rozdíl obsahu C a N v půdních horizontech	9
2.5. Závislost složení výluhu na environmentálních parametrech.....	11
2.5.1. Sezóna / klima	11
2.5.2. Vegetace	12
2.5.3. Disturbance.....	12
2.5.4. Bioturbace a činnost fauny	13
2.6. Parametr SUVA.....	14
3. Metodika	16
3.1. Celková charakteristika studované lokality	16
3.2. Výběr studijních ploch.....	17
3.3. Odběr a analýzy vzorů	18
3.4. Zpracování dat.....	19
4. Výsledky	21
4.1. Uhlík.....	22
4.2. Dusík	24
4.3. Poměr C:N	26
4.4. SUVA.....	28
5. Diskuze	31
5.1. Extrakty.....	31
5.2. Uhlík.....	32
5.3. Dusík	33
5.4. Poměr C:N	34
5.5. SUVA.....	35
6. Závěr.....	36
7. Literatura	38
8. Přílohy	45

1. Úvod

Půdní organická hmota je největší zásobárnou uhlíku v terestrických ekosystémech, obsahuje třikrát více uhlíku než rostlinná biomasa nebo atmosféra (Schmidt et al., 2011). Nicméně zásoby C jsou citlivé na labilní vstupy uhlíku, který má vliv na dekompozici půdní organické hmoty (SOM) a sekvestraci uhlíku (Gunina a Kuzyakov, 2015). Zájem o formaci a transport rozpuštěné organické hmoty (DOM) se zintenzivnil kvůli rozsáhlému nárůstu koncentrací rozpuštěného organického uhlíku (DOC) ve vodních tocích pozorovaných v posledních letech. To může vést ke změnám v zásobách terestrického uhlíku (Monteith et al., 2007). Avšak naše znalosti o množství a složení DOM v jehličnatých lesích mírného pásma jsou velmi limitované, jelikož většina publikovaných studií pochází ze zemědělských půd nebo z tropických oblastí. Stejně tak nám chybí studie, které by se zabývaly vlivem environmentálních změn nebo biologické činnosti organismů na distribuci DOM.

I když o mravencích existuje velké množství článků a odborných publikací a jejich funkce v ekosystému, coby ekosystémových inženýrů, je dobře známá, jejich vliv na široké okolí už tak probádaný není. Neexistuje práce (nebo jsem ji alespoň neobjevila), která by v sobě kombinovala jak výzkum vlivu mravenců na své okolí na vzdálenostním gradientu, tak výzkum obsahu labilního uhlíku a dusíku v lesní půdě v různých horizontech během sezóny. Obecně o labilní frakci SOM ještě existuje mnoho otázek. Výzkumy se od sebe liší výsledky, což může být do jisté míry dáno způsobem odběru vzorků. Snahou této práce je vnést do této problematiky další poznatky, které by nám pomohli pochopit dynamiku labilní části půdní organické hmoty během sezóny s přihlédnutím na činnost mravenců.

1.1. Cíle

Cílem mé diplomové práce je na základě rozborů půdních extraktů zjistit dynamiku obsahu labilního uhlíku a dusíku v jehličnatém lese mírného pásma. Zajímá mě, jak se mění obsah C a N a jejich poměr v závislosti na sezóně, vzdálenosti

od mraveniště a půdním horizontu ve studenovodním a horkovodním extraktu. Dílčím cílem je zjistit parametr $SUVA_{254}$ a $SUVA_{280}$, což by ukazatel aromaticity.

1.2. Hypotézy

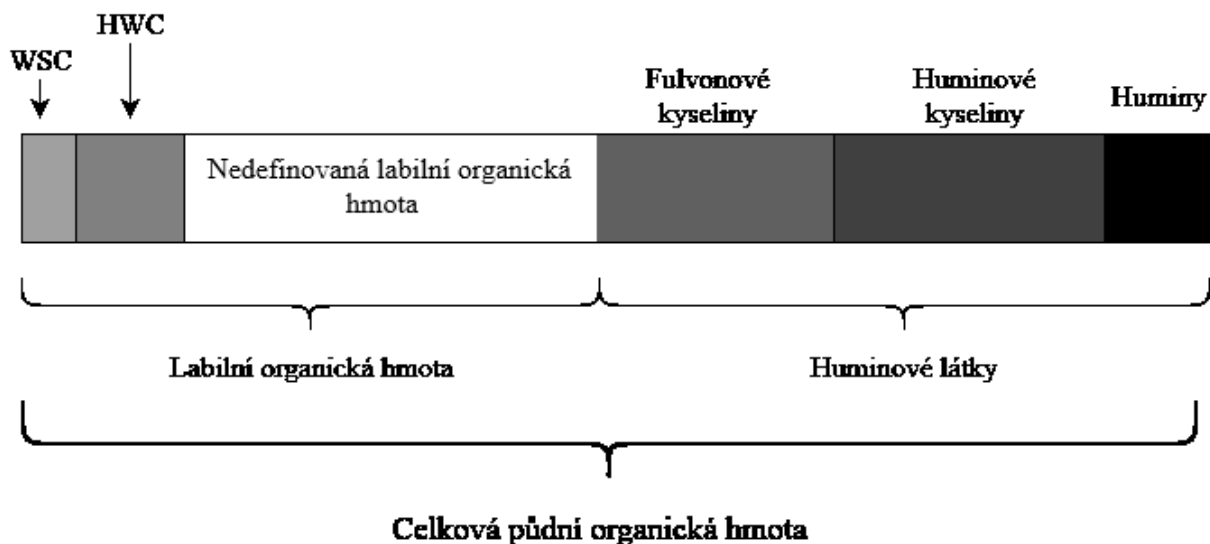
- 1) V mraveništi bude obsah labilního C a N nejvyšší a se vzdáleností od mraveniště bude klesat ve všech horizontech do vzdálenosti 60 m, kam se mravenci vydávají sbírat potravu a stavební materiál, následně bude stoupat.
- 2) Během července bude obsah labilního uhlíku a dusíku nejvyšší vlivem příznivých klimatických podmínek vedoucích k vysoké biologické aktivitě, produkci exudátů a mikrobiálnímu rozkladu.
- 3) Poměr C:N bude během sezóny narůstat, nejvyšší bude v O horizontu, jelikož se zde bude kumulovat opad s vysokým C:N poměrem.
- 4) Parametr SUVA bude stoupat s nižší biologickou aktivitou, tedy se vzdáleností od mraveniště, a také na začátku na začátku vegetační sezóny (v dubnu).
- 5) Obsah labilního uhlíku a dusíku bude klesat s hloubkou, ale v blízkosti mraveniště bude pokles nižší vlivem bioturbace.

2. Teoretický úvod

2.1. Půdní organická hmota

Půdní organická hmota je složena z živé a mrtvé biomasy, zejména rostlinného ale i mikrobiálního původu. Vzniká chemickou a biologickou dekompozicí čerstvých organických zbytků a dělí se na opad (litter) a humus, které se liší stavem rozložení a zbarvením (Tan, 2014). Půdní organická hmota také může být rozdělena podle toho, jaký má čas obratu. Existují tři typy půdní organické hmoty (SOM) – aktivní, pomalá a pasivní. Aktivní zahrnuje živou biomasu mikroorganismů a částečně rozložené zbytky s dobou obratu zhruba jeden rok. Pomalá se skládá z těžko rozložitelných

rostlinných zbytků s obratem za desítky až stovky let. Pasivní SOM obsahuje huminové látky a inertní organickou hmotu (Trumbore, 2000). V posledních desetiletích se věnuje velká pozornost zejména labilní části SOM, jelikož je považována za dobrý indikátor kvality půdy a stavu životního prostředí (Ghani et al., 2003). Je totiž více citlivá na utužení, hnojení, rotaci plodin a další zásahy než celková organická hmota (Heitkamp et al., 2009). Různé přístupy používají různé termíny a definice labilní frakce (LF). V České republice se používá klasifikace znázorněná na obr. 1 (Strosser, 2010)



Obr. 1 Schéma podle Strosser (2010)

Rychlost dekompozice nebo mineralizace této frakce závisí zejména na dvou předpokladech. Za prvé na přítomnosti určitých půdních podmínek (zejména vlhkosti, teplotě, porozitě a pH), které podporují nebo naopak zpomalují proces dekompozice. Za druhé na povaze přítomných sloučenin a jejich dostupnosti pro mikroorganismy ovlivněné jejich chemickou strukturou a složením (Strosser, 2010).

Význam SOM je klíčový pro každý ekosystém, změny v jejím množství mají vliv na mnoho přírodních procesů (Spain et al., 1983). SOM je hlavním zásobníkem uhlíku v terestrických ekosystémech. V horní vrstvě minerálních půd do hloubky 1 m je uloženo 1500 Pg uhlíku (Jobbágy a Jackson, 2000). SOM je také ukazatelem kvality půdy, neboť její přítomnost zlepšuje fyzikální a chemické vlastnosti půdy. Například

redukuje erozi, zvyšuje elasticitu a zlepšuje zadržování vody (Fernández-Romero et al., 2016).

Rozpuštěná organická hmota (DOM) je obecně definována jako organická hmota přítomná v půdním roztoku, který projde přes filtr 0,4 - 0,6 μm (Chantigny, 2003). Někdy je též označována jako DOM pórová voda – PW-DOM (Chen et al., 2015). Většina studií zaměřuje svou pozornost na rozpuštěný organický uhlík (DOC) a dusík (DON). Podle metodiky EPA je DOC definován jako organická hmota obsažená ve vodním vzorku, která je rozpuštěná a schopná projít přes 0,45 μm filtr (Potter a Wimsatt, 2012).

DOM je všudypřítomná sbírka sloučenin v povrchových, půdních a podzemních vodách, zahrnující částečně rozložené produkty rozkladu živého materiálu, zejména rostlin a řas, ale také pocházejících z lidských zásahů v zemědělství, průmyslu nebo domácnosti. Rozdíly ve zdrojovém materiálu a rychlosti rozkladu způsobují značnou heterogenitu v koncentracích a vlastnostech DOM (Tipping et al., 2009). Jedná se zejména o sacharidy, aminokyseliny a aminocukry (Strosser, 2010). V půdách je rozpuštěná organická hmota pravděpodobně nejvíce biologicky dostupnou frakcí půdní organické hmoty, protože všechny mechanismy mikrobiálního vstřebávání živin vyžadují vodní prostředí. Biologická dostupnost popisuje potenciál mikroorganismů interagovat s rozpuštěnou půdní organickou hmotou. Dostupnost je předpokladem biodegradace a může být omezena, pokud je DOM v malých pórech, nebo je zabudována do agregátů a tudíž nedostupná pro mikroorganismy (Marschner a Kalbitz, 2003).

Zájem o formaci a transport DOM se zintenzivnil kvůli rozsáhlému nárůstu koncentrací rozpuštěného organického uhlíku (DOC) ve vodních tocích pozorovaných v posledních letech. To může vést ke změnám v zásobách terestrického uhlíku (Monteith et al., 2007). Ztráty DOM jsou dány mikrobiální přeměnou a imobilizací, mineralizací (na CO_2 , anorganický N atd.), srážením a adsorpcí na minerální povrchy. Adsorpce není vždy dlouhodobým způsobem zadržení DOM v půdě, neboť může

dojít k uvolnění do půdního roztoku nebo k mikrobiální mineralizaci adsorbované organické hmoty (Guggenberger a Kaiser, 2003).

Lesní organický horizont je hlavním zdrojem DOM v různých lesních půdách, což se projevuje velkým množstvím DOC v prosakující vodě pod lesní půdou. Na styku s minerálním půdním horizontem, který je bohatý na oxidy a hydroxidy železa a hliníku, množství DOC prudce klesá, díky sorpci ve většině půd (Kaiser a Guggenberger, 2000). Avšak naše znalosti o procesech sledující dynamiku labilního uhlíku v jehličnatých lesích mírného pásma jsou velmi limitované, jelikož většina publikovaných studií pochází ze zemědělských půd nebo z tropických oblastí.

Existuje mnoho metod, jak získat DOM. V zásadě se využívají dva přístupy. První možností je odběr půdního roztoku *in situ* nebo v laboratoři. Druhou možností je příprava výluhů. Půdní roztok se získává pomocí různých lyzimetrů (Watmough et al., 2013) nebo centrifugací půdy (Wang a Zabowski, 1998). Termínem vodou extrahovatelná organická hmota (WEOM) se označuje organická hmota extrahovaná vodou z půdy za různých laboratorních podmínek (Strosser, 2010).

2.2. Vodou extrahovatelná organická hmota

Nejvíce pohyblivou část půdní organické hmoty reprezentuje vodou extrahovatelná organická hmota (WOEM) (Ghani et al., 2003). Pro extrakci labilní frakce organické hmoty se využívají různé metody, které je možné rozdělit do tří kategorií – fyzikální, chemické a biochemické. Vodní výluhy patří do kategorie fyzikálních metod. Používají se dva základní typy extrakce: studenovodní (CWE) a horkovodní (HWE), které se, jak název vypovídá, liší teplotou vody během extrakce (Strosser, 2010). V těchto extraktech se stanovuje např. celkový uhlík (WSC, HWC) a dusík.

WSC reprezentuje menší část ze zásob rozpustného uhlíku v půdě než HWC. WSC představuje tu část uhlíku, která může být v půdě velice rychle využita a je považována za indikátor dostupnosti C pro respiraci mikroorganismů (Uchida et al.,

2012). WSC obsahuje jen velmi malé množství uhlíku, které by pocházelo z rozpadu buněčných stěn a uvažuje se, že odpovídá rozpuštěnému organickému uhlíku (DOC), který je většinou odebírán *in situ* (Cepáková et al., 2016).

V horkovodním extraktu může být extrahováno více uhlíku než ve studenovodním, protože HWC obsahuje uhlík, který pochází z mikrobiální biomasy, dále pak aminokyseliny a uhlík vázaný na půdní enzymy, protože mnoho enzymů je denaturováno při vysoké teplotě (Ghani et al., 2003; Sparling et al., 1998). Polysacharidy extrahované v HWE mají mikrobiální ale i rostlinný původ. Kořenový mucigel se také rozpouští v teplé vodě, a tak může být součástí těchto výluhů (Puget et al., 1999). Obsah uhlíku je tudíž v extraktech různý, WSC dosahuje jen 3 – 6% HWC (Ghani et al., 2003). HWC pozitivně koreluje s WSC a celkovým organickým uhlíkem. Díky těmto pevným vztahům mezi HWC a ostatními biochemickými výsledky, může být HWC využit pro měření kvality půdy (Ghani et al., 2003). Množství uhlíku získaného HWE také silně koreluje s charakterem půdních mikroagregátů (Puget et al., 1999).

2.3. Zdroje uhlíku a dusíku v půdě

V půdě se vyskytují tři základní formy uhlíku: elementární, anorganický a organický.

Elementární uhlíkové formy zahrnují saze, grafit a uhlí. Primární zdroje jsou z geologického podloží (grafit a uhlí), dále produkty neúplného spalování (saze) nebo disperze těchto uhlíkových forem při těžbě, zpracování nebo spalování těchto materiálů.

Anorganické formy vznikají z geologických nebo přírodě blízkých materiálů. Tyto formy jsou nejčastěji reprezentovány uhličitany. Nejvíce zastoupený je kalcit (CaCO_3) a dolomit [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$], ale v půdě mohou být zastoupeny i jiné formy,

například siderit (FeCO_3). Kalcit, ale i dolomit, se může do půdy dostávat i zásluhou lidské činnosti, a to vápněním půd.

Organické formy vznikají z dekompozice rostlin a živočichů. V půdách je široké spektrum organického uhlíku, od čerstvého opadu po silně rozložené formy, jako je humus (Schumacher, 2002).

TC (celkový uhlík) = IC (anorganický uhlík) + TOC (celkový organický uhlík)

Dusík je jediný nezbytný prvek pro výživu rostlin, který se neuvolňuje při zvětrávání hornin. Zdrojem půdního dusíku je atmosféra. Vzdušný dusík je fixován bakteriemi a dále během cyklu dusíku přeměňován na různé formy – amoniak, dusičnany a dusitany. Další dusík se do půdy dostává díky mokré depozici (Schulten a Schnitzer, 1998).

Podle Paul (2016) můžeme složky půdní organické hmoty rozdělit do následujících kategorií:

Půdní polysacharidy: rostlinné sacharidy, které se skládají převážně z glukózy, xylózy a arabinózy jsou primární zdroje energie v půdě. Manóza, fukóza a ramnóza pochází z hub. Primární cukry v bakteriích jsou glukóza, fruktóza, galaktóza.

Půdní lipidy: lipidy, jako jsou volné mastné kyseliny a fosfolipidy, jsou zajímavé, protože specifické lipidy jsou spojovány s různými mikrobiálními skupinami a jejich stopový obsah lze snadno měřit. Vosky a pryskyřice mohou tvořit 1 až 5% půdního organického uhlíku (SOC) v minerálních půdách a až 20% v organických. Vosky a pryskyřice hrají zvláštní roli při vytváření SOM a to v důsledku tvorby micel nebo hydrofobních částic.

Aromatické fenoly: ligniny jsou obvykle degradovány enzymy s malou nebo žádnou produkcí mikrobiální biomasy nebo začleněním do rezistentních SOM. Takže samotný lignin není hlavní složkou SOM, ale je stále považován za důležitý při modelování dynamiky opadu. Označená (^{14}C) celulóza se rozkládá čtyřikrát rychleji

než značená ligninová vlákna, i když jsou v rostlinách fyzicky příbuzná. Fenolické sloučeniny a lipidy jsou zastoupeny více v siltu, zatímco dusíkaté složky a sacharidy mají tendenci soustředit se v jílech.

Sloučeniny dusíku: dusíkaté sloučeniny tvoří přibližně 20 až 35% z toho, co SOC. Amino-cukry jsou důležitým zdrojem C a N v půdní organické hmotě a pokud jsou spojeny s odolnými, melanickými, houbovými složkami z tmavě zbarvených hub, mohou být značně odolné vůči rozkladu. Nejvíce zastoupené aminocukry jsou D-glucosamin a D-galactosamin. Další formou jsou aminokyseliny (například glycin, alanin, leucin, prolin, tyrosin). Půda také obsahuje nukleové kyseliny a báze, ale jen ve velmi malém množství (Schulten a Schnitzer, 1998). Dnešní teorie stabilizace SOM předpokládají přímou adsorpci aminokyselin na jílu a panuje obecné přesvědčení, že většina půdního N se skládá z proteinových derivátů a složek buněčných stěn (Paul, 2016).

Složky WOEM pochází z podzemních a nadzemních zdrojů. Podzemní zdroje zahrnují kořenové exudáty, mrtvé kořeny, sdruženou mykorhizu a půdní organismy. Přínos podzemních zdrojů je vyšší v ekosystémech s dobře vyvinutou kořenovou sítí (Cepáková et al., 2016). Mrtvé kořeny zastupují přibližně jednu třetinu celkových vstupů odpadu v pastvinách a polovinou v lesních půdách. Mezi nadzemní zdroje řadíme opad složený z listů, větví a jiných částí rostlin (Freschet et al., 2013).

Mobilní frakce se většinou skládá ze sacharidů a proteinů, které mohou být považovány za snadno rozložitelnou frakci organické hmoty, ale také obsahuje alifatické a aromatické částice (McDowell a Wood, 1984). Mezi labilní částice patří mono- a disacharidy, aminokyseliny a rozpustné fenoly. K méně labilním řadíme uhlovodíky a fenolické sloučeniny odvozené z taninu a ligninu (Hilli et al., 2008; Kalbitz a Kaiser, 2008). Koncentrace aminokyselin jsou nižší než koncentrace jiných organických sloučenin (Kawahigashi et al., 2003). Půdy boreálních jehličnatých lesů jsou relativně chudé na dusík (Hilli et al., 2008).

Aromatické částice mají tendenci být adsorbovány na půdní minerální částice a tudíž stabilizovány (Guggenberger a Kaiser, 2003). Ale i vysoce rozpustné molekuly, jako je glukóza nebo aminokyseliny, mohou být přítomny v půdě v rozpuštěné ale i sorbované formě (Tao, 2000). Proto může být WOEM dobrým zdrojem uhlíku dostupného pro půdní organismy (Cepáková et al., 2016).

Přesto, že WEOM obsahuje širší spektrum extrahovaných sloučenin, ani DOM, ani WEOM neobsahují celé spektrum dostupných substrátů pro mikroorganismy. Složení WEOM se také mění podle modifikovaných extrakčních postupů, jako je extrakční rozpouštědlo, doba třepání, teplota, příprava půdy a konečná titrace (Strosser, 2010). Během tvorby výluhů a filtrace může dojít k narušování struktury půdy a uvolnění látek z menších pórů a mikro pórů, WOEM proto může obsahovat i látky, které vzniknou rozpadem živých buněk a desorpce organické hmoty z povrchu minerálů (Chantigny, 2003).

2.4. Rozdíl obsahu C a N v půdních horizontech

Půdní profil se skládá z půdních horizontů, které se od sebe navzájem liší fyzikálními a chemickými vlastnostmi (Vráblíková a Slavík, 1994). A jak se liší tyto vlastnosti, tak se mění i množství půdní organické hmoty. Až na nějaké výjimky množství SOM s hloubkou klesá a tím se mění i množství a složení DOM (Van Miegroet et al., 2005).

K nerovnoměrnému obsahu DOM v půdním profilu přispívá srážková voda, která nejvíce ovlivňuje horní vrstvy. Ty jsou bohaté na fenolické sloučeniny, které pochází z ligninu rostlinného původu, zatímco v podloží dominují sacharidy a sloučeniny bohaté na dusík zásluhou mikrobiální činnosti (Kaiser et al., 2004). Během dekompozice vznikají rozpustné organické sloučeniny, jež mohou být transportovány srážkovou vodou do hlubších vrstev nebo se mohou vyplavit, odtéct do řek a stát se součástí biologických cyklů (McCracken et al., 2002). Přednostní zadržení

hydrofobního DOC se zdá být společným znakem přepravy DOM skrze minerální půdu (Kaiser et al., 2001). Čili půda působí vůči DOM jako chromatografický systém s tím, že zachytává více povrchově aktivní sloučeniny a mobilní se naopak vyplaví (Kaiser a Kalbitz, 2012).

To, jak se liší množství uhlíku nebo dusíku v půdních horizontech je závislé na typu vegetace a půdním typu. Pod travinami koncentrace DOC do 20 cm roste, pak ale vykazuje opačný trend, od 60 cm ale zase roste. Množství NH_4^+ s hloubkou roste, NO_2^- vykazuje výrazný pík v hloubce 70 cm a pak opět klesá (Senga et al., 2011). Zhang et al. (2017) ve své studii tyto trendy potvrzuje. Zkoumal obsah dusíku v různých formách v organickém a minerálním horizontu v lesních půdách. Zde se projevil pokles mezi horizonty, je však třeba zmínit, že tento rozdíl nebyl tak výrazný v červenci. U lesních půd se projevuje pokles celkového organického uhlíku v závislosti na hloubce. K největšímu poklesu dochází v horních vrstvách půdy, a to např. z $59,8 \text{ mg g}^{-1} \text{ C}$ na $17,7 \text{ mg g}^{-1} \text{ C}$ mezi vrstvou 0-5 cm a 10-15 cm (Hamkalo a Bedernichek, 2014). Vliv na rozdíl může mít i stáří půd, u mladších půd je obsah uhlíku rovnoměrnější než u starších (Ranger et al., 2001).

Tyto výsledky mohou být ovlivněny způsobem odběru půdního roztoku. Mění se sice celková suma, ale trend poklesu zůstává stejný (Camino-Serrano et al., 2016).

Hlavním ukazatelem rychlosti rozkladu biomasy je obsah uhlíku a jeho poměr s dusíkem (poměr C:N). Čím vyšší je poměr C:N tím se zpomaluje rozklad organické hmoty a ta se akumuluje (Côté et al., 2000). Za kritickou hodnotu poměru C:N se v jehličnatých porostech považuje 24, což souvisí s procentem vyplavovaného dusíku z ekosystému. Nad tuto hranici se již dusík vyplavuje ve více jak 10% a dochází tak k citelným ztrátám z ekosystému. (Bureš, 2013)

2.5. Závislost složení výluhu na environmentálních parametrech

2.5.1. Sezóna / klima

Množství organického uhlíku (DOC) a dusíku (DON) ve výluzích z lesní půdy je ovlivněno sezonalitou. Při výzkumu složení půdního roztoku odebraného pomocí lyzimetru a současném měření teploty se ukázalo, že DOC závisí na teplotě, při vyšší teplotě bylo naměřeno více DOC ale i DON (Michalzik a Matzner, 1999).

Kaiser et al. (2001) se ve své práci soustředil na rozdíly mezi sezónami, největší rozdíly byly mezi zimou a jarem, složení a zastoupení jednotlivých sloučenin se měnilo během sezóny v závislosti na vegetační produktivitě a mikrobiální aktivitě. Pokles obsahu dusíku v létě a na podzim ve své práci prezentuje i Cepáková et al. (2016), kde se zaměřila na vliv sezóny a různých druhů stromů na obsah dusíku a uhlíku v půdních extraktech. Sezónní změny ve složení DOM silně závisí na biologické aktivitě a množství organické hmoty v půdě. Biologická aktivita v půdě může být ovlivněna teplotou, vlhkostí, aerací a obsahem živin (Kawahigashi et al., 2003). Liechty et al. (1995) odhadl, že při nárůstu teploty půdy o 2,3 °C stoupne množství DOC ve výluhu horní vrstvy lesní půdy o 16%. Dynamika během sezóny se liší v závislosti na půdním typu. U kambizemí je kolísání množství DOC během roku nevýrazné, ale u glejových půd a organozemí dochází k prudkému nárůstu v květnu a červnu. Takovýto trend vykazuje i podzol, i když v menší míře. Další nárůst DOC se objevuje u podzolu a organozemě během října až listopadu (van den Berg et al., 2012).

Množství DOC nekoreluje s množstvím srážek (Kawahigashi et al., 2003). Tomu ovšem neodpovídá studie Wu et al. (2014), ve které zkoumali vliv srážek a teploty na obsah DOC jak v horizontech tak v půdních výluzích. U výluhů byl při 10% nárůstu srážek 15-35% nárůst DOC ve výluzích, ale pokles obsahu DOC o 1-6,6% v půdě.

2.5.2. Vegetace

Efekt rostlin na půdní organickou hmotu je dvojitý. Zaprvé, jako autotrofní organismy, jsou rostliny hlavním zdrojem uhlíku kvůli produkci opadu (korunový a kořenový), kořenových exudátů a díky symbiotické asociaci (mykorhiza). Zadruhé, rostliny přispívají ke stabilizaci půdní organické hmoty a vzhledem k produkci špatně rozložitelných sloučenin napomáhají tvorbě stabilních agregátů (Dignac et al., 2017).

Vegetace je také dána klimatem, které tím pádem také ovlivňuje podmínky dekompozice a tudíž množství i složení DOM (Hilli et al., 2008). Půdní roztok vzorkovaný lyzimetry ze smíšených a jehličnatých porostů obsahoval více DOC než půdní roztok z porostů z listnatých lesů (Camino-Serrano et al. 2016). Cronan (1990) zjistil, že export DOC z jehličnatých lesů je o 50% vyšší než z listnatých a rovněž, že toky DOC a DON jsou vyšší v jehličnatém lese, i přes pomalejší dekompozici opadu. V lučních ekosystémech je méně DOC než v lesních, nejvíce je ho ale v mokřadech. Tyto rozdíly souvisí i s typem půdy. Organozem obsahuje nejvíce DOC, pak následuje podzol, ale rozdíl mezi podzolem a dalšími půdními typy (litozem, glej a kambizem) již není tak výrazný (van den Berg et al., 2012). K odlišným výsledkům dospěl ve své práci Bu et al. (2010) když porovnával TOC v tropickém lese, jehličnatém lese, kosodřevině a alpínské louce. TOC v lučním ekosystému bylo zhruba 3x vyšší než v jehličnatém lese. Vyšší obsah uhlíku v půdách pod loukou ve své práci potvrzuje i Van Miegroet (et al., 2005), i když rozdíl není tak výrazný. Tyto protichůdné výsledky naznačují, že roli nehraje pouze samotný typ vegetace, ale že záleží na dalších faktorech, které zpětně mohou zase ovlivňovat vegetaci, jako příklad bych uvedla klima.

2.5.3. Disturbance

Odlesnění může mít různý vliv na DOM. Některé studie ukazují, že obsah DOM po odlesnění stoupl jak v organickém, tak i minerálním horizontu. Jiné však naopak ukazují na pokles nebo jen mírný rozdíl (Kalbitz et al., 2000). Po odlesnění dochází

k vyššímu vyplavování DOC a také ke změnám obsahu celkového organického uhlíku, a to zejména v horní vrstvě do 5ti centimetrů. Někdy je tato vrstva proto nazývána „*stress-sensitive zone*“ (Hamkalo a Bedernichek, 2014). Další možnou disturbancí je lesní požár. Při opakovaném slabém požáru dochází k poklesu DOC o 64 % a rozpuštěného dusíku (DN) o 11 % v organické vrstvě. Ale v horizontu A naopak množství DOC ve výluzích vzrostlo o 47 % a DN dokonce o 202 %. B horizont požáry ovlivněn není (Näthe et al., 2018). Při požáru na pastvině dojde naopak k poklesu DOC. Jak v lese tak na pastvině ale vzroste po požáru množství celkového rozpuštěného dusíku (Potthast et al., 2017).

2.5.4. Bioturbace a činnost fauny

Dalším důležitým faktorem, který hraje roli v rozdílu obsahu živin mezi horizonty, je bioturbace, neboli promíchávání půdy živočichy (Petránek et al., 2016). Vliv bioturbace na vertikální transport SOM je složitý, protože je výsledkem interakce mezi různými skupinami půdních druhů, které přenášejí SOM přes půdní profil různými způsoby (Tonneijck a Jongmans, 2008).

Mravenci ročně do mraveniště přinesou 13-16 kg medovice (sušiny), která je v mraveništi redistribuována a využita jako zdroj energie (Frouz et al., 2016). Celkově je do mraveniště ročně přineseno až 25 kg sušiny kořisti, z čehož živiny mohou tvořit značnou část (Frouz et al., 1997). Roční přísun rostlinného materiálu je roven 12-37% objemu mraveniště.

Pod mraveništi je půda chudá na živiny, ale díky jejímu promíchání během stavění galerií při následném stanovení není patrný žádný gradient. Koncentrace dostupného dusíku je vyšší uvnitř mraveniště než na okrajích. Celková mikrobiální biomasa je zhruba 3x vyšší v mraveništi než v přilehlé půdě, což urychluje proces dekompozice. Dalším faktorem je teplota a vlhkost. Vyšší mikrobiální respirace je ve vlhkých mraveništích (Frouz a Jilková, 2008). Důležitou roli také hraje množství

medovice a smůly. Při jejich nárůstu roste i mikrobiální aktivita v mraveništi, též i v opadové vrstvě lesní půdy (Jílková a Frouz, 2018).

U lesních mravenců představuje medovice hlavní zdroj živin (62–94%) a skládá se zejména z cukrů (15-20%) a vody (cca 70%) (Pringle et al., 2014). Mravenci spotřebují asi 80% vyprodukované medovice, zbytek se zachytí na jehlicích nebo spadne na zem (Frouz et al., 2016). Mravenci tak mohou ovlivňovat množství medovice spadlé do okolí mravenišť. Jejich aktivita byla zaznamenána až do vzdálenosti 60 metrů od mraveniště, kde jejich aktivita klesá k nule (Whittaker, 1991).

Konkrétní odpověď na otázku, jak mravenci ovlivňují složení nebo obsah DOM v půdě ve větší vzdálenosti od mraveniště, ale bohužel zatím v literatuře není k dispozici. Z výše uvedených informací je patrné, že sběrem potravy ve svém okolí mění mravenci bilanci živin. Do jaké míry to má vliv na labilní část SOM, ale je potřeba ještě zdokumentovat. Dá se předpokládat, že v okolí mraveniště bude pokles obsahu živin výraznější než ve větší vzdálenosti. Ve vzdálenosti 60 metrů od mraveniště by už mravenci vliv na DOM mít neměli. Je tedy potřeba vytvořit nějaký gradient vzdáleností, na kterém by se tato labilní frakce měřila. Další otázkou je, jaká je dynamika v různých hloubkách půdy: zda mravenci ovlivňují jen horní organický horizont, nebo jejich vliv sahá i do hlubších vrstev půdy. A právě na tyto otázky se budu snažit ve svém výzkumu najít odpovědi.

2.6. Parametr SUVA

Specifická absorpce UV záření (SUVA) je definována jako UV absorbance vzorku vody a dané vlnové délce normalizované pro koncentraci rozpuštěného organického uhlíku (DOC) (Weishaar et al., 2003).

Vzorec pro výpočet parametru:

$$SUVA = \frac{A/d}{DOC} * 100 \quad [l \text{ mg}^{-1} \text{ m}^{-1}]$$

A absorbance

d délka kyvety, kterou prochází paprsek při měření (cm)

DOC rozpuštěný organický uhlík (mg/l)

Většinou se absorbance měří při vlnové délce (λ) 254 nm, nebo také při 280 nm. Hodnota 254 nm vychází z výzkumu, který proběhl v roce 1965, kdy byl zahájen *Advanced Waste Treatment Research Program*, který zkoumal adsorpci rozpustných organických látek na granulovaném uhlí. V tomto výzkumu prokázali, že TOC a UV_{254} silně koreluje ($r^2 = 0,87$) (Dobbs et al., 1972).

Bylo prokázáno, že aromatické struktury benzoových a fenolických molekul jsou hlavním chromoforem huminových kyselin, jelikož UV absorbance při vlnové délce 272 nm dobře koreluje s aromaticitou (Beauchamp et al., 2018). Proto se oblast UV spektra mezi 250 až 290 nm obvykle považuje za indikátor přítomnosti aromatického uhlíku (Edzwald et al., 1985; Gonzalez et al., 2007; Chin et al., 1994). Vlnová délka 280 nm nemusí představovat maximální absorpenci pro všechny aromatické struktury přítomné v DOC, nicméně byla zvolena, protože v této oblasti ultrafialového záření dochází k elektronovému přechodu pro fenolové areny, benzoové kyseliny, deriváty anilinu, polyeny a polycyklické aromatické uhlovodíky se dvěma nebo více kruhy (Giancoli et al., 2003). Absorbance při 280 nm dále odpovídá přítomnosti aminokyselin, jako je tryptofan a tyrosin (Świetlik a Sikorska, 2006).

Částice a anorganické látky, které absorbují světlo v blízkém UV spektru, jako je železo a dusičnany, mohou interferovat s UV absorpencí. Jak Fe^{2+} , tak Fe^{3+} absorbují UV záření na vlnových délkách, které jsou předmětem zájmu. NO_3^- může rovněž zasahovat do měření absorpencí UV záření a to zejména při vyšších koncentracích NO_3^- (> 40 mg / l) (Weishaar et al., 2003). Mezi další látky, které absorbují UV světlo patří dusitan (NO_2^-), disulfid (S_2^{2-}), bromid (Br^-) nebo jodid (I^-) (v oblasti pod 300 nm) (Pons et al., 2017). I přes tyto nedostatky je parametr SUVA užitečný, zejména ve vodním hospodářství a úpravě vod. SUVA lze rychle stanovit pomocí malého objemu vzorku, nevyžaduje rozsáhlou předběžnou úpravu vzorku a stačí na ni dostupné nástroje, které jsou snadno použitelné. Tyto vlastnosti učinily z SUVA atraktivní způsob, jak charakterizovat aromatický charakter DOM, který se dříve stanovoval

pomocí ^{13}C NMR spektroskopie, která je náročnější na přípravu vzorků a vyžaduje dražší vybavení (Kitis et al., 2004; Weishaar et al., 2003).

3. Metodika

3.1. Celková charakteristika studované lokality

Výzkumná plocha se nachází v jihočeském kraji (48.8457439N, 14.2996392E), v II. zóně CHKO Blanský les, na úpatí hory Kleť, v nadmořské výšce 800-836 m.n.m. a s průměrnými ročními srážkami 720 mm (AOPK). V lese se nachází mnoho mravenišť (obr. 2) druhu lesního mravence *Formica aquilonia* (Miles a Nešpor, 2003).



Obr. 2 Mravenišťe ve zkoumané lokalitě, zdroj: vlastní

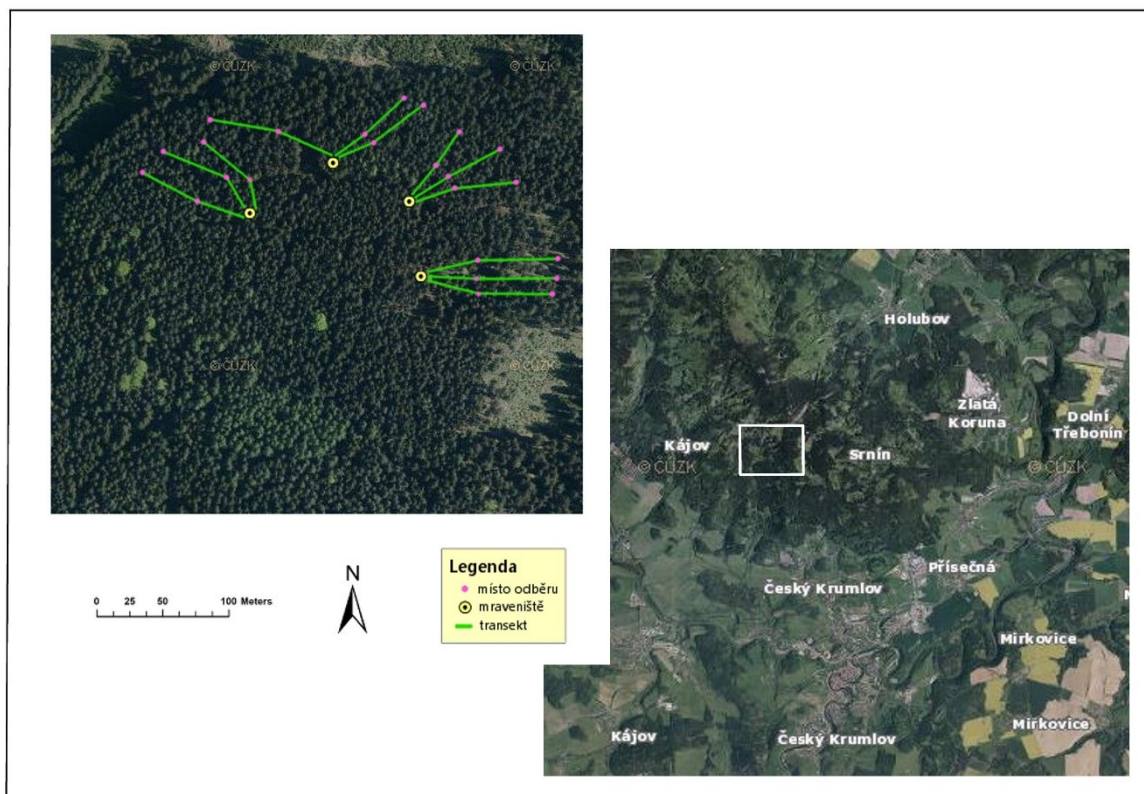
Na hoře Kleť je v nadmořské výšce 500 až 1 020 m.n.m. asi 3 500 hnízd (stav v r. 2004) a vytváří zde patrně dosud největší známý komplex lesních mravenců v Evropě (Miles, 2009). Jedná se o smrkový hospodářský les, jehož vlastníkem jsou Lesy ČR, s.p. Půdní typ je kambizem vyvinutá na balvanovitých svahovinách (obr. 3).



Obr. 3 Půdní profil a jádro půdní sondy, zdroj: vlastní

3.2. Výběr studijních ploch

Z každého mraveniště vedou tři transekty, na kterých jsou rozmístěna odběrová místa. Každé takovéto místo je ve vzdálenosti 0 metrů (tj. na okraji mraveniště), 4 m, 30 m a 70 m od mraveniště. Mravenci přinášejí do mraveniště rostlinné zbytky, medovici a ulovený hmyz (Frouz et al., 2016), a to ze vzdálenosti až 60 m od mraveniště, kdy jejich aktivita klesá k nule (Whittaker, 1991). V každém místě odběru jsem odebírala půdu ze tří horizontů – organického, minerálního A (0-10 cm) a minerálního B (50-60 cm). Celkem jsem zkoumala čtyři mraveniště, dohromady je tedy z jednoho odběru 144 vzorků. K posouzení vlivu sezóny jsem vzorky odebrala ve třech měsících – dubnu, červenci a říjnu (obr. 4).



Obr. 4 Mapa lokality a pozice mravenišť a odběrových míst. Zdroj dat: ČUZK

3.3. Odběr a analýzy vzorů

Půdní vzorky byly po odběru sušeny na vzduchu a přesáty přes síto 2 mm. Při přípravě studenovodního extraktu (CWE) a horkovodního extraktu (HWE) jsem použila upravenou metodiku podle Ghani (Ghani et al., 2003). K získání HWE bylo nejprve nutné odstranit z půdy snadno rozpustný uhlík, který může pocházet z rostlinných zbytků nebo zvířecích exkretů. Nejprve jsem tedy připravila CWE přidáním 40 ml deionizované vody k 4 g suché a přesáté půdy. Plastové centrifugační zkumavky jsem zavíčkovala, důkladně proklepala a dala na jednu hodinu třepat na stupeň číslo 3 při teplotě 20 °C na třepačku (LT3). Poté jsem tyto vzorky filtrovala pomocí vakuové pumpy přes filtry 0,45 μm (Whatmnan™, Membrane Filters white, ME 25/21 ST, 0,45 μm). CWE filtráty jsem dala hned po filtraci do lednice. Půdu, která zůstala na filtru, jsem opláchla 40 ml deionizované vody zpět do centrifugační zkumavky, ve které byl připraven CWE, protřepala a dala na 16 hodin do sušárny

nastavené na 80°C. Po uplynutí 16 hodinové extrakce jsem vzorky dala na třepačku, na stupeň číslo 3 na 10 minut. Po mírném vychladnutí vzorků jsem je opět filtrovala přes filtr 0,45 µm (Whatmnan™, Membrane Filters white, ME 25/21 ST, 0,45 µm) a filtráty přelila do čistých centrifugačních zkumavek a dala do lednice. Takto připravené extrakty jsem převezla do Ústavu půdní biologie (AV ČR, v.v.i.), kde jsem měřila celkový organický uhlík (TOC) a celkový dusík (TN) na TOC a TN analyzátoru Shimadzu (Schimadzu TOC-V CPH Total Organic Carbon Analyzer, Shimadzu Corporation, Japonsko) s využitím vysokoteplotního spalování (680 °C). CWE z horizontu O a A jsem ředila 2x, z horizontu B jsem neředila. HWE z horizontu O a A jsem ředila 30x, z horizontu B 2x. Blanky jsem připravovala stejně jako extrakty půdy, vždy jeden s každou sérií 48 vzorků. Nejprve jsem deionizovanou vodu nalila do centrifugační zkumavky, poté třepala a filtrovala. Do stejné centrifugační zkumavky jsem přidala 40 ml vody a následně nechala v troubě při 80 °C po dobu 16 hodin a opět filtrovala. Výsledky blanků jsem od finálních výsledků neodečítala, sloužily ke kontrole případné kontaminace během laboratorního postupu.

Ihned po návratu z Českých Budějovic jsem měřila UV absorbanci extraktů pomocí spektrometru (Genesys 10S, UV – VIS). Extrakty jsem si naředila jako na analýzu TOC, TN. Pouze u CWE z horizontu O jsem neředila 2x, ale 5x, jelikož absorbance vycházela výrazně vyšší než 1. Během jednoho měření jsem měřila zároveň při 254 a 280 nm. Blanky jsem neodečítala, ale průběžně jsem si kontrolovala výsledky při měření deionizované vody. Používala jsem 1 cm kyvetu.

3.4. Zpracování dat

Statistické vyhodnocení dat jsem dělala v programu R (verze 3.5.0, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria). Ke srovnání obsahu uhlíku, dusíku, poměru C:N, SUVA₂₅₄ a SUVA₂₈₀ v CWE a HWE jsem použila párový Wilcoxonův test. K testování vlivu vzdálenosti, horizontu a sezóny jsem použila hierarchickou ANOVu. Použila jsem funkci `aov` s vloženým speciálním členem `Error` v zadání modelu, který

specifikuje faktor, který představuje skupiny na sobě závislých pozorování (Lepš a Šmilauer, 2016). V mém případě to byl faktor mraveniště (`fmrav`) do kterého byl vnořen faktor transektu (`ftran`) a faktor odběrového místa na transektu (`mist`). K ověření předpokladů modelu jsem testovala normalitu reziduí pomocí Shapiro - Wilkova testu a homoskedasticitu pomocí grafického znázornění reziduí a predikovaných hodnot. Jelikož jsem na 5% hladině významnosti normalitu reziduí u většiny modelů zamítla, bylo potřeba proměnné transformovat. Použila jsem logaritmickou transformaci při práci s koncentracemi uhlíku a dusíku ve studenovodním i horkovodním extraktu. Při hodnocení parametru SUVA nebyla transformace potřeba.

Základní model vypadat takto:

```
model<-aov(X ~ fvzd *horiz * odb + Error(fmrav/ftran/mist),  
data=vse)
```

kde `X` značí proměnnou (koncentrace uhlíku a dusíku, parametr SUVA)

`fvzd`: vzdálenost odběrového místa od mraveniště (0 m, 4 m, 30 m, 70 m)

`horiz`: horizont, ze kterého byla půda odebrána (O, A, B)

`odb`: sezóna (duben, červenec, říjen)

`fmrav`: mraveniště (M1, M2, M3, M4)

`ftran`: transekt (T1,T2,T3)

`mist`: místo odběrového místa na transektu, stejné pro všechny měsíce

Zadání jednotlivých modelů se trochu lišilo, jelikož jsem z modelu odstranila nesignifikantní interakce, abych získala co nejmenší adekvátní model. U všech modelů jsem odstranila trojitou interakci `fvzd:horiz:odb` a u většiny ještě `fvzd:odb` a `horiz:odb`. Pro lepší orientaci a znázornění vlivů interakcí jednotlivých faktorů jsem vytvořila sérii interakčních grafů pomocí funkce `interaction.plot` (viz příloha 1-8). K tvorbě přehledových grafů jsem použila funkci `bargraph.CI` z knihovny

sciplot. Každý sloupec zobrazuje průměr z 12 hodnot a je zde zobrazena +1 SE. -1 SE není zobrazena pro lepší čitelnost grafů.

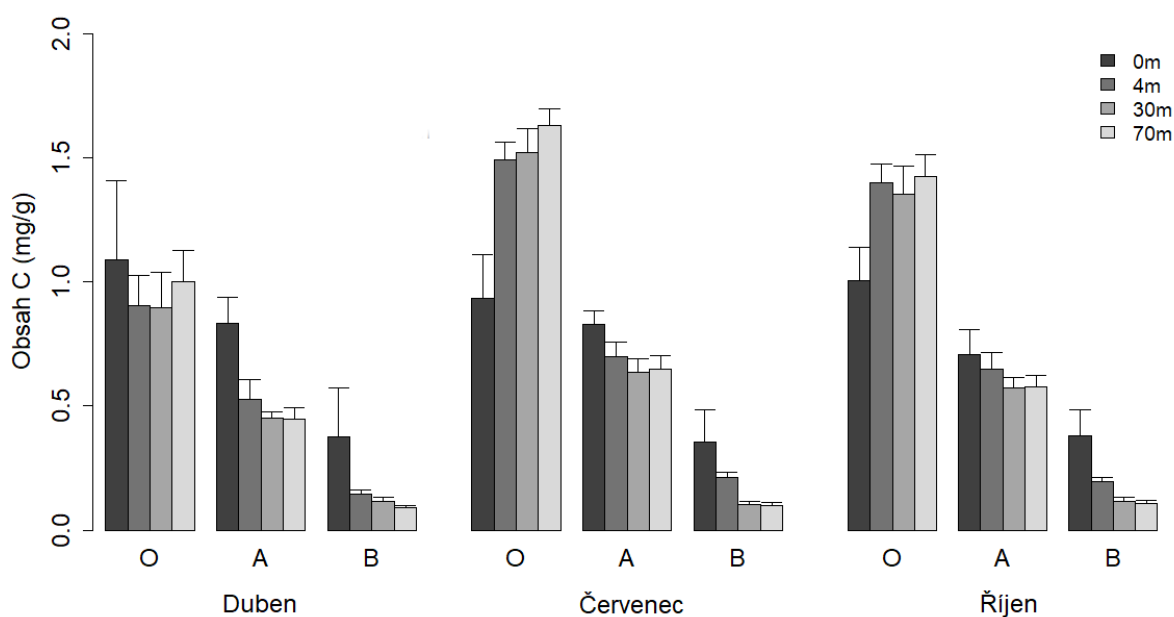
4. Výsledky

Hlavním cílem mého výzkumu bylo prozkoumat dynamiku labilní frakce SOM v různých vzdálenostech od mraveniště ve třech půdních horizontech (O, A, B). Jinými slovy jsem chtěla zjistit, jak se liší obsah uhlíku, dusíku a jejich poměr (získaný studenou vodní extrakcí a horkou vodní extrakcí se vzdáleností od mraveniště, s hloubkou odběru (půdním horizontem) a v průběhu vegetační sezóny. K zjištění aromaticity byl použit parametr SUVA₂₅₄ a SUVA₂₈₀. Obsah uhlíku a dusíku byl stanovován v miligramech uhlíku, respektive dusíku, na gram suché půdy. Parametr SUVA je uváděn v jednotkách litr na miligram uhlíku na metr ($l\text{ mg}^{-1}\text{ m}^{-1}$). Průměry jsou uváděny s \pm SE. Všechny průměry pro jednotlivé proměnné a horizonty jsou v tabulce 1 na konci této kapitoly (str. 31). Všechny výsledky modelů jsou v příloze 9.

Výsledky párových testů ukazují, že rozdíl mezi CWE a HWE je průkazný u obsahu uhlíku ($V=93528$, $p<0,001$), dusíku ($V=93525$, $p<0,001$), poměru C:N ($V=10429$, $p<0,001$) a SUVA₂₈₀ ($V=65078$, $p<0,001$), ale ne u parametru SUVA₂₅₄ ($V=45715$, $p=0,686$). HWE z O horizontu obsahoval 8,5x více uhlíku než z CWE, A horizont 7x více a B horizont 5x více. Dusíku v horkou vodním extraktu bylo u O horizontu 6,4x více, u A horizontu 5,7x více a u B horizontu 3,4x více. To, že se proměnné u extraktů z jednotlivých horizontů liší, je vidět i podle zbarvení extraktů (viz příloha 10). Barevná změna je vidět i u vzorků extrahovaných při různé teplotě a v různých vzdálenostech, pokud se podíváme na zbarvení extraktu viz (viz příloha 11).

4.1. Uhlík

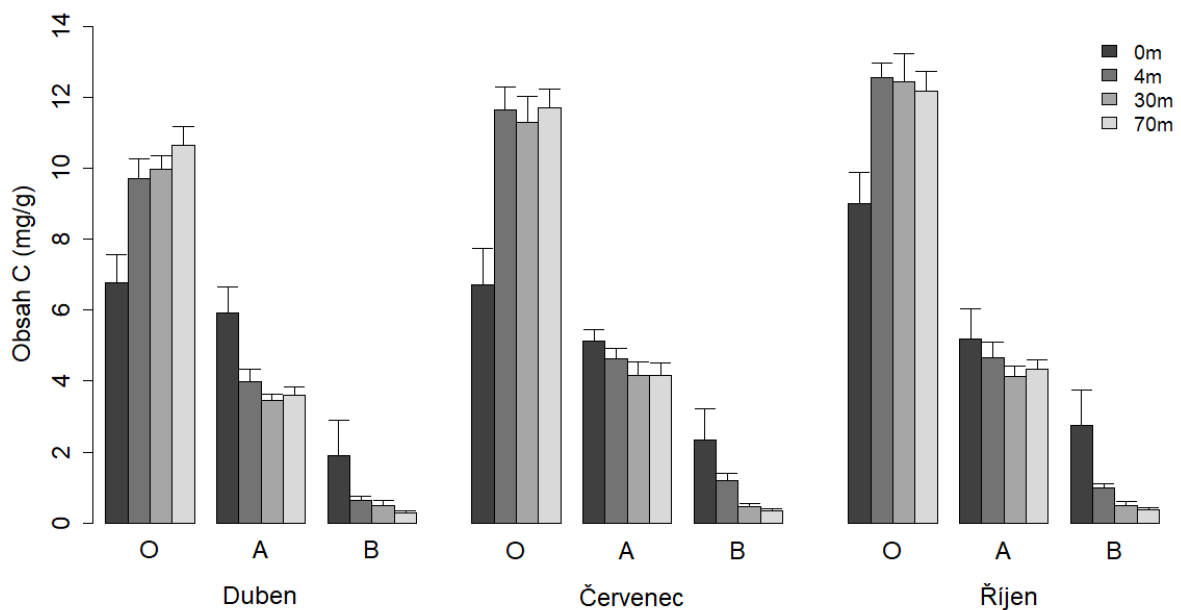
Obsah WSC v O horizontu byl 0,32 až 4,31 mg C g⁻¹, v A horizontu 0,23 až 1,64 mg C g⁻¹, a v B horizontu 0,04 až 2,53 mg C g⁻¹. Průměrný obsah WSC byl v dubnu 0,57 ± 0,05 mg C g⁻¹, v červenci 0,76 ± 0,05 mg C g⁻¹ a v říjnu 0,71 ± 0,04 mg C g⁻¹. Graf 1 zobrazuje množství uhlíku extrahovaného studenou vodní extrakcí převedeného na gram půdy.



Graf 1: Obsah WSC (mg C g⁻¹) na gram půdy, průměr +1 SE, n=12

Hlavní efekt vzdálenosti je na 5% hladině významnosti průkazný ($p < 0,001$). Průkazný je také efekt horizontu ($p < 0,001$) a sezóny ($p < 0,001$). Obsah WSC s hloubkou vždy klesal. Během sezóny obsah uhlíku rostl. Interakce vzdálenosti a horizontu je také průkazná, což znamená, že v různých horizontech se efekt vzdálenosti projevuje různě. V dubnu se vzdáleností od mraveniště obsah uhlíku klesá ve všech horizontech, ale v O horizontu ve vzdálenosti 70 m je patrný mírný nárůst. V červenci už je trend WSC v O horizontu odlišný od zbylých horizontů, se vzdáleností roste. Naopak v A a B horizontu klesá. Toto platí i o situaci v říjnu, v O horizontu WSC roste se vzdáleností, v A a B klesá. Interakce horizontu a sezóny není průkazná, ale z grafu 1 je patrné, že zatímco v B horizontu se obsah WSC téměř neměnil, v O horizontu je znatelný nárůst obsahu uhlíku v červenci a v říjnu je naopak mírný pokles.

HWC obsahuje více uhlíku než WSC, dynamika změn je však podobná. Obsah HWC v O horizontu byl 2,29 až 15,79 mg C g⁻¹, v A horizontu 1,64 až 11,82 mg C g⁻¹ a v B horizontu 0,10 až 12,65 mg C g⁻¹. Průměrný obsah HWC byl v dubnu 4,78 ± 0,34 mg C g⁻¹, v červenci 5,32 ± 0,37 mg C g⁻¹ a v říjnu 5,76 ± 0,40 mg C g⁻¹. Graf 2 zobrazuje průměrné množství uhlíku extrahovaného horkovodní extrakcí převedeného na gram půdy.

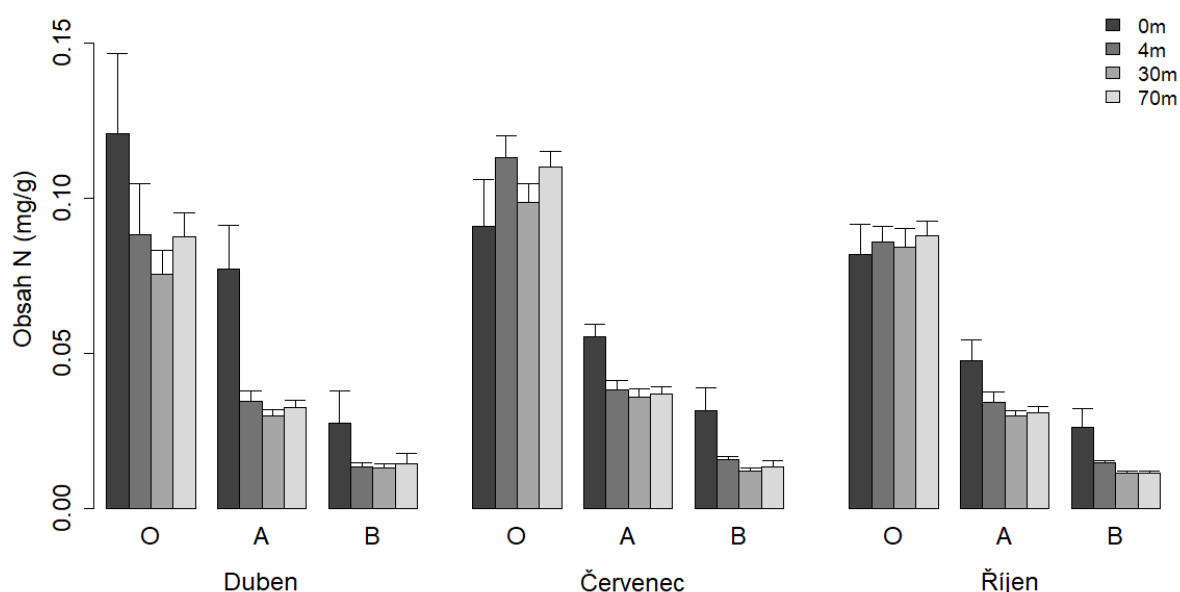


Graf 2 Obsah HWC (mg C g⁻¹) na gram půdy, průměr +1 SE, n=12

Hlavní efekt vzdálenosti je na 5% hladině významnosti průkazný ($p < 0,001$). Průkazný je také efekt horizontu ($p < 0,001$) a sezóny ($p < 0,001$). Obsah HWC s hloubkou vždy klesal. Během sezóny obsah uhlíku rostl. Interakce vzdálenosti a horizontu je také průkazná ($p < 0,001$). Na rozdíl od WSC v dubnu HWC v horizontu O roste, nejvíce mezi vzdáleností 0 a 4 metry od mraveniště. V horizontu A a B naopak dochází k poklesu, který je výraznější opět mezi vzdáleností 0 a 4 m. V červenci už je trend HWC v O horizontu stejný jako u WSC, čili se vzdáleností roste. Naopak v A a B horizontu klesá. Toto platí i o situaci v říjnu. V O horizontu HWC roste se vzdáleností, v A a B klesá, pokles ale není tak výrazný jako v dubnu. Interakce horizontu a sezóny není průkazná, ale z grafu 2 je patrné, že množství HWC z O horizontu během roku mírně stoupá.

4.2. Dusík

Obsah dusíku ve studenovodním extraktu (WSN) v O horizontu byl 0,032 až 0,359 mg N g⁻¹, v A horizontu 0,016 až 0,224 mg N g⁻¹, a v B horizontu 0,006 až 0,137 mg N g⁻¹. Průměrný obsah WSN byl v dubnu 0,051 ± 0,004 mg N g⁻¹, v červenci 0,054 ± 0,004 mg N g⁻¹ a v říjnu 0,045 ± 0,003 mg N g⁻¹. Graf 3 zobrazuje průměrné množství dusíku extrahovaného studenovodní extrakcí převedeného na gram půdy.

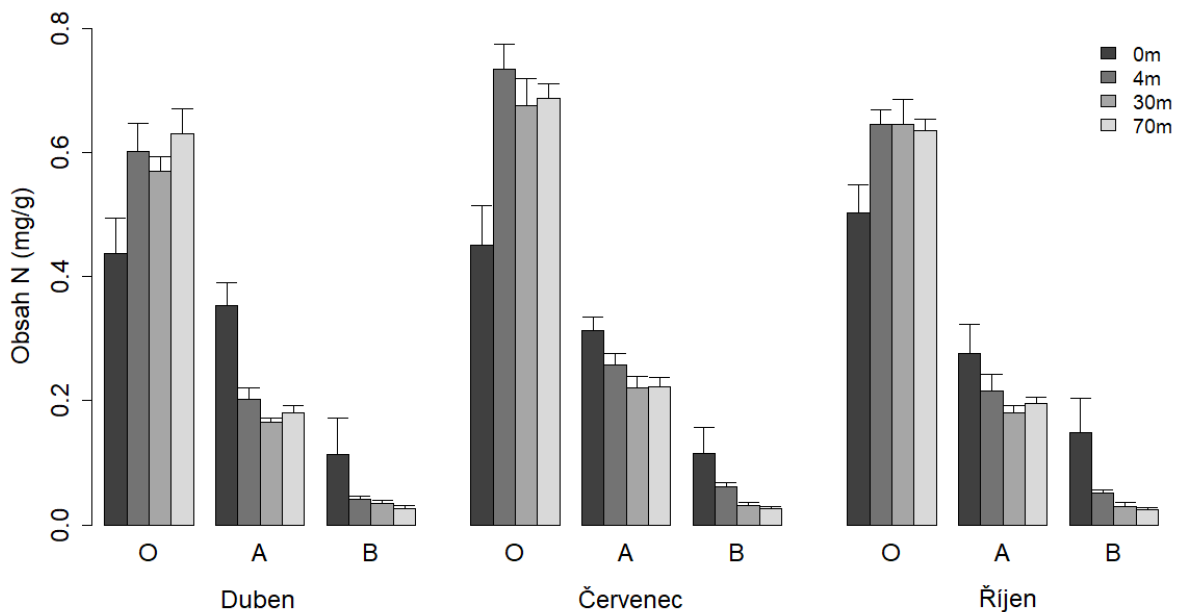


Graf 3 Obsah WSN (mg C g⁻¹) na gram půdy, průměr +1 SE, n=12

Stejně jako u uhlíku je hlavní efekt vzdálenosti na 5% hladině významnosti průkazný ($p < 0,001$). Průkazný je také efekt horizontu ($p < 0,001$) a sezóny ($p < 0,001$). Obsah WSN s hloubkou vždy klesal. Nejvíce dusíku bylo v červencovém odběru. Interakce vzdálenosti a horizontu je také průkazná ($p < 0,001$), což znamená, že v různých horizontech se efekt vzdálenosti projevuje různě. V dubnu klesal obsah dusíku ve všech horizontech, ale v horizontu O mezi vzdáleností 30 a 70 metrů od mraveniště stoupl. V horizontu A i B obsah dusíku v blízkosti mraveniště klesal, pak se pokles ustálil. V červenci byla dynamika obsahu dusíku v A a B horizontu podobná jako v dubnu, jen pokles v blízkosti mraveniště nebyl tak výrazný. Horizont O vykazoval jinou dynamiku, mezi 0 až 4 metry obsah dusíku stoupl, mezi 4 a 30 metry

klesal, a pak opět stoupal. V říjnu byla dynamika změn obsahu dusíku v A a B horizontu téměř totožná jako v červenci. V horizontu O došlo k ustálení obsahu dusíku, který jen mírně rostl se vzdáleností od mraveniště. Z grafu 3 je také patrné, že ve všech horizontech během celé sezóny došlo mezi vzdáleností 30 a 70 metrů od mraveniště k mírnému nárůstu obsahu dusíku.

Obsah dusíku ve horkovodním extraktu (HWN) v O horizontu byl 0,162 až 0,946 mg N g⁻¹, v A horizontu 0,088 až 0,645 mg N g⁻¹, a v B horizontu 0,013 až 0,756 mg N g⁻¹. Průměrný obsah HWN byl v dubnu 0,280 ± 0,020 mg N g⁻¹, v červenci 0,316 ± 0,023 mg N g⁻¹ a v říjnu 0,296 ± 0,021 mg N g⁻¹. Graf 4 zobrazuje průměrné množství dusíku extrahovaného horkovodní extrakcí převedeného na gram půdy.



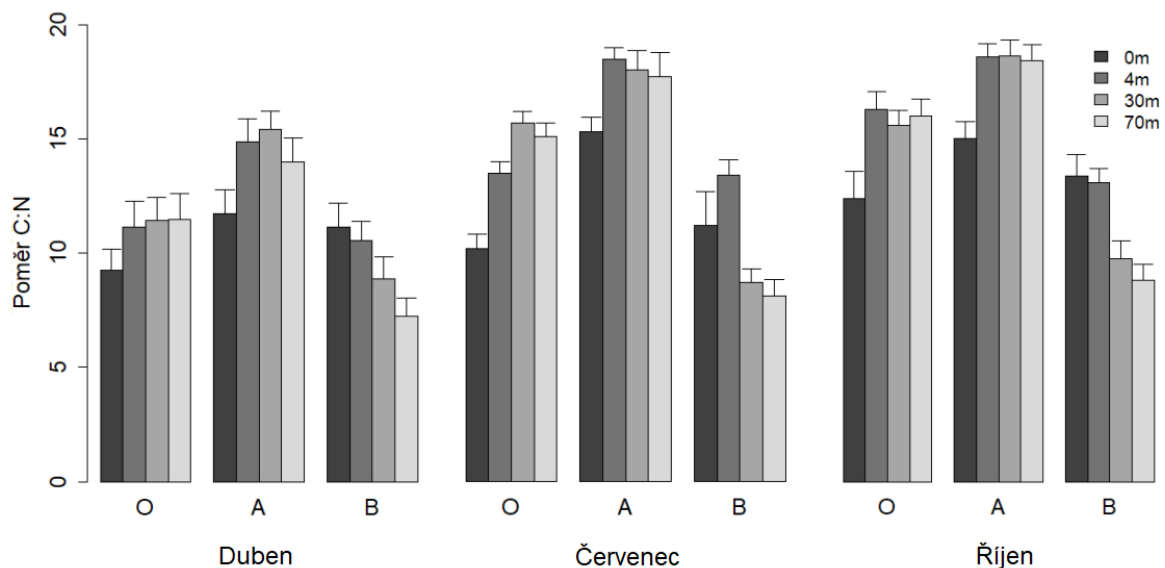
Graf 4 Obsah HWN (mg C g⁻¹) na gram půdy, průměr +1 SE, n=12

Stejně jako u uhlíku je hlavní efekt vzdálenosti na 5% hladině významnosti průkazný (p<0,001). Průkazný je také efekt horizontu (p<0,001) a sezóny (p<0,001). Obsah HWN s hloubkou vždy klesal. Nejvíce dusíku bylo v červencovém odběru. Interakce vzdálenosti a horizontu je také průkazná (p<0001).

V dubnu klesal obsah dusíku v horizontu A i B, horizont O vykazoval jinou dynamiku. Mezi 0 až 4 metry obsah dusíku stoupal, mezi 4 a 30 metry klesal a pak opět mírně stoupal. V červenci byla dynamika obsahu dusíku v A a B horizontu podobná jako v dubnu, jen pokles v blízkosti mraveniště nebyl tak výrazný. Horizont O vykazoval jinou dynamiku, mezi 0 až 4 metry obsah dusíku stoupal, mezi 4 a 30 metry klesal a pak opět mírně stoupal. V říjnu byla dynamika změn obsahu dusíku v A a B horizontu téměř totožná jako v červenci, jen pokles v B horizontu mezi 0 a 4 metry byl výraznější. V horizontu O nejprve obsah dusíku rostl, od 4 metrů od mraveniště se však ustálil.

4.3. Poměr C:N

Poměr C:N byl v CWE u O horizontu 2,52 až 22,14, v A horizontu 5,85 až 23,31 a v B horizontu 2,99 až 19,64. Průměrný poměr C:N v CWE byl v dubnu $11,44 \pm 0,33$, v červenci $13,62 \pm 0,36$ a v říjnu $14,99 \pm 0,35$. Graf 5 zobrazuje průměrný poměr C:N ve studenodvodních extraktech.



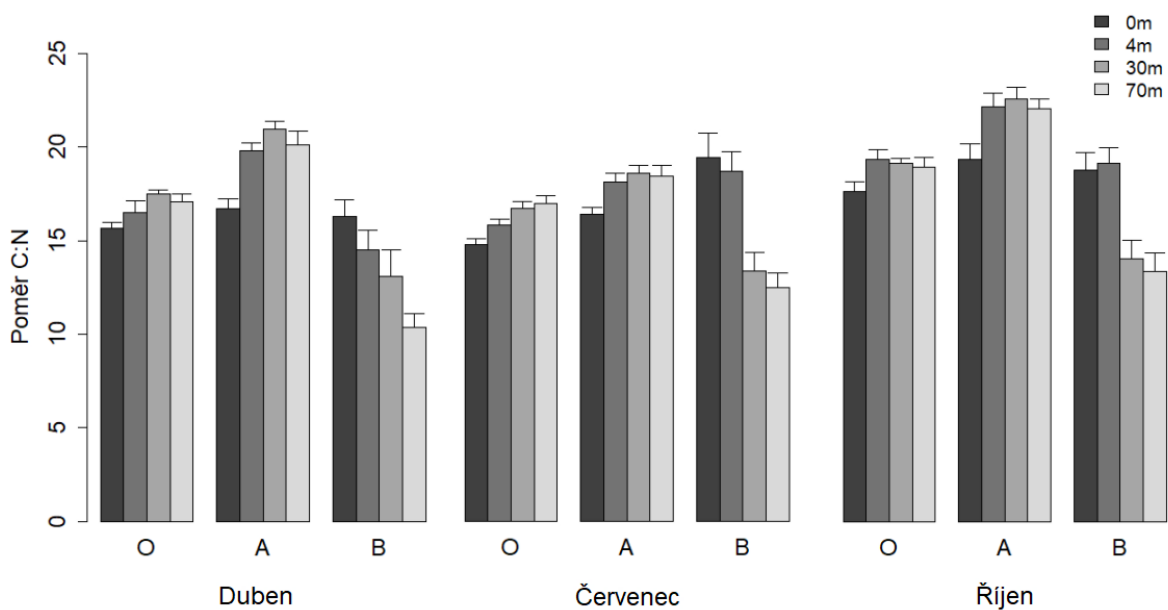
Graf 5 Poměr C:N ve studenodvodních extraktech, průměr +1 SE, n=12

Hlavní efekt vzdálenosti je na 5% hladině významnosti průkazný ($p < 0,001$). Průkazný je také efekt horizontu ($p < 0,001$) a sezóny ($p < 0,001$). Poměr C:N byl nejvyšší v A horizontu a nejnižší v B horizontu. Během sezóny poměr C:N rostl. Interakce

vzdálenosti a horizontu byla také průkazná ($p < 0,001$), což znamená, že v různých horizontech se efekt vzdálenosti projevoval různě, signifikantně ($p = 0,003$) vyšla i interakce horizontu a sezóny.

Poměr C:N v dubnu v horizontu O rostl, nejvíce do vzdálenosti 4 m od mraveniště. V horizontu A také rostl, ale mezi vzdáleností 30 a 70 m opět klesal, v B horizontu došlo k poklesu ve všech vzdálenostech. V červenci poměr C:N v O horizontu stoupal strměji než v dubnu, ale mezi vzdáleností 30 a 70 m klesal. V A horizontu byl trend podobný jako v dubnu, ale k mírnému poklesu docházelo už od vzdálenosti 4 m od mraveniště. V B horizontu nejprve do 4 m od mraveniště poměr C:N stoupal, pak následoval výrazný pokles, který se mezi 30 a 70 m zpomalil. V říjnu byla dynamika podobná jako v červenci, poměr C:N v O a A horizontu stoupal, nejvíce mezi vzdáleností 0 a 4 m. V B horizontu klesal.

Poměr C:N v byl HWE průměrně vyšší než ve CWE. V O horizontu byl 11,59 až 21,85, v A horizontu 12,47 až 26,30 a v B horizontu 6,05 až 27,93. Průměrný poměr C:N v HWE v byl dubnu $16,56 \pm 0,31$, v červenci $16,70 \pm 0,26$ a v říjnu $19,02 \pm 0,31$. Graf 6 zobrazuje průměrný poměr C:N ve studenvodních extraktech.



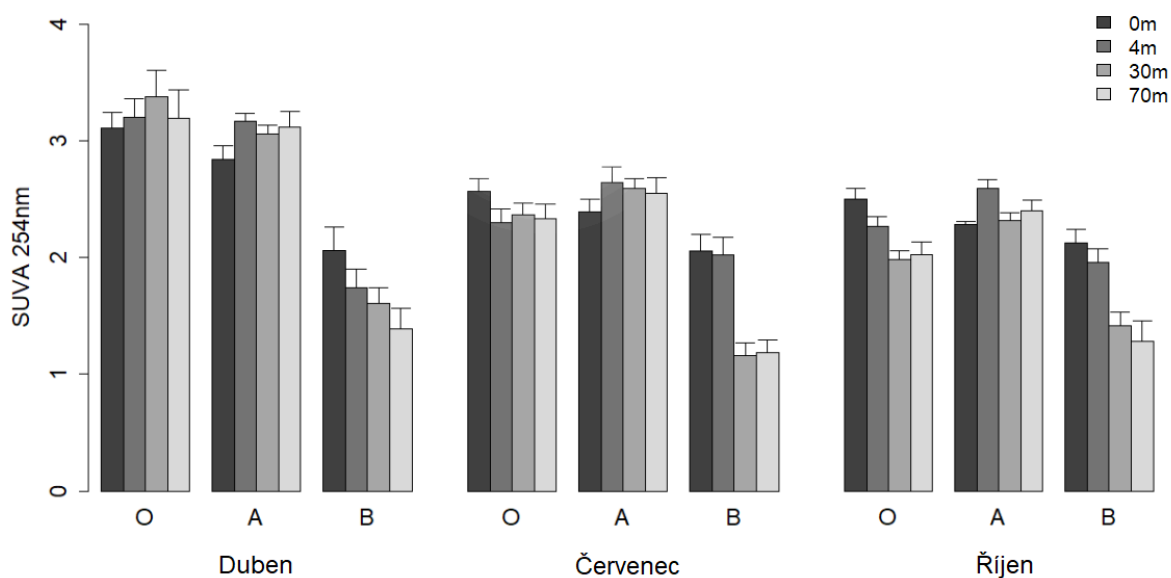
Graf 6 Poměr C:N v horkovodních extraktech, průměr +1 SE, n=12

Hlavní efekt vzdálenosti je na 5% hladině významnosti průkazný ($p < 0,010$). Průkazný byl také efekt horizontu ($p < 0,001$) a sezóny ($p < 0,001$). Poměr C:N byl nejvyšší v A horizontu a nejnižší v B horizontu. Během sezóny poměr C:N rostl. Interakce vzdálenosti a horizontu byla také průkazná ($p < 0,001$), což znamená, že v různých horizontech se efekt vzdálenosti projevoval různě, signifikantně ($p < 0,001$) vyšla i interakce horizontu se sezóny.

Poměr C:N v dubnu v horizontu O rostl, od 30 m od mraveniště klesal. V horizontu A také rostl, ale mezi vzdáleností 30 a 70 m opět klesal, v B horizontu docházelo k poklesu ve všech vzdálenostech. V červenci poměr C:N v O horizontu stoupal strměji než v dubnu, mezi vzdáleností 30 a 70 m klesal. V A horizontu byl trend podobný jako v dubnu, čili se vzdáleností stoupal, od 30 m klesal. V B horizontu došlo k zajímavé změně, jelikož zde byl ve vzdálenosti 0 až 4 m poměr C:N nejvyšší za celou vegetační sezónu. Mezi vzdáleností 4 a 30 m prudce klesl, ale do vzdálenosti 70 m se pokles zpomalil. V říjnu byla dynamika podobná jako v červenci, poměr C:N v O a A horizontu stoupal, nejvíce mezi vzdáleností 0 a 4 m a mezi 30 a 70 m klesal. V B horizontu nejprve mírně rostl do vzdálenosti 4 m, ale pak prudce klesl.

4.4.SUVA

Jelikož mezi parametrem $SUVA_{254}$ a $SUVA_{280}$ existuje silná korelace v obou typech extraktu ($r_{CWE} = 0,98$; $r_{HWE} = 0,99$) (příloha 12, 13), uvádím výsledky jen pro parametr $SUVA_{254}$. Parametr $SUVA_{254}$ ve studenododním extraktu v O horizontu byl 1,41 až 5,01 l $mg^{-1} m^{-1}$, v A horizontu 1,62 až 3,59 l $mg^{-1} m^{-1}$ a v B horizontu 0,44 až 3,16 l $mg^{-1} m^{-1}$. Průměrně dosahoval parametr $SUVA_{254}$ v dubnu $2,66 \pm 0,07$ l $mg^{-1} m^{-1}$, v červenci $2,19 \pm 0,05$ l $mg^{-1} m^{-1}$ a v říjnu $2,10 \pm 0,04$ l $mg^{-1} m^{-1}$. Graf 7 zobrazuje průměrné hodnoty $SUVA_{254}$ ve studenododním extraktu.

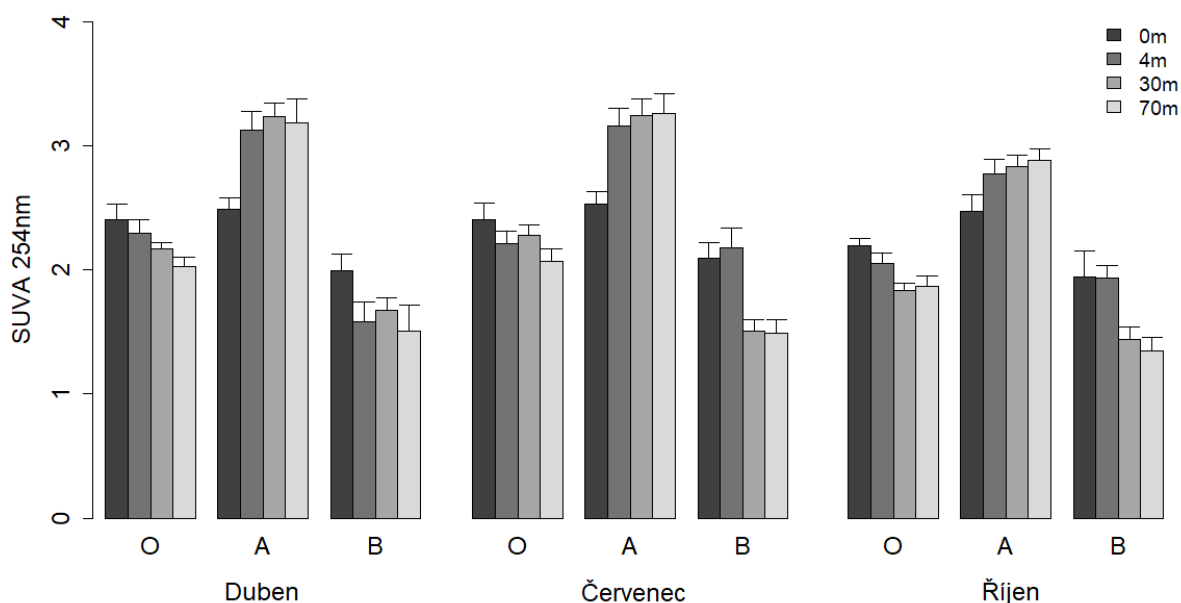


Graf 7 SUVA₂₅₄ (l mg⁻¹ m⁻¹) ve studenovodních extraktech, +1SE, n=12

I když to nemusí být na první pohled patrné, je efekt vzdálenosti na 5% hladině významnosti průkazný ($p=0,003$). Průkazný je také efekt horizontu ($p<0,001$) a sezóny ($p<0,001$). SUVA₂₅₄ s hloubkou klesala. Nejvyšších hodnot dosahoval parametr SUVA₂₅₄ v dubnu, v červenci a říjnu byly hodnoty vyrovnané. Interakce vzdálenosti a horizontu je také průkazná ($p<0,001$), což znamená, že v různých horizontech se efekt vzdálenosti projevuje různě. Průkazná ($p<0,001$) je i interakce horizontu a sezóny.

V dubnu v horizontu O a A SUVA₂₅₄ se vzdáleností rostla, ale v O horizontu ve vzdálenosti 30 až 70 m klesala. V horizontu B se vzdáleností klesala. V červenci nastala změna v horizontu A, kde SUVA₂₅₄ rostla a naopak v horizontu O a B klesala. V horizontu B byl navíc výrazný pokles mezi vzdáleností 4 m a 30 m od mraveniště. V říjnu byla situace podobná jako v dubnu. V horizontu A došlo k nárůstu ve vzdálenosti 4 m od mraveniště, pak opět došlo k poklesu a poté k mírnému nárůstu ve vzdálenosti 70 m. V horizontu O a B došlo k poklesu, který byl výraznější mezi 0 m až 30 m.

Parametr $SUVA_{254}$ v horkovodním extraktu v O horizontu byl 1,41 až 3,42 $l\ mg^{-1}\ m^{-1}$, v A horizontu 1,89 až 4,34 $l\ mg^{-1}\ m^{-1}$ a v B horizontu 0,14 až 3,27 $l\ mg^{-1}\ m^{-1}$. Průměrně dosahoval parametr $SUVA_{254}$ v dubnu $2,31 \pm 0,06\ l\ mg^{-1}\ m^{-1}$, v červenci $2,37 \pm 0,06\ l\ mg^{-1}\ m^{-1}$ a v říjnu $2,13 \pm 0,05\ l\ mg^{-1}\ m^{-1}$. Graf 8 zobrazuje průměrné hodnoty $SUVA_{254}$ ve horkovodním extraktu.



Graf 8 $SUVA_{254}$ ($l\ mg^{-1}\ m^{-1}$) v horkovodních extraktech, +1SE, n=12

U tohoto jediného parametru nevyšel efekt vzdálenosti na 5% hladině významnosti signifikantně ($p=0,095$). Průkazně ($p<0,001$) vyšel efekt horizontu, ale tentokrát se nedá říci, že s hloubkou klesá, protože v horizontu A dosahuje nejvyšších hodnot. Efekt sezóny vyšel také průkazně ($p<0,001$), zatímco v dubnu a červenci jsou hodnoty vyrovnané, v říjnu jsou nižší. Interakce vzdálenosti a horizontu je průkazná ($p<0,001$), což znamená, že v různých horizontech se efekt vzdálenosti projevuje různě. Průkazná ($p<0,001$) je i interakce horizontu a sezóny.

V dubnu v horizontu O a B $SUVA_{254}$ se vzdáleností klesala, ale v A horizontu rostla, i když ve vzdálenosti 30 až 70 mírně klesala. V červenci v horizontu O klesala, v horizontu B nejprve do vzdálenosti 4 metry od mraveniště mírně stoupala a poté strmě klesla. V A horizontu se vzdáleností stoupala. V říjnu byla situace podobná jako

v dubnu. V horizontu O a B SUVA₂₅₄ klesala, zatímco v horizontu A se vzdáleností rostla.

Tabulka 1 Průměry pro jednotlivé proměnné, ± SE

		Duben		Červenec		Říjen	
		CWE	HWE	CWE	HWE	CWE	HWE
C (mg g ⁻¹)	O	0,974 ± 0,096	9,277 ± 0,357	1,395 ± 0,067	10,349 ± 0,478	1,297 ± 0,056	11,544 ± 0,399
	A	0,565 ± 0,041	4,243 ± 0,025	0,703 ± 0,029	4,512 ± 0,176	0,627 ± 0,034	4,582 ± 0,256
	B	0,181 ± 0,051	0,831 ± 0,261	0,192 ± 0,036	1,087 ± 0,246	0,199 ± 0,031	1,142 ± 0,283
N (mg g ⁻¹)	O	0,093 ± 0,008	0,560 ± 0,023	0,103 ± 0,005	0,637 ± 0,027	0,085 ± 0,003	0,608 ± 0,019
	A	0,043 ± 0,005	0,226 ± 0,015	0,042 ± 0,002	0,253 ± 0,011	0,035 ± 0,002	0,217 ± 0,015
	B	0,171 ± 0,003	0,054 ± 0,015	0,018 ± 0,002	0,058 ± 0,012	0,016 ± 0,002	0,063 ± 0,016
C:N	O	10,8 ± 0,6	16,7 ± 0,2	13,5 ± 0,4	16,1 ± 0,2	15,4 ± 0,5	18,9 ± 0,3
	A	14,0 ± 0,5	19,4 ± 0,3	17,2 ± 0,4	17,9 ± 0,3	18,1 ± 0,4	21,7 ± 0,4
	B	9,5 ± 0,5	13,6 ± 0,6	10,3 ± 0,5	16,0 ± 0,7	11,5 ± 0,5	16,5 ± 0,6
SUVA ₂₅₄ (l mg ⁻¹ m ⁻¹)	O	3,23 ± 0,10	2,26 ± 0,05	2,40 ± 0,006	2,24 ± 0,05	2,21 ± 0,05	1,99 ± 0,04
	A	3,05 ± 0,05	3,01 ± 0,08	2,55 ± 0,06	3,05 ± 0,08	2,41 ± 0,04	2,74 ± 0,06
	B	1,70 ± 0,09	1,69 ± 0,08	1,61 ± 0,09	1,82 ± 0,08	1,70 ± 0,8	1,67 ± 0,08

5. Diskuze

5.1. Extrakty

To, že obsah labilního uhlíku a dusíku se průkazně liší mezi studenovodním a horkovodním extraktem se dalo na základně literatury očekávat. CWE totiž obsahuje jen snáze dostupný uhlík a dusík, ale v HWE jsou obsaženy i látky, které pocházejí z mikrobiální biomasy nebo z denaturovaných enzymů nebo i z rozpadu agregátů (Ghani et al., 2003; Puget et al., 1999). Na rozdíl ale od Ghani (et al., 2003), kde při zkoumání lučních společenstev WSC dosahovalo jen 3-6% HWC, ve zde studovaných lesních půdách jsem prokázala rozdíl 12-19% v závislosti na horizontu. K podobným výsledkům (16%) dospěl ve své práci i Hamkalo a Bedernichek (2014) při zkoumání listnatých lesů.

5.2. Uhlík

Obsah uhlíku byl v obou typech extraktu nejnižší dubnu, vrcholil v červenci a v říjnu byl nižší než v červenci, rozdíl však nebyl tak výrazný. Z datové analýzy plyne, že obsah C se v jednotlivých odběrech měnil se vzdáleností od mraveniště, v průběhu sezóny a vlivem hloubky. Během července a října v O horizontu obsah uhlíku se vzdáleností rostl, v dubnu spíše klesal. Mé výsledky jsou obdobné, jako ve své práci uvádí Jílková et al., (2011), čili že k největšímu nárůstu organické hmoty dochází mezi vzdáleností 1 a 8 metrů od mraveniště. Nejde ale jen o pouhý horizontální přesun, ale také promíchávání vertikální, které je nejvýraznější v okolí mraveniště. Tím, že mravenci přemísťují organickou hmotu do mraveniště, ochuzují okolí. Rozdílné trendy v O horizontu během sezóny mohou být vysvětleny činností mravenců, jejichž aktivita je na jaře nižší než během léta (Jílková et al., 2015). Toto odpovídá i mým výsledkům.

Svou roli v rozdílu obsahu uhlíku mohou hrát i mšice, které produkují medovici, které mravenci dokáží sebrat až 80% a jen 20% zůstane v prostředí (Frouz et al., 2016) a jejich aktivita je největší v létě. Pokud jí tedy mravenci v okolí mraveniště vysbírají, tak je pravděpodobné, že ve větší vzdálenosti jí na zem dopadne více.

Organický horizont je považován za důležitý zdroj rozpustného C pro minerální horizont. Vyšší teplota a vyšší srážky na začátku léta mohou mít za následek zvýšenou mikrobiální aktivitu a produkci labilního C v důsledku zvýšeného mikrobiálního rozkladu větších nerozpustných sloučenin na rozpustné sloučeniny (Marschner a Kalbitz, 2003).

K podobným výsledkům dospěla ve své práci i Cepáková et al. (2016), která zkoumala efekt druhu stromů na obsah labilní části organické hmoty na výsypkách během sezóny. Naopak k odlišným výsledkům ve své práci dospěl Kilpeläinen et al. (2007). Uvádí, že obsah uhlíku v horní vrstvě mraveniště je v porovnání s organickou vrstvou v okolí mraveniště vyšší, ale měření proběhlo ve vzdálenosti 20 cm

od mraveniště. Scott a Rothstein (2014) se zabývali vlivem lesních půdních typů v listnatých lesích (dub, javor) na obsah dusíku a uhlíku v půdě. I když používali jinou metodu extrakce, tak jejich výsledky jsou velmi podobné mým výsledkům studenových extraktů, co se týče rozdílů mezi různými půdními horizonty. Při výzkumu listnatých lesů Boyer a Groffman (1996) uvádějí hodnoty WSC mezi 0,2 až 949 mg C kg⁻¹. Tyto hodnoty jsou jen trochu nižší, než jsou mé výsledky. To může být jednak typem vegetace (listnatý les), ale i způsobem analýzy odebrané půdy. I když existuje mnoho prací na téma DOM, je těžké výsledky porovnávat. To může být dáno rozdílným způsobem získávání extraktů.

5.3. Dusík

Trend změny obsahu dusíku byl v jednotlivých horizontech stejný jako u uhlíku, a to jak v CWE, tak v HWE. Z datové analýzy plyne, že obsah N se v jednotlivých odběrech měnil se vzdáleností od mraveniště, i v průběhu sezóny a vlivem hloubky. Bioturbací tedy mravenci ovlivňují i obsah dusíku v okolí mravenišť. V O horizontu nedochází k tak výraznému nárůstu obsahu dusíku se vzdáleností od mraveniště jako je tomu u uhlíku. Pokles obsahu dusíku se vzdáleností v A a B horizontu nasvědčuje tomu, že mravenci v těsné blízkosti mraveniště obohacují hlubší vrstvy půdy živinami. K poklesu obsahu dusíku s hloubkou dospěla ve své práci i Cepáková (et al., 2016). Pokles dusíku se projevil i v listnatých lesích, jak uvádí Scott a Rothstein (2014). Opad v jehličnatých lesích snižuje dostupnost půdního dusíku kvůli vysokému obsahu ligninu s nízkým podílem dusíku (Côté et al., 2000). To se projevuje řádově nižším obsahem dusíku ve srovnání s uhlíkem.

Obsah dusíku byl nejvyšší během července, což odpovídá nárůstu během vegetační sezóny. To, že obsah dusíku v říjnu neroste se vzdáleností, může způsobovat tzv. *priming effect*. Ten nastává v případě vstupu uhlíkem bohatých substrátů bez přidání dusíku, kdy mají půdní mikroorganismy více energie k tomu, aby rozkládaly i hůře rozložitelnou SOM za účelem získání dusíku, což na konci vede k poklesu obsahu dusíku (Blagodatskaya a Kuzyakov, 2008). K rozdílné dynamice v obsahu dusíku

během sezóny v různých horizontech dospěl ve své práci i Zhang a Ding (2017), který studoval lesy v jižní Číně. V bukovém lese byl pokles na podzim nejvýraznější, v borovicovém byl méně výrazný. Vliv měl i horizont, v horních vrstvách půdy byla dynamika výraznější než v hlubších.

5.4. Poměr C:N

Poměr C:N se lišil se vzdáleností od mraveniště, ale nedá se říci, že klesal, v O a A horizontu většinou stoupal, v B horizontu klesal. Je zajímavé, že v HWE byl poměr C:N v jednotlivých vzdálenostech a horizontech vyrovnanější, než u CWE. Nejvyšší poměr byl v CWE v červenci a v říjnu, u HWC v říjnu a dubnu. I když byl efekt horizontu průkazný, díky interakci vzdálenosti s horizontem a horizontu se sezónou, je dynamika proměnlivá. Nejvyšší poměr C:N jsem naměřila v A horizontu v měsících červenci a říjnu. Akumulace v A horizontu byla způsobena vylouhováním látek z organického horizontu, kde je poměr C:N nižší. Pokles poměru C:N může být způsoben starší a více rozloženou OM v hlubších vrstvách půdy, nebo slabší adsorpcí DOM s nižším C:N (Kalbitz et al., 2000). Poměr C:N může být také spojen s nízkou rychlostí rozkladu a může indikovat vysoce rozložený materiál (Vestgarden et al., 2010). I v tomto případě dosáhl Kilpeläinen et al. (2007) jiných výsledků. Nejen že poměr C:N naměřil vyšší v mraveništi než v okolní půdě, ale uvádí poměr C:N zhruba dvakrát vyšší než jsou mé výsledky. K vyšším hodnotám poměru dospěl ve své práci i Watmough et al. (2013), když zkoumal borovicové porosty na výsypkách s pomocí lyzimetrů. Naměřil vyšší hodnoty (30 – 43) a trend byl také odlišný, poměr s hloubkou klesal. U lučních společenstev je C:N v rozmezí 18 – 28 (Vestgarden et al., 2010), ale i v tomto případě parametr s hloubkou klesá. Scott a Rothstein (2014) představili teorii, že rostlinné zbytky s vyšším C:N nahrazují mikrobiální produkty, které mají nižší C:N a ty se pak migrují hlouběji. Proto je v B horizontu poměr C:N nižší. Je zajímavé, že velmi podobné hodnoty jako já naměřil Toosi et al. (2014), když analyzoval vzorky z lyzimetrů v lesních půdách v Pensylvánii.

5.5. SUVA

Průkaznost efektu vzdálenosti od mraveniště jsem prokázala jen u CWE. SUVA z HWE tedy jako jediný měřený parametr se neliší se vzdáleností od mraveniště. Liší se ale mezi horizonty a sezónou.

Hodnota SUVA 4 a vyšší udává, že vzorek je složen převážně z huminových látek a látek s vyšší molekulovou hmotností. Pokud je tato hodnota nižší než 2, DOM je převážně nehuminového charakteru a hydrofobicita je nízká. Hodnoty SUVA mezi 2 a 4 ukazují, že DOM se skládá ze směsi huminů a jiných látek (Yapsakli a Çeçen, 2010). Tento parametr ukazuje na charakter SOM, který dále udává míru rozložitelnosti organické hmoty v půdě. Aromatické částice jsou považovány za hůře rozložitelné, protože mají tendenci být stabilizovány na půdní částice (Guggenberger a Kaiser, 2003). Tomu odpovídají mé výsledky, jelikož horizont B nepřesahuje hodnotu 2, což znamená, že se skládá zejména z látek nehuminového charakteru, neboť hydrofobní složky se zachytí ve vyšších vrstvách půdy (Kaiser et al., 2001). Je také zajímavý pokles parametru SUVA v červenci a říjnu mezi vzdáleností 4 a 30 metrů od mraveniště. To by mohlo být dáno aktivitou mravenců, kteří přinášejí do mraveniště živiny (Frouz a Jilková, 2008), což může vést k nárůstu biologické aktivity i na okrajích mraveniště a tudíž i k rozkladu rostlinných zbytků a nárůstu huminových látek. Aromaticita během sezóny klesá i v O a A horizontu, v A horizontu je během roku vyrovnanější. V O horizontu totiž dochází během sezóny k postupnému poklesu, nikdy však neklesne pod dvě. Toto by mohlo být dáno aktivitou mravenců. Ti k mraveništi odnášejí nejen potravu, ale i jehličí z okolí, které je hůře rozložitelné, a proto je v mraveništi vyšší podíl aromatických látek než v okolí.

Hodnoty v HWE průměrně dosahují hodnoty 3 ($l\ mg^{-1}\ m^{-1}$) čili se jedná o směs huminů a jiných látek. Obsah nehuminových látek může být stabilní, ale může se měnit množství huminových látek tím, že mravenci ve větších vzdálenostech tolik neomezují rozklad rostlinných zbytků. Také to může být tím, že během horkovodní extrakce se uvolní i látky, jež jsou v půdě jinak pevně vázány.

Vyšší hodnoty SUVA v A horizontu mohou být způsobeny nárůstem množství vysokomolekulárních kořenových exudátů během vegetační sezóny, jako jsou například mucigel a proteiny, které mohou být stabilnější a extrahovatelné jen pomocí HWE.

K nižším hodnotám parametru SUVA dospěla ve své práci Cepáková et al. (2016), i když v jejích výsledcích je SUVA vyšší v minerálním horizontu než v organickém. Toosi et al. (2014) ve své práci porovnával lesní a luční společenství. SUVA byla vyšší v lesích a byla o něco vyšší než mé výsledky ($4,31 \text{ mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$). Cílem výzkumu De Troyer et al. (2014) bylo porovnat vliv uchování vzorků na půdní charakteristiky. Jednou z měřených hodnot byla i SUVA, která vyšla $2,4 \text{ l mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$ u čerstvě získaného extraktu po inkubaci půdy a pole. Původně byl parametr vyvinut pro zkoumání nezávadnosti pitné vody. Často se proto stanovuje ve vodě, např. ve výzkumu Yapsakli a Çeçen (2010), kde měřili parametr SUVA v izolovaném vodním rezervoáru. Výsledná hodnota během sezóny rostla, ale pohybovala se mezi hodnotou 2 – 3 $\text{l mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$. Při studiu severoamerických javorových lesních půd dospěl Smemo et al. (2007) k velmi podobným výsledkům jako já, tedy že na jaře je hodnota SUVA vyšší než na podzim, i samotné hodnoty byly velmi podobné jako v mnou zkoumaných půdách (kolem $3 \text{ l mg}^{-1} \text{ m}^{-1}$).

6. Závěr

1) Obsah labilního uhlíku a dusíku v organickém horizontu roste se vzdáleností od mraveniště vlivem aktivity mravenců, kteří sbírají materiál a potravu. V minerálním horizontu (A a B) obsah naopak se vzdáleností klesá, což je ovlivněno bioturbací v blízkosti mraveniště. Projevil se předpokládaný nárůst obsahu C a N mezi vzdáleností 30 a 70 m od mraveniště, protože mravenci se pohybují jen do vzdálenosti 60 m od mraveniště.

2) Nejmenší obsah C a N byl na začátku vegetační sezóny, v dubnu. A nejvyšší byl během vegetační sezóny v červenci, a to díky vysoké biologické aktivitě jak mravenců, tak i vegetace a zvýšené produkci exudátů a mikrobiálnímu rozkladu. Tyto rozdíly se projevíly shodně jak ve studenovodních, tak i horkovodních extraktech.

3) Hypotéza o nárůstu poměru C:N během sezóny platí jen pro CWE, kde byl poměr v červenci a říjnu vyšší než v dubnu. V HWE byl naopak poměr v červenci nejnižší. Oproti očekávání ale nebyl poměr nejvyšší v O horizontu, ale v A horizontu, což může být způsobeno vyluhováním látek do hlubších vrstev vlivem vyšších srážek.

4) Výraznější dynamika parametru SUVA byla u horkovodních extraktů. Trend změny byl v A horizontu, kde rostl se vzdáleností od mraveniště, opačný než byl v O a B horizontu. Nejvyšší byla SUVA v dubnu, což ukazuje na vyšší zásoby hůře rozložitelné organické hmoty s více aromatickou povahou než během sezóny.

5) Vlivem bioturbace byl pokles obsahu C a N spolu s hloubkou v blízkosti mraveniště méně výrazný než ve větších vzdálenostech.

7. Literatura

- AOPK, Klimatické poměry. Správa CHKO Blanský les [online]. [cit. 2018-04-10].
Dostupné z: <http://blanskyles.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/klimaticke-pomery/> <http://blanskyles.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/klimaticke-pomery/>
- Beauchamp, N., Dorea, C., Bouchard, C., Rodriguez, M., 2018. Use of differential absorbance to estimate concentrations of chlorinated disinfection by-product in drinking water: Critical review and research needs. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 3389, 1–32. <https://doi.org/10.1080/10643389.2018.1443668>
- Blagodatskaya, E., Kuzyakov, Y., 2008. Mechanisms of real and apparent priming effects and their dependence on soil microbial biomass and community structure: Critical review. *Biol. Fertil. Soils* 45, 115–131.
<https://doi.org/10.1007/s00374-008-0334-y>
- Boyer, J.N., Groffman, P.M., 1996. Bioavailability of water extractable organic carbon fractions in forest and agricultural soil profiles. *Soil Biol. Biochem.* 28, 783–790.
[https://doi.org/10.1016/0038-0717\(96\)00015-6](https://doi.org/10.1016/0038-0717(96)00015-6)
- Bu, X., Wang, L., Ma, W., Yu, X., McDowell, W.H., Ruan, H., 2010. Spectroscopic characterization of hot-water extractable organic matter from soils under four different vegetation types along an elevation gradient in the Wuyi Mountains. *Geoderma* 159, 139–146. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.07.005>
- Bureš, K., 2013. Půdní organická hmota ve smrkových a bukových porostech. Mendelova univerzita Brně.
- Camino-Serrano, M., Graf Pannatier, E., Vicca, S., Luyssaert, S., Jonard, M., Ciais, P., Guenet, B., Gielen, B., Peñuelas, J., Sardans, J., Waldner, P., Etzold, S., Cecchini, G., Clarke, N., Galić, Z., Gandois, L., Hansen, K., Johnson, J., Klinck, U., Lachmanová, Z., Lindroos, A.-J., Meessenburg, H., Nieminen, T.M., Sanders, T.G.M., Sawicka, K., Seidling, W., Thimonier, A., Vanguelova, E., Verstraeten, A., Vesterdal, L., Janssens, I.A., 2016. Trends in soil solution dissolved organic carbon (DOC) concentrations across European forests. *Biogeosciences* 13, 5567–5585. <https://doi.org/10.5194/bg-13-5567-2016>
- Cepáková, Š., Tošner, Z., Frouz, J., 2016. The effect of tree species on seasonal fluctuations in water-soluble and hot water-extractable organic matter at post-mining sites. *Geoderma* 275, 19–27.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.04.006>
- Côté, L., Brown, S., Paré, D., Fyles, J., Bauhus, J., 2000. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. *Soil Biol. Biochem.* 32, 1079–1090.
[https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00017-1](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00017-1)
- De Troyer, I., Merckx, R., Amery, F., Smolders, E., 2014. Factors Controlling the Dissolved Organic Matter Concentration in Pore Waters of Agricultural Soils. *Vadose Zo. J.* 13, 0. <https://doi.org/10.2136/vzj2013.09.0167>
- Dignac, M., Derrien, D., Barré, P., Barot, S., Cécillon, L., Chenu, C., Chevallier, T.,

- Freschet, G.T., Garnier, P., Guenet, B., Hedde, M., Klumpp, K., 2017. Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 37, 1–27. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0421-2>
- Dobbs, R.A., Wise, R.H., Dean, R.B., 1972. The use of ultra-violet absorbance for monitoring the total organic carbon content of water and wastewater. *Water Res.* 6, 1173–1180. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(72\)90017-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(72)90017-6)
- Edzwald, J.K., Becker, W.C., Wattier, K.L., 1985. Surrogate Parameters for Monitoring Organic Matter and THM Precursors, in: *Journal - American Water Works Association*. pp. 122–132. <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.1985.tb05521.x>
- Fernández-Romero, M.L., Clark, J.M., Collins, C.D., Parras-Alcántara, L., Lozano-García, B., 2016. Evaluation of optical techniques for characterising soil organic matter quality in agricultural soils. *Soil Tillage Res.* 155, 450–460. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.05.004>
- Freschet, G.T., Cornwell, W.K., Wardle, D.A., Elumeeva, T.G., Liu, W., Jackson, B.G., Onipchenko, V.G., Soudzilovskaia, N.A., Tao, J., Cornelissen, J.H.C., 2013. Linking litter decomposition of above- and below-ground organs to plant-soil feedbacks worldwide. *J. Ecol.* 101, 943–952. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12092>
- Frouz, J., Jilková, V., 2008. The effect of ants on soil properties and processes (Hymenoptera: Formicidae). *Myrmecological News* 11, 191–199.
- Frouz, J., Jilková, V., Sorvari, J., 2016. Wood Ant Ecology and Conservation, in: Stockan, J.A., Robinson, E.J.H. (Eds.), *Contribution of Wood Ants to Nutrient Cycling and Ecosystem Function*. pp. 207–220.
- Frouz, J., Santruckova, H., Kalcik, J., 1997. The effect of wood ants (*Formica polyctena* Foerst.) on the transformation of phosphorus in a spruce plantation. *Pedobiologia (Jena)*. 41, 437–447.
- Ghani, A., Dexter, M., Perrott, K.W., 2003. Hot-water extractable carbon in soils: A sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biol. Biochem.* 35, 1231–1243. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00186-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00186-X)
- Giancoli, B.S.R., Nozaki, J., Barreto, W.J., 2003. Origin of Dissolved Organic Carbon Studied by UV-vis Spectroscopy. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.* 31, 513–518. <https://doi.org/10.1002/aheh.200300510>
- Gonzalez, C., Touraud, E., Spinelli, S., Thomas, O., 2007. Chapter 3 Organic constituents, in: *UV-Visible Spectrophotometry of Water and Wastewater*. pp. 47–87.
- Guggenberger, G., Kaiser, K., 2003. Dissolved organic matter in soil: Challenging the paradigm of sorptive preservation. *Geoderma* 113, 293–310. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00366-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00366-X)
- Gunina, A., Kuzyakov, Y., 2015. Sugars in soil and sweets for microorganisms: Review of origin, content, composition and fate. *Soil Biol. Biochem.* 90, 87–100. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.07.021>
- Hamkalo, Z., Bedernichek, T., 2014. Total, cold and hot water extractable organic

- carbon in soil profile: impact of land-use change. *Zemdirbyste-Agriculture* 101, 125–132. <https://doi.org/10.13080/z-a.2014.101.016>
- Heitkamp, F., Raupp, J., Ludwig, B., 2009. Impact of fertilizer type and rate on carbon and nitrogen pools in a sandy Cambisol. *Plant Soil* 319, 259–275. <https://doi.org/10.1007/s11104-008-9868-x>
- Hilli, S., Stark, S., Derome, J., 2008. Water-extractable organic compounds in different components of the litter layer of boreal coniferous forest soils along a climatic gradient. *Boreal Environ. Res.* 13, 92–106.
- Chantigny, M.H., 2003. Dissolved and water-extractable organic matter in soils: A review on the influence of land use and management practices. *Geoderma* 113, 357–380. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00370-1](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00370-1)
- Chen, M., Lee, J.-H., Hur, J., 2015. Effects of sampling methods on the quantity and quality of dissolved organic matter in sediment pore waters as revealed by absorption and fluorescence spectroscopy. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 14841–14851. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4656-7>
- Chin, Y.-P., Aiken, G., O'Loughlin, E., 1994. Molecular Weight, Polydispersity, and Spectroscopic Properties of Aquatic Humic Substances. *Environ. Sci. Technol.* 28, 1853–1858. <https://doi.org/10.1021/es00060a015>
- Jílková, V., Cajthaml, T., Frouz, J., 2015. Respiration in wood ant (*Formica aquilonia*) nests as affected by altitudinal and seasonal changes in temperature. *Soil Biol. Biochem.* 86, 50–57. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.03.024>
- Jílková, V., Frouz, J., 2018. Relative importance of honeydew and resin for the microbial activity in wood ant nest and forest floor substrate – a laboratory study. *Soil Biol. Biochem.* 117, 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.002>
- Jílková, V., Matějček, L., Frouz, J., 2011. Changes in the pH and other soil chemical parameters in soil surrounding wood ant (*Formica polyctena*) nests. *Eur. J. Soil Biol.* 47, 72–76. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2010.10.002>
- Jobbágy, E.G., Jackson, R.B., 2000. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation. *Ecol. Appl.* 10, 423–436. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010\[0423:TVDOSO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010[0423:TVDOSO]2.0.CO;2)
- Kaiser, K., Guggenberger, G., 2000. The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Org. Geochem.* 31, 711–725. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00046-2)
- Kaiser, K., Guggenberger, G., Haumaier, L., 2004. Changes in dissolved lignin-derived phenols, neutral sugars, uronic acids, and amino sugars with depth in forested Haplic Arenosols and Rendzic Leptosols. *Biogeochemistry* 70, 135–151. <https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000049340.77963.18>
- Kaiser, K., Guggenberger, G., Haumaier, L., Zech, W., 2001. Seasonal variations in the chemical composition of dissolved organic matter in organic forest floor layer leachates of old-growth Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany. *Biogeochemistry* 55, 103–143. <https://doi.org/10.1023/A:1010694032121>
- Kaiser, K., Kalbitz, K., 2012. Cycling downwards - dissolved organic matter in soils.

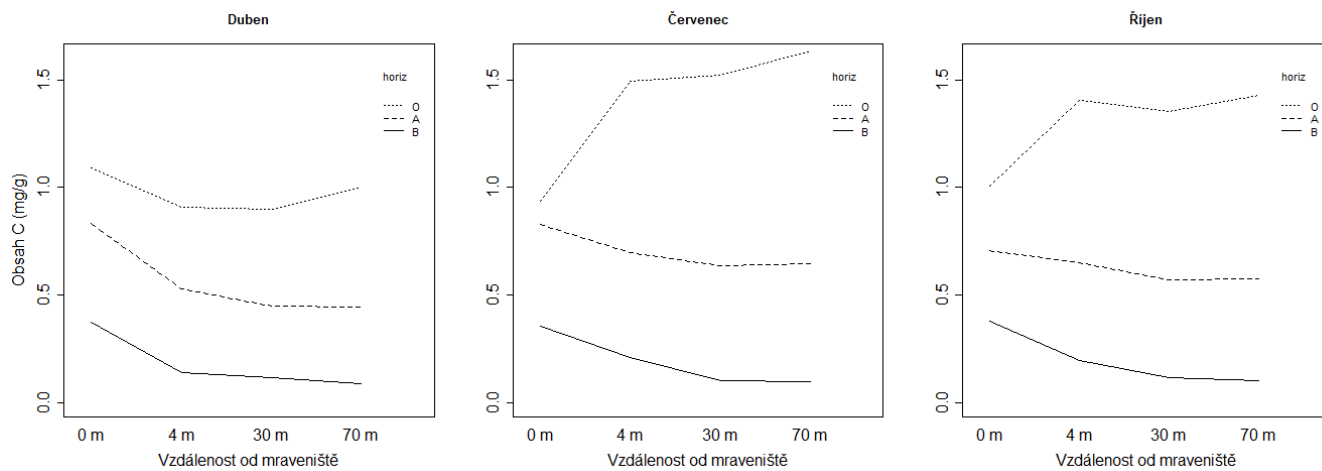
- Soil Biol. Biochem. 52, 29–32. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.04.002>
- Kalbitz, K., Kaiser, K., 2008. Contribution of dissolved organic matter to carbon storage in forest mineral soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 171, 52–60. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700043>
- Kalbitz, K., Solinger, S., Park, J.-H., Michalzik, B., Matzner, E., 2000. Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: A review. *Soil Sci.* 165(4), 277–304.
- Kawahigashi, M., Sumida, H., Yamamoto, K., 2003. Seasonal changes in organic compounds in soil solutions obtained from volcanic ash soils under different land uses. *Geoderma* 113, 381–396. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00371-3](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00371-3)
- Kilpeläinen, J., Finér, L., Niemelä, P., Domisch, T., Neuvonen, S., Ohashi, M., Risch, A.C., Sundstro, L., 2007. Carbon, nitrogen and phosphorus dynamics of ant mounds (*Formica rufa* group) in managed boreal forests of different successional stages 36, 156–163. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.01.005>
- Kitis, M., Karanfil, T., Kilduff, J.E., 2004. The reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation. *Turkish J. Eng. Environ. Sci.* 28, 167–179.
- Lepš, J., Šmilauer, P., 2016. *Biostatistika*, 1st ed. EPISTEME.
- Liechty, H.O., Kuuseoks, E., Mroz, G.D., 1995. Dissolved Organic-Carbon in Northern Hardwood Stands with Differing Acidic Inputs and Temperature Regimes. *J. Environ. Qual.* 24, 927–933. <https://doi.org/10.2134/jeq1995.00472425002400050021x>
- Marschner, B., Kalbitz, K., 2003. Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma* 113, 211–235. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00362-2](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00362-2)
- McCracken, K.L., McDowell, W.H., Harter, R.D., Evans, C. V., 2002. Dissolved organic carbon retention in soils: Comparison of solution and soil measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66, 563–568. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.0563>
- McDowell, W.H., Wood, T., 1984. Podzolization: Soil Processes Control Dissolved Organic Carbon Concentration in Stream Water. *Soil Sci.* 137, 23–32. <https://doi.org/10.1097/00010694-198401000-00004>
- Michalzik, B., Matzner, E., 1999. Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce *Eur. J. Soil Sci.* 579–590. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.1999.00267.x>
- Miles, P., 2009. MRAVENCI a jejich podivuhodný svět. *Naše příroda* 6.
- Miles, P., Nešpor, J., 2003. Inventarizace a mapování mravenišť v Blanském lese (Jižní Čechy). *FORMICA. Zprav. pro Apl. výzkum a Ochr. mravenců* 6, 37–42.
- Monteith, D.T., Stoddard, J.L., Evans, C.D., De Wit, H.A., Forsius, M., Høgåsen, T., Wilander, A., Skjelkvåle, B.L., Jeffries, D.S., Vuorenmaa, J., Keller, B., Kopéček, J., Vesely, J., 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450, 537–540. <https://doi.org/10.1038/nature06316>
- Näthe, K., Levia, D.F., Tischer, A., Michalzik, B., 2018. Low-intensity surface fire effects on carbon and nitrogen cycling in soil and soil solution of a Scots pine

- forest in central Germany. *Catena* 162, 360–375.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.10.026>
- Paul, E.A., 2016. The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. *Soil Biol. Biochem.* 98, 109–126.
- Petránek, J., Březina, J., Břízová, E., Cháb, J., Loun, J., Zelenka, P., 2016. *Encyklopedie geologie*.
- Pons, M.N., Assaad, A., Oucacha, C., Pontvianne, S., Pollier, B., Wagner, P., Legout, A., Guérol, F., 2017. Nitrates monitoring by UV–vis spectral analysis. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 17, 46–52. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2016.12.001>
- Potter, B.B., Wimsatt, J.C., 2012. USEPA method 415.3: Quantifying TOC, DOC, and SUVA. *J. Am. Water Works Assoc.* 104, 358–369.
<https://doi.org/10.5942/jawwa.2012.104.0086>
- Potthast, K., Meyer, S., Crecelius, A.C., Schubert, U.S., Tischer, A., Michalzik, B., 2017. Land-use and fire drive temporal patterns of soil solution chemistry and nutrient fluxes. *Sci. Total Environ.* 605–606, 514–526.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.182>
- Pringle, E.G., Novo, A., Ableson, I., Barbehenn, R. V., Vannette, R.L., 2014. Plant-derived differences in the composition of aphid honeydew and their effects on colonies of aphid-tending ants. *Ecol. Evol.* 4, 4065–4079.
<https://doi.org/10.1002/ece3.1277>
- Puget, P., Angers, D.A., Chenu, A., 1999. Nature of carbohydrates associated with water-stable aggregates of two cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 55–63.
- Ranger, J., Marques, R., Jussy, J.H., 2001. Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. *For. Ecol. Manage.* 144, 129–145. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00366-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00366-2)
- Scott, E.E., Rothstein, D.E., 2014. The dynamic exchange of dissolved organic matter percolating through six diverse soils. *Soil Biol. Biochem.* 69, 83–92.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.052>
- Senga, Y., Hiroki, M., Nakamura, Y., Watarai, Y., Watanabe, Y., Nohara, S., 2011. Vertical profiles of DIN, DOC, and microbial activities in the wetland soil of Kushiro Mire, northeastern Japan. *Limnology*. <https://doi.org/10.1007/s10201-010-0316-2>
- Schmidt, M.W.I., Torn, M.S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I.A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D.A.C., Nannipieri, P., Rasse, D.P., Weiner, S., Trumbore, S.E., 2011. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* 478, 49–56. <https://doi.org/10.1038/nature10386>
- Schulten, R., Schnitzer, M., 1998. The chemistry of soil organic nitrogen : a review. *Biol. Fertil. Soils* 26, 1–15. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1007/s003740050335>
- Schumacher, B.A., 2002. Methods for the Determination of Total Organic Carbon in Soils and Sediments. *Carbon N. Y.* 32, 25.
<https://doi.org/http://epa.gov/esd/cmb/research/papers/bs116.pdf>
- Smemo, K.A., Zak, D.R., Pregitzer, K.S., Burton, A.J., 2007. Characteristics of DOC

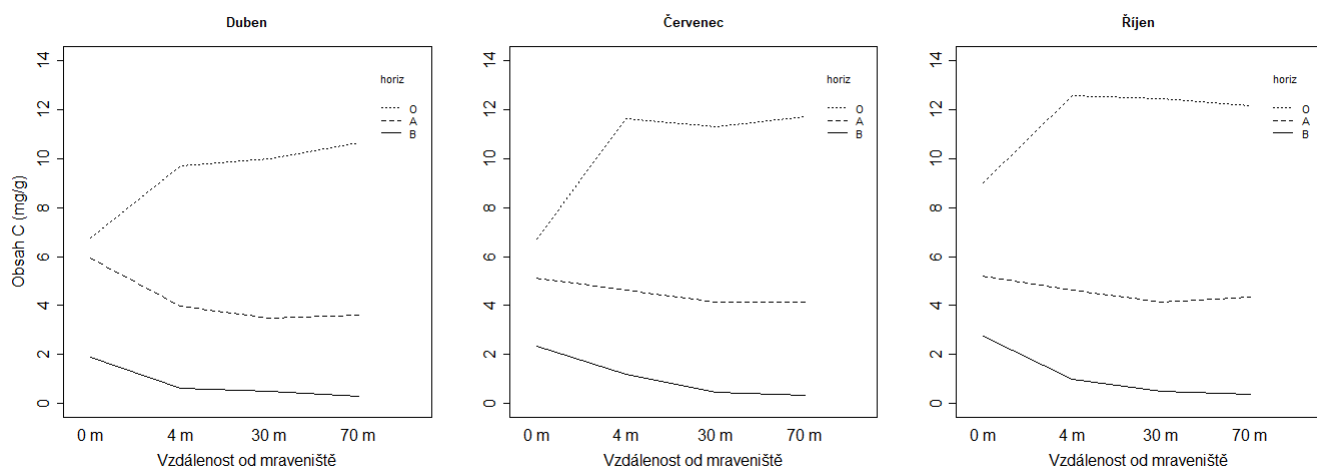
- exported from northern hardwood forests receiving chronic experimental NO₃-deposition. *Ecosystems* 10, 369–379. <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9014-2>
- Spain, A., Isbell, R.F., Probert, M.E., 1983. Soil Organic Matter, in: Spain, A., Isbell, R.F., Probert, M.E. (Eds.), *The Nature and Properties of Soils*. Academic Press, London, pp. 551–563.
- Sparling, G., Vojvodić-Vuković, M., Schipper, L.A., 1998. Hot-water, soluble C as a simple measure of labile soil organic matter: The relationship with microbial biomass C. *Soil Biol. Biochem.* 30, 1469–1472. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(98\)00040-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(98)00040-6)
- Strosser, E., 2010. Methods for determination of labile soil organic matter: an overview. *J. Agrobiol.* 27, 49–60. <https://doi.org/10.2478/s10146-009-0008-x>
- Świetlik, J., Sikorska, E., 2006. Characterization of natural organic matter fractions by high pressure size-exclusion chromatography, specific UV absorbance and total luminescence spectroscopy. *Polish J. Environ. Stud.* 15, 145–153.
- Tan, K.H., 2014. *Humic Matter in Soil and the Environment: Principles and Controversies*, Second Edition. CRC Press.
- Tao, S., 2000. Water soluble organic carbon and its measurement in soil and sediment. *Water Res.* 34, 1751–1755. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00324-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00324-3)
- Tipping, E., Corbishley, H.T., Koprivnjak, J.F., Lapworth, D.J., Miller, M.P., Vincent, C.D., Hamilton-Taylor, J., 2009. Quantification of natural DOM from UV absorption at two wavelengths. *Environ. Chem.* 6, 472–476. <https://doi.org/10.1071/EN09090>
- Tonneijck, F.H., Jongmans, A.G., 2008. The influence of bioturbation on the vertical distribution of soil organic matter in volcanic ash soils: A case study in northern Ecuador. *Eur. J. Soil Sci.* 59, 1063–1075. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01061.x>
- Toosi, E.R., Schmidt, J.P., Castellano, M.J., 2014. Land use and hydrologic flowpaths interact to affect dissolved organic matter and nitrate dynamics. *Biogeochemistry* 120, 89–104. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9983-0>
- Trumbore, S., 2000. AGE OF SOIL ORGANIC MATTER AND SOIL RESPIRATION: RADIOCARBON CONSTRAINTS ON BELOWGROUND C DYNAMICS. *Ecol. Appl.* 10, 399–411.
- Uchida, Y., Nishimura, S., Akiyama, H., 2012. The relationship of water-soluble carbon and hot-water-soluble carbon with soil respiration in agricultural fields. *Agric. Ecosyst. Environ.* 156, 116–122. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.05.012>
- van den Berg, L.J.L., Shotbolt, L., Ashmore, M.R., 2012. Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in UK soils and the influence of soil, vegetation type and seasonality. *Sci. Total Environ.* 427–428, 269–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.069>
- Van Miegroet, H., Boettinger, J.L., Baker, M.A., Nielsen, J., Evans, D., Stum, A., 2005. Soil carbon distribution and quality in a montane rangeland-forest mosaic in northern Utah. *For. Ecol. Manage.* 220, 284–299.

- <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.08.017>
- Vestgarden, L.S., Austnes, K., Strand, L.T., 2010. Vegetation control on DOC, DON and DIN concentrations in soil water from a montane system, southern Norway. *Boreal Environ. Res.* 15, 565–578.
- Vráblíková, J., Slavík, L., 1994. *Základy pedologie a ochrany půdního fondu*. Ústí nad Labem: Univezita J.E. Purkyně.
- Wang, X., Zabowski, D., 1998. Nutrient composition of Douglas-fir rhizosphere and bulk soil solutions. *Plant Soil* 200, 13–20.
<https://doi.org/10.1023/A:1004240315308>
- Watmough, S.A., Koseva, I., Landre, A., 2013. A comparison of tension and zero-tension lysimeter and PRS probes for measuring soil water chemistry in sandy boreal soils in the athabasca oil Sands Region, Canada. *Water. Air. Soil Pollut.* 224. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1663-5>
- Weishaar, J.L., Aiken, G.R., Bergamaschi, B.A., Fram, M.S., Fujii, R., Mopper, K., 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environ. Sci. Technol.* 37, 4702–4708. <https://doi.org/10.1021/es030360x>
- Whittaker, J.B., 1991. Effects of ants on temperate woodland trees, in: *Ant-Plant Interactions*. Oxford University Press, pp. 68–79.
- Wu, H., Peng, C., Moore, T.R., Hua, D., Li, C., Zhu, Q., Peichl, M., Arain, M.A., Guo, Z., 2014. Modeling dissolved organic carbon in temperate forest soils: TRIPLEX-DOC model development and validation. *Geosci. Model Dev.* 7, 867–881.
<https://doi.org/10.5194/gmd-7-867-2014>
- Yapsakli, K., Çeçen, F., 2010. Effect of type of granular activated carbon on DOC biodegradation in biological activated carbon filters. *Process Biochem.* 45, 355–362. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2009.10.005>
- Zhang, R., Ding, G., 2017. Seasonal variation of soil carbon and nitrogen under five typical *Pinus massoniana* forests. *Chem. Ecol.* 33, 543–559.
<https://doi.org/10.1080/02757540.2017.1332188>
- Zhang, Z., Yuan, Y., Zhao, W., He, H., Li, D., He, W., Liu, Q., Yin, H., 2017. Seasonal variations in the soil amino acid pool and flux following the conversion of a natural forest to a pine plantation on the eastern Tibetan Plateau, China. *Soil Biol. Biochem.* 105, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.002>

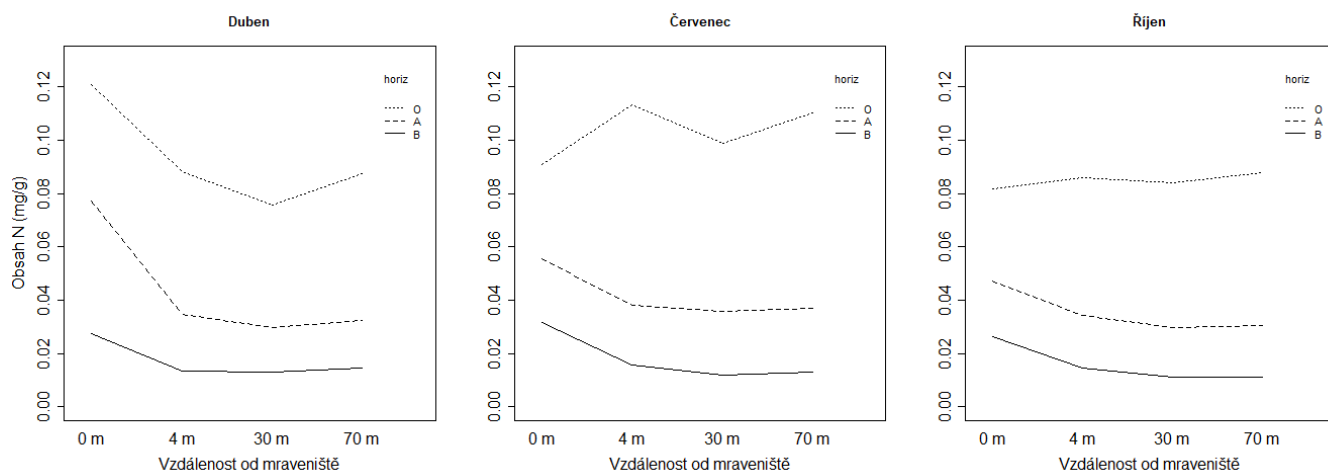
8. Přílohy



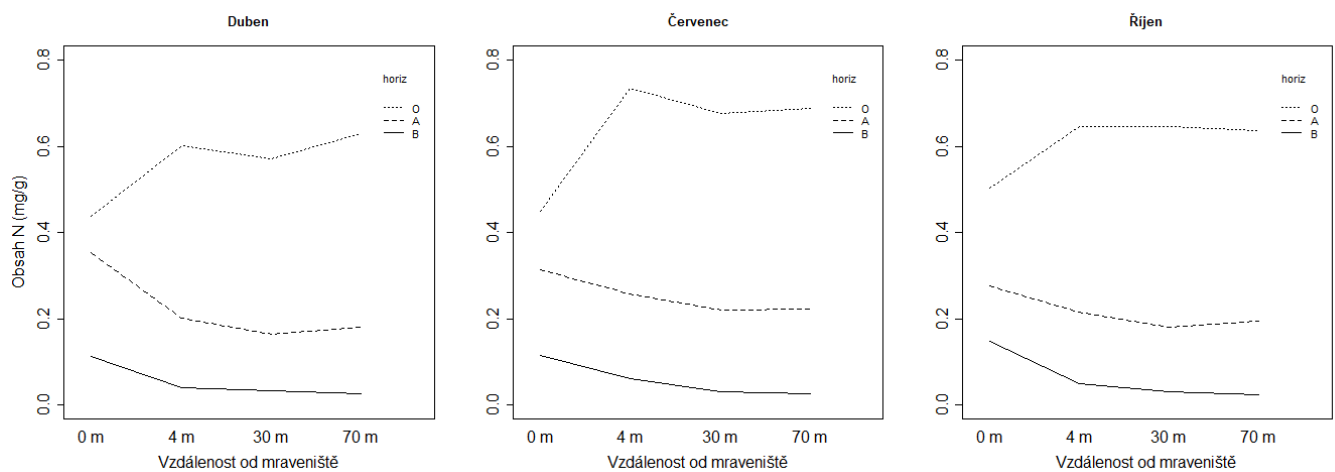
Příloha 1 Dynamika obsahu WSC (mg g^{-1}) během sezóny



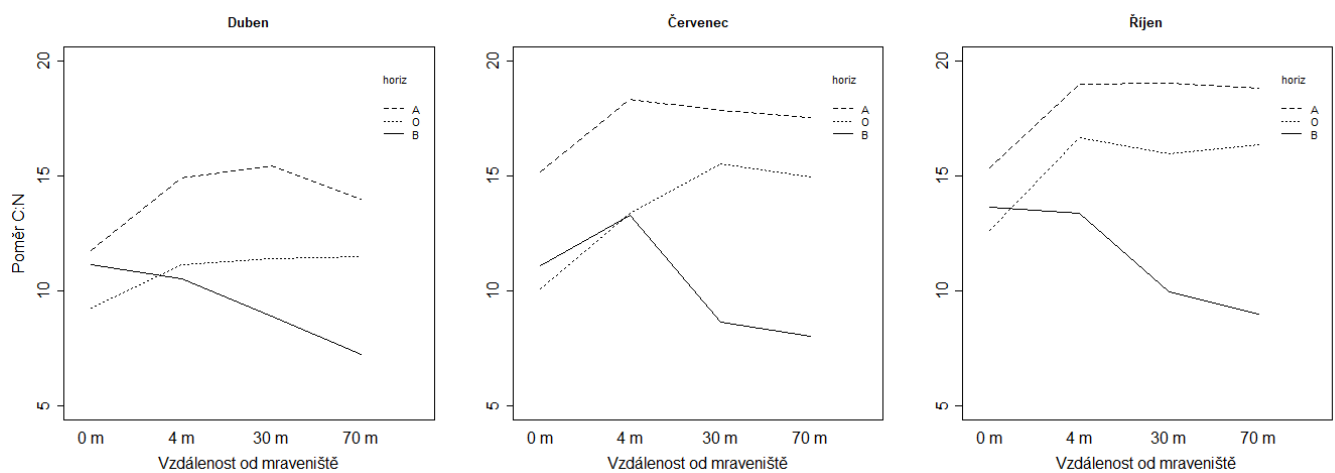
Příloha 2 Dynamika obsahu HWC (mg g^{-1}) během sezóny



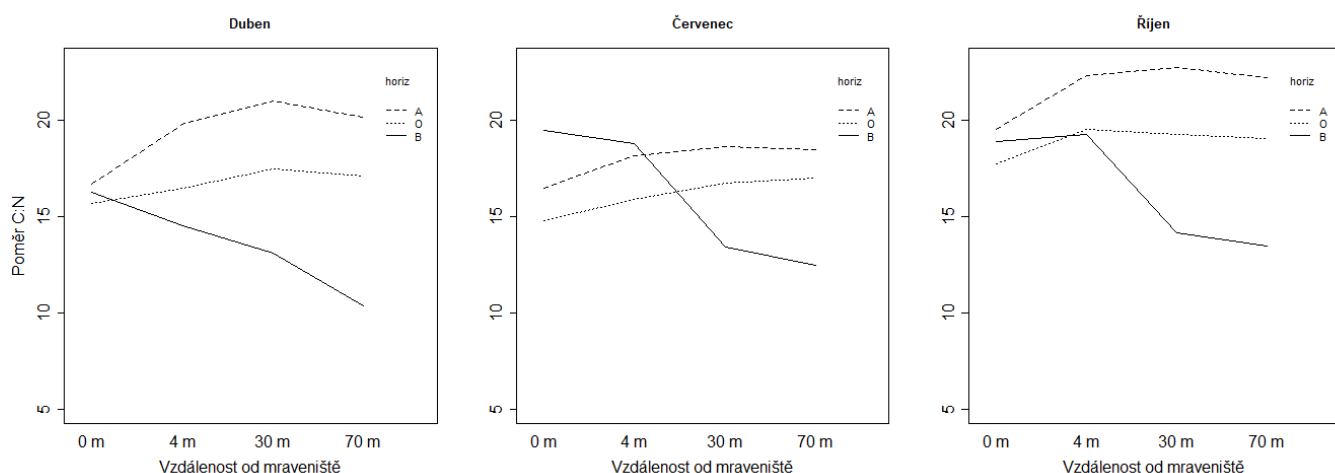
Příloha 3 Dynamika obsahu WSN (mg g^{-1}) během sezóny



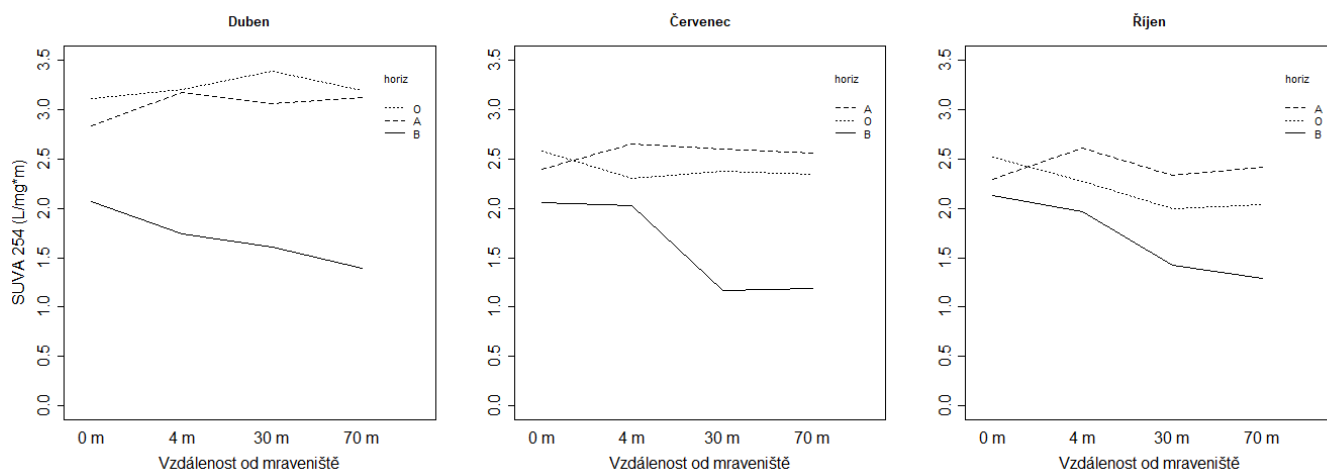
Příloha 4 Dynamika obsahu HWN (mg g^{-1}) během sezóny



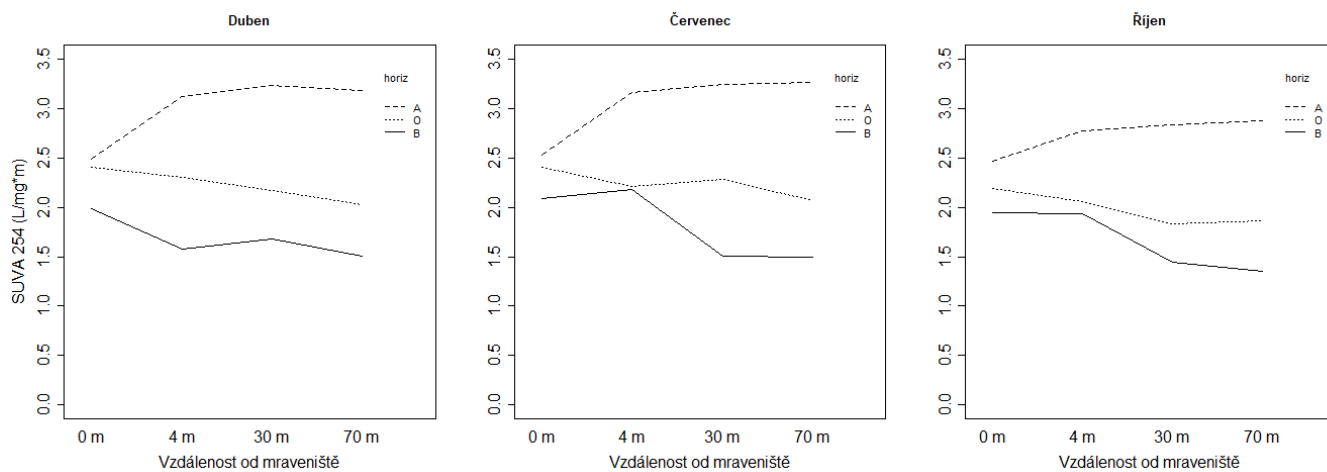
Příloha 5 Dynamika poměru C:N v CWB během sezóny



Příloha 6 Dynamika poměru C:N v HWE během sezóny



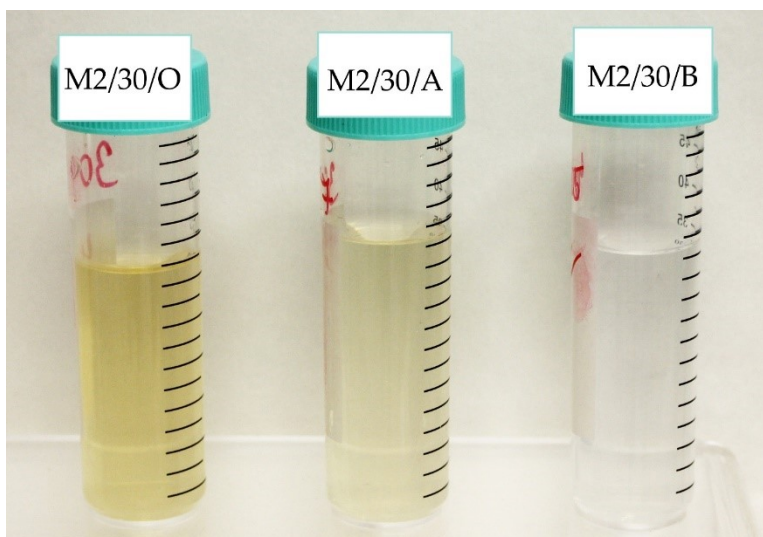
Příloha 7 Dynamika parametru SUVA₂₅₄ v CWE během sezóny



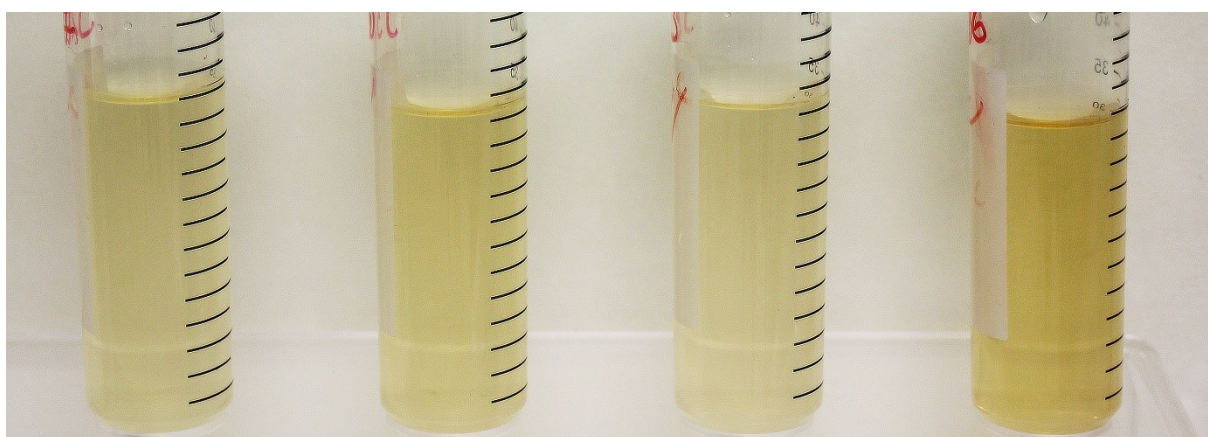
Příloha 8 Dynamika parametru SUVA₂₅₄ v HWE během sezóny

Příloha 9 Tabulka analýzy rozptylu pro jednotlivé proměnné. **Df** – počet stupňů volnosti, **Sum Sq** – součty čtverců, jejich rozklad, **Mean Sq** – Průměrné čtverce (Sum Sq / Df), **F value** – F-statistika, **Pr(>F)** – p-hodnota.

Proměnná	Faktor	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
WSC	vzdálenost	3	7,474	2,4915	6,796	0,001
	horizont	2	322,4	161,22	986,05	<0,001
	sezóna	2	7,4	3,69	22,55	<0,001
	vzdálenost:horizont	6	21,8	3,63	22,23	<0,001
	Residuals	374	61,1	0,16		
HWC	vzdálenost	3	14,45	4,817	8,515	<0,001
	horizont	2	612,6	306,32	2868,37	<0,001
	sezóna	2	3,5	1,74	10,03	<0,001
	vzdálenost:horizont	6	46,7	7,78	44,96	<0,001
	Residuals	374	64,8	0,17		
WN	vzdálenost	3	9,945	3,315	12,2	<0,001
	horizont	2	235,41	117,7	954,019	<0,001
	sezóna	2	1,63	0,81	6,595	0,002
	vzdálenost:horizont	6	6,64	1,11	8,967	<0,001
	Residuals	374	46,14	0,12		
HN	vzdálenost	3	10,29	3,429	7,9	<0,001
	horizont	2	532,8	266,41	2070,103	<0,001
	sezóna	2	1,5	0,77	5,361	0,003
	vzdálenost:horizont	6	25,7	4,28	33,248	<0,001
	Residuals	374	48,1	0,13		
SUVA254 CWE	vzdálenost	3	6,827	2,2757	5,692	0,003
	horizont	2	90,3	45,15	256,57	<0,001
	sezóna	2	25,54	12,77	72,56	<0,001
	vzdálenost:horizont	6	11,37	1,98	11,28	<0,001
	horizont:sezóna	4	13,59	3,4	19,31	<0,001
	Residuals	370	65,11	0,18		
SUWA254 HWE	vzdálenost	3	2,287	0,7622	2,302	0,0953
	horizont	2	106,58	53,29	341,49	<0,001
	sezóna	2	4,56	2,28	14,62	<0,001
	vzdálenost:horizont	6	17,89	2,98	19,1	<0,001
	Residuals	374	58,36	0,16		
C:N CWE	vzdálenost	3	297	98,99	8,909	<0,001
	horizont	2	2617,9	1309	185,997	<0,001
	sezóna	2	924,7	462,3	65,696	<0,001
	vzdálenost:horizont	6	784,2	130,7	18,573	<0,001
	horizont:sezóna	4	117,9	29,5	4,187	0,003
	Residuals	370	2603,9	7		
C:N HWE	vzdálenost	3	139,8	46,59	4,461	0,010
	horizont	2	1355	677,5	124,55	<0,001
	sezóna	2	550,5	275,3	50,6	<0,001
	vzdálenost:horizont	6	1115	185,8	34,16	<0,001
	horizont:sezóna	4	235,6	58,9	10,83	<0,001
	Residuals	370	2012,7	5,4		



Příloha 10 Porovnání zbarvení studenovodních extraktů v různých horizontech (CWE)

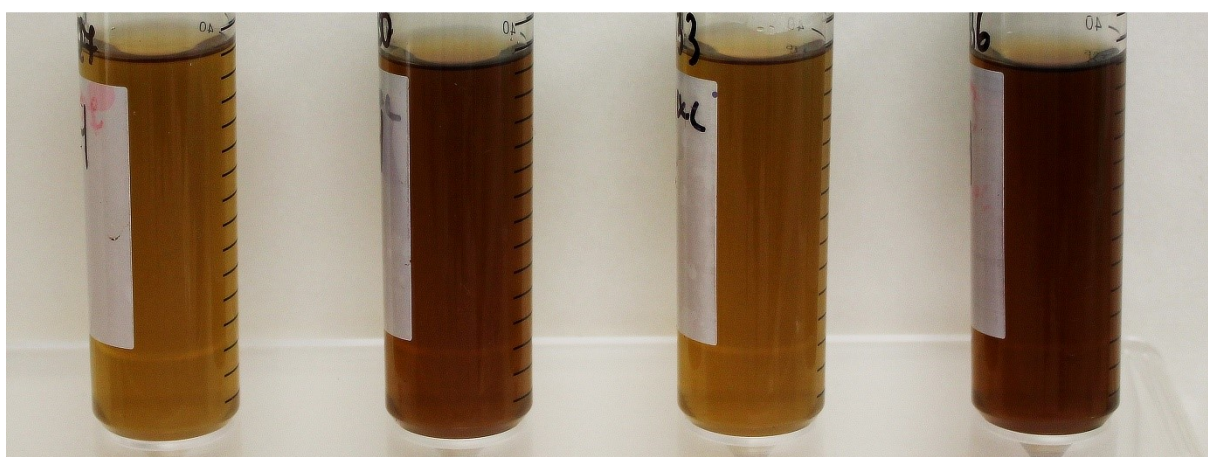


M4/0/O

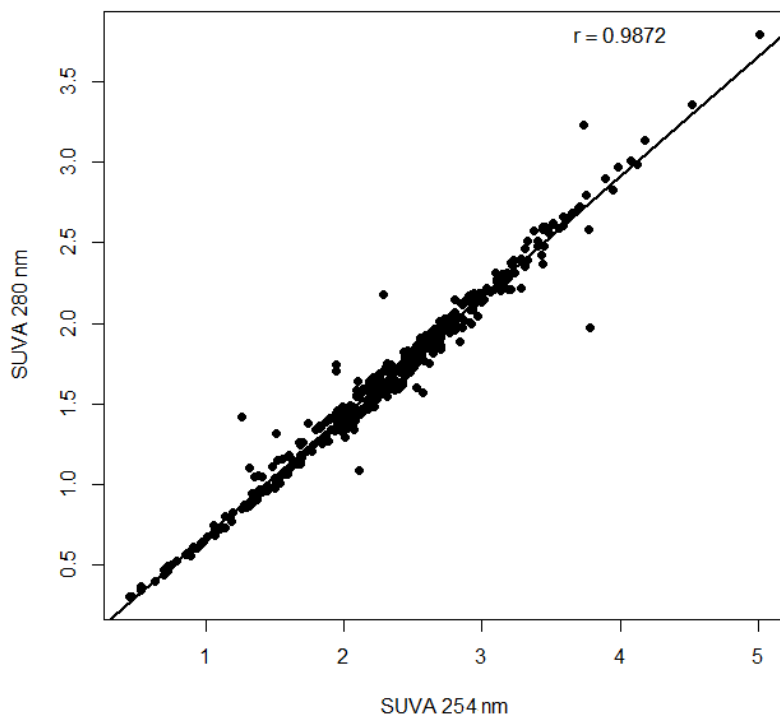
M4/4/O

M4/30/O

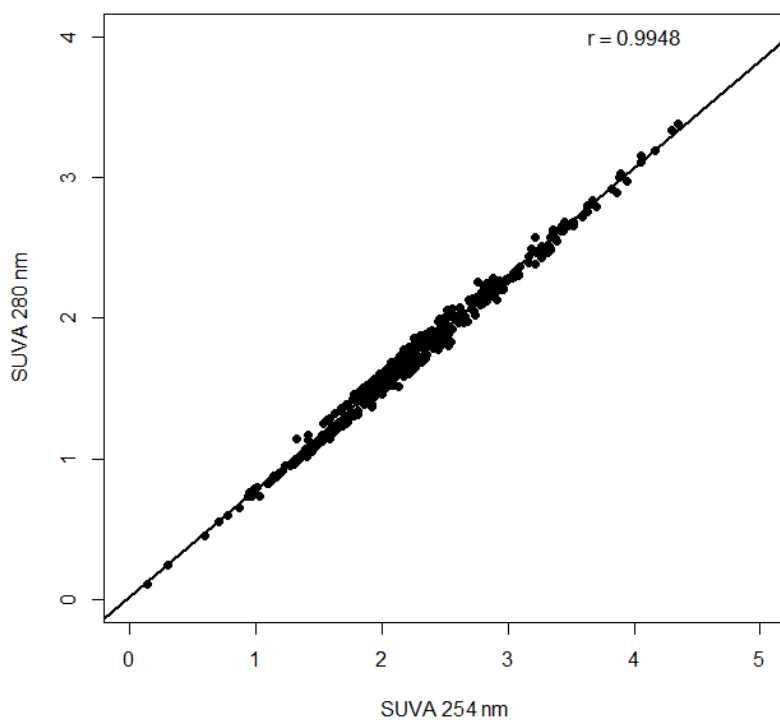
M4/70/O



Příloha 11 Porovnání studenovodních extraktů (nahore) s horkovodními (dole) z O horizontu ale z různých vzdáleností od mraveniště.



Příloha 12 Korelace parametru SUVA₂₅₄ a SUVA₂₈₀ v CWE



Příloha 13 Korelace parametru SUVA₂₅₄ a SUVA₂₈₀ v HWE