

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Zemědělské inženýrství

Katedra: Katedra agroekosystémů

Vedoucí katedry: prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.

## DIPLOMOVÁ PRÁCE

### **Studie možnosti ovlivnění procesu transformace primární organické hmoty v kompostu ionty $\text{Ca}^{+2}$ a $\text{Mg}^{+2}$**

Vedoucí diplomové práce: prof. Ing. Jan Moudrý, CSc.

Konzultant diplomové práce: prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.

Autor diplomové práce: **Bc. František Hájek**

České Budějovice, 2017

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. František HÁJEK**  
Osobní číslo: **Z15458**  
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**  
Studijní obor: **Zemědělské inženýrství - Fytotechnika**  
Název tématu: **Studie možnosti ovlivnění procesu transformace primární organické hmoty v kompostu ionty Ca<sup>+2</sup> a Mg<sup>+2</sup>**  
Zadávací katedra: **Katedra agroekosystémů**

### Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :

Cílem práce je navrhnout a aplikovat urychlovací přísady pro zahrádkářské kompostéry a komposty. Kompostování městské a zahrádkářské zeleně a jiných organických rostlinných odpadů umožňuje recyklaci jejich organického podílu do půdy. Cílem přísad ke kompostování je dosáhnout podmínek optimální dynamiky transformace organických frakcí při kompostování s možností ovlivnění výsledné kvality kompostu. Vstupním materiálem budou rostlinné zbytky z údržby trvalých travních porostů a zpracování zbytků z údržby zeleně a zahrad. Vypracujte literární rešerši na téma Kompostování fytomasy: I) Popis procesu transformace organické hmoty; II) Látky ovlivňující proces transformace organické hmoty; III) Humus, jeho složení a vlastnosti; IV) Kompostování travní hmoty a veřejné zeleně; V) Zakládání, průběh a řízení kompostovacího procesu /receptura, příprava surovin, zakládka, překopávání, ukončení kompostovacího procesu atd.; VI) Kontrola kompostovacího procesu a kvality kompostu; VII) Urychlovací přísady procesu kompostování na trhu a princip jejich působení; VIII) Registrace vyrobeného kompostu; IX) Ekonomická kalkulace produktu. Na základě studia literatury navrhněte "Urychlovací přísadu pro kompostéry a zahrádkářské komposty", která by pozitivně ovlivnila proces humifikace a otestujte kvalitu výsledného kompostu. Uveďte způsob aplikace urychlovací přísady v provozu. Vypracujte diplomovou práci dle Opatření děkana č. 13 ze dne 18. 12. 2009. Ke zpracování diplomové práce využijte skripta Technika zpracování bakalářských a diplomových prací (Kareš J. a kol. 2007) a Práce s VTI (Milota J., Nýdl V., 1996).

Rozsah grafických prací: dle potřeby  
Rozsah pracovní zprávy: 50-60 stran  
Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická  
Seznam odborné literatury:

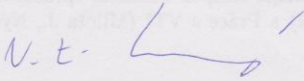
Váchalová R. (2012): Aerobní zpracování biomasy. ZF JU v Č.B. Studijní texty, 150 s.; Kollárová M. a kol. (2008): Kompostování travní hmoty z údržby trvalých travních porostů. VÚZT Praha, 24 s., ISBN 978-86884-36-2; Plíva P. a kol. (2006): Zakládání, průběh a řízení kompostovacího procesu. VÚZT Praha, č. 1, 65 s., ISBN: 80-86884-11-2; Plíva P. a kol. (2005): Technika pro kompostování v pásových hromadách, VÚZT Praha, č.1, 72 s., ISBN: 8086884-02-3; Plíva P. a kol. (2008): Strojní vybavení kompostovací linky. VÚZT Praha, 16 s., ISBN: 978-80-86884-33-2; Jelínek A. a kol. Faremní kompost vyrobený kontrolovaným mikrobiálním procesem. Praha 2002. ISBN 80-238-8539-1, 74 s.

Vedoucí diplomové práce: prof. Ing. Jan, st. Moudrý, CSc.  
Katedra agroekosystémů

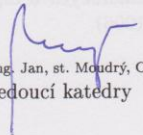
Datum zadání diplomové práce: 15. března 2016

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2017

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
studijní oddělení  
Studentůvák 1668, 370 06 České Budějovice

  
prof. Ing. Miloslav Soch, CSc., dr. h. c.  
děkan

L.S.

  
prof. Ing. Jan, st. Moudrý, CSc.  
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 15. března 2016

Děkuji panu prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc. za spoustu cenných rad a předaných znalostí. Dále děkuji panu prof. Ing. Janu Moudrému, CSc. za odborné vedení, trpělivost a připomínky při zpracování této diplomové práce. Poděkování náleží i panu Ing. Janu Bastlovi za odbornou pomoc v laboratořích a firmě Hasit za poskytnutí surovin pro výzkum.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce. Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledku obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích 9. 4. 2017

.....

Bc. František Hájek

## **Abstrakt**

Tato práce řeší celý proces kompostování od vlastností vstupních materiálů až po vytvoření charakteristických látek v kompostu (humus). Nastiňuje problémy a řešení spojené se zjištěním kvality a kvantity humusu v kompostu. Podstata práce spočívá v navrhnutí účinné urychlovací přísady pro zahrádkářské komposty. Byla navržena hlavní urychlovací přísada pro travní biomasu (A – dolomitický vápenec, močovina, cukr, jíl) a její 2 obměny (B – s popelem ze dřeva; C – se Šindeleho minerály). Všechny přísady i s kontrolním vzorkem byly otestovány v přírodních podmínkách. Pokusně byl založen (v kratší době) maloprovozní zemědělský kompost s modifikací hlavní urychlovací přísady. Kvalita humusu (stanovení kationtové výměnné kapacity) i kvantita humusu (stanovení kyselou hydrolýzou) se průkazně nacházela u kompostu s přísadou A, méně s přísadou B. Maloprovozní kompost potřebné kvality nedosáhl. Přínosem této práce je zjištění, že dodané látky dostatečně nenahradily faktor času, který je stále při kompostování limitující.

**Klíčová slova:** humus; humusové kyseliny; kationtová výměnná kapacita; kompost; kvantita; kvalita; urychlovač do kompostů,

## **Abstract**

This study focuses on the entire process of composting. It begins with listing the attributes of entry materials and spans to outlining the creation of characteristic substances in the compost (humus). Problems and solutions relating to determining the quality and quantity of humus in the compost are elaborated. This thesis was designed to identify efficient compost accelerator additives for gardening composts. The main accelerator additive for grass biomass (A – dolomites lime, urea, sugar, clay) was devised along with 2 of its alterations (B – wooden ash; C – with Šindele's minerals). All the additives including the control sample were tested in natural conditions. A non-extensive farming compost was established for the experimental purpose (in a relatively short period) along with the modification of the main accelerator additive. Quality of the humus (determination of the cation exchange capacity) and quantity of the humus (determination of acid hydrolysis) was verifiably present in a larger amount within the compost with additive A than within the compost with additive B. The non-extensive farming compost has not reached the necessary quality. This paper significantly supplements and contributes to the current knowledge, as it detects that additives did not sufficiently substitute the time factor which still remains to be significantly limiting during the composting.

**Key words:** cation exchange capacity; composting; compost accelerator; humic substances; topsoil; quantity; quality

## Obsah

<b>1</b>	<b>ÚVOD A CÍL PRÁCE .....</b>	<b>8</b>
<b>2</b>	<b>LITERÁRNÍ PŘEHLED.....</b>	<b>9</b>
2.1	CHARAKTERISTIKA KOMPOSTU .....	9
2.1.1	<i>Vysvětlení základních zkratk a pojmů ohledně kompostu a humusu .....</i>	<i>10</i>
2.2	PŮDNÍ ORGANICKÝ UHLÍK (SOC – SOIL ORGANIC CARBON) .....	11
2.2.1	<i>Chemická frakcionace (roztřídění) SOC .....</i>	<i>12</i>
2.2.2	<i>Fyzikální frakcionace SOC.....</i>	<i>13</i>
2.2.3	<i>Faktory určující SOC v půdě.....</i>	<i>14</i>
2.2.4	<i>Rozdíly mezi půdní organickou hmotou a humusem.....</i>	<i>15</i>
2.2.5	<i>Požadavky zemědělské praxe na kvalitu půdní organické hmoty .....</i>	<i>16</i>
2.3	CHARAKTERISTIKA HUMUSU .....	20
2.3.1	<i>Humifikace .....</i>	<i>22</i>
2.3.2	<i>Vhodnost metody zjištění kvality a kvantity humusu .....</i>	<i>23</i>
2.4	OSTATNÍ SLOŽKY V KOMPOSTU .....	24
2.5	TRANSFORMACE ORGANICKÉ HMOTY .....	25
2.5.1	<i>Fáze kompostovacího procesu .....</i>	<i>25</i>
2.5.2	<i>Doba ukončení procesu kompostování a uvedení kompostu na trh.....</i>	<i>26</i>
2.6	TECHNOLOGIE KOMPOSTOVÁNÍ.....	27
2.7	CHEMICKÉ, FYZIKÁLNÍ, MIKROBIOLOGICKÉ VLASTNOSTI KOMPOSTOVANÝCH SUROVIN ...	27
2.8	LÁTKY S MOŽNOSTÍ OVLIVNĚNÍ PROCESU HUMIFIKACE.....	33
<b>3</b>	<b>MATERIÁL A METODY.....</b>	<b>34</b>
3.1	PRŮZKUM URYCHLOVACÍCH PŘÍRAD .....	34
3.2	EXPERIMENTÁLNÍ NAVRŽENÍ URYCHLOVACÍ PŘÍRADY PRO KOMPOSTÉRY.....	37
3.2.1	<i>Navržení, složení, použití a uvedení na trh urychlovací přísady .....</i>	<i>37</i>
3.2.2	<i>Alternativy urychlovací přísady .....</i>	<i>43</i>
3.2.3	<i>Pokusné založení variant kompostů.....</i>	<i>45</i>
3.2.4	<i>Odběr vzorků kompostů a jejich příprava pro analytické hodnocení .....</i>	<i>48</i>
3.2.5	<i>Založení maloprovozního kompostu a odběr vzorků.....</i>	<i>48</i>
3.3	STANOVENÍ PŮDNÍ REAKCE (PH).....	50
3.4	STANOVENÍ KATIONTOVÉ VÝMĚNNÉ KAPACITY U VZORKŮ KOMPOSTŮ .....	50
3.5	ANALÝZA ROZLOŽENÉ ROSTLINNÉ HMOTY KYSELOU HYDROLÝZOU.....	51



<b>4</b>	<b>VÝSLEDKY .....</b>	<b>53</b>
4.1	HODNOCENÍ VLASTNOSTÍ KOMPOSTŮ OD ZALOŽENÍ DO ODBĚRU VZORKŮ .....	53
4.2	MĚŘENÍ TEPLoty V MALOPROVOZNÍM KOMPOSTU .....	54
4.3	HMOTNOST UMLETÝCH VZORKŮ .....	54
4.4	NAMĚŘENÉ HODNOTY PH .....	55
4.5	NAMĚŘENÉ HODNOTY KATIONTOVÉ VÝMĚNNÉ KAPACITY .....	55
4.6	STANOVENÉ HODNOTY KYSELÉ HYDROLÝZY .....	56
<b>5</b>	<b>DISKUZE .....</b>	<b>57</b>
<b>6</b>	<b>ZÁVĚR .....</b>	<b>60</b>
<b>7</b>	<b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY .....</b>	<b>61</b>
<b>8</b>	<b>SEZNAM POUŽITÝCH INTERNETOVÝCH ZDROJŮ .....</b>	<b>75</b>
<b>9</b>	<b>PŘÍLOHY .....</b>	<b>77</b>
9.1	GRAFY NAMĚŘENÉ VODIVOSTI VZORKŮ KOMPOSTŮ PRO VÝPOČET KVK .....	77

## 1 Úvod a cíl práce

Kompostování dnes primárně řeší problém zpracování biologicky rozložitelného odpadu (bioodpadu). Snižuje se tak obsah biologicky rozložitelných látek v komunálním odpadu, což přináší pozitivní vliv na životní prostředí. Zároveň lze získat vhodným průběhem kompostování kvalitní hmotu, která dokáže málo úrodnou půdu přeměnit na relativně kvalitní ornici, protože zlepší fyzikální, chemické a chemicko-fyzikální vlastnosti (viz dlouholeté zahradnické komposty). Tento výrobek by neměl chybět v žádném zemědělském podniku, který dnes a denně hospodář s půdou, na které je závislý. Kompostem by zvyšoval půdní úrodnost.

Méně kvalitní materiál produkuje relativně každá současná městská kompostárna, jelikož je řídit striktní ekonomické (i časové) aspekty. Produktem těchto kompostáren je hlavně nezávadná hmota (dle normy ČSN) obsahující mineralizovatelné látky, jenž podpoří život půdních organismů a s nimi spojené pochody, např. zpřístupnění živin z aplikovaného kompostu atd.

Nelze opomenout, že se stále jedná o hmotu, složenou z makroprvků, převážně uhlíku. V globálním měřítku lze proto hovořit o cyklu uhlíku a s ním často spojované globální oteplování. Proto ukládáním organické hmoty do půdy a podpořením její stability se může částečně kompenzovat narůstající obsah oxidu uhličitého v ovzduší.

V průběhu dlouhých let se utváří v kompostu a v půdě humus. Jedná se o spektrum látek, které lze v počátečních fázích sensoricky celkem obtížně rozpoznat od rozkládajících se rostlinných zbytků. Až po několika letech se jejich přítomnost projeví typickým dehtovitým aroma. Laboratorně jsou stanovitelné i v jejich počátku.

Proces tvorby humusu (humifikace) lze ovlivnit. Na trhu se pohybuje mnoho přípravků, tzv. urychlovačů kompostů, které deklarují zlepšení procesu kompostování, mezi něž je řazena i humifikace. Působí na různých principech.

Cílem práce je navrhnout urychlovací přísadu do kompostu, která přispěje zefektivnění jeho výroby, přísadu vyzkoušet a ověřit její kvalitu.

## 2 Literární přehled

### 2.1 Charakteristika kompostu

Kompost lze charakterizovat dvěma způsoby. První pohled udává norma daného státu. V České republice platí norma ČSN 45 5735 čl. 2.1, která charakterizuje kompost jako hmotu černo-hnědého odstínu drobtovité až hrudkovité struktury bez větších nerozložených látek. Nevykazuje ani minimální nepříjemné pachy, které předurčují přítomnost nežádoucích látek. Právě naopak se jeho aroma musí podobat lesní vůni. Nadále splňuje limity stanovené touto normou pro obsah sušiny, dusíku, těžkých kovů, pH a dalších fyzikálních a chemických vlastností (Jelínek *et al.* 2002). Podle těchto kritérií produkují kompostárny v tuzemsku materiál, který obsahuje hlavně rychle mineralizovatelné látky s minimálním obsahem humusu. Ty zabezpečí energii pro půdní organismy a následně živiny pro rostliny (Follett *et al.* 2001, Maroušek *et al.* 2016).

Druhý úhel pohledu dává možnost, chápat kompost jako humusové hnojivo. Tedy, představuje organickou hmotu, která prošla časově náročnými procesy humifikace a přeměnila se ve stabilní prakticky nerozložitelný materiál, tzv. humus (fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy – viz kapitola 2.3 Charakteristika humusu) [Adair *et al.* 2008]. Tento kompost zlepšuje fyzikální vlastnosti půdy (zadržovat vodu, vytvářet půdní agregáty, zabezpečit drobtovité struktury a odolnost k utužení – kompakce, chránit uhlík před erozí, barvou více přitahovat sluneční paprsky – vyšší zahřívání), chemické vlastnosti (napomáhat pufraci, podporovat růst díky látkám stejného účinku cytokininu, mobilizovat nebo imobilizovat těžké kovy a toxické polutanty, redukovat toxické látky na méně toxické –  $\text{Hg}^{2+}$  na  $\text{Hg}^0$ , poutat a odbourávat pesticidy) a fyzikálně-chemické vlastnosti (zvýšit iontovýměnnou kapacitu, vytvořit harmonicky živný režim pro rostliny, snížit ztráty živin elucí – vyplavením) [Baier a Baierová 1985, Brady a Weil 2002, Lai 2002, Stevenson 1994, Strawn *et al.* 2015, Váchalová *et al.* 2016, Valmis *et al.* 2005].

V každém případě se jedná o půdní organickou hmotu skládající se hlavně z makroprvků (C, H, O, N, P, S) nezávislých na původu materiálu. Její rozdělování dle prvkového zastoupení je na první pohled komplikované. V analytických metodách se proto stanovuje obsah uhlíku (půdní organický uhlík) a odhadem přes

konverzní faktor se dojde k celkovému množství půdní organické hmoty (SOM – soil organic matter) [Krull *et al.* 2004].

### 2.1.1 Vysvětlení základních zkratek a pojmů ohledně kompostu a humusu

V textu výše byla zmíněna vlastnost iontovýměnná kapacita. Tímto názvem je zjednodušeně popisován děj, kdy dochází k výměně iontů mezi půdním koloidem (půdní micely) a půdním roztokem. Půdní micela vlastní na svém obrovském povrchu náboj (kladný nebo záporný). Náboj vzniká jako důsledek adsorpce (poutání na povrchu) nadbytku iontů, anebo jako nerovnováha mezi náboji iontů v krystalické mřížce minerálu. Pokud micela vlastní negativní náboj, adsorbuje kationt, aby se stala neutrální. Micela s negativním nábojem je nazývána jako acidoid, kladná jako bazoid a přechodná jako amfolytoid. Aniody značně v půdě převládají a přitahují více kationtů dle pořadí:  $Al^{3+} > Ca^{2+} > Mg^{2+} > K^{+} > NH^{+} > Na^{+}$ . Kvalitativní vyčíslení množství sorbovaných kationtů se označuje jako kationtová výměnná kapacita (KVK). Aniontová výměnná kapacita se běžně nestanovuje, jelikož je málo katidoidů v půdě a živin v podobě aniontů také. KVK je zjištěna např. podle výpočtu výměnné sorpční kapacity (T) [viz kapitola 3.4 Stanovení iontovýměnné kapacity u vzorků kompostů]. Pod názvem sorpční kapacita, iontovýměnná kapacita a kationtová výměnná kapacita se v praxi označuje totožná vlastnost. Děj zachycování vody nese označení retenční vodní kapacita, nikoliv sorpční kapacita, jak uvádí Šarapatka (2014).

KVK vlastní koloidní jílové minerály. Pokud je minerál bez povlaku jiné látky, adsorbuje kationty fyzikální silou a dosahuje hodnoty KVK cca 200 mmol chem. ekv. /1 000 g. Po obalení minerálu humusem, dochází ke vzniku humusojílovitého komplexu, též označován jako organominerální komplex. Kationty jsou adsorbovány chemicko-fyzikálně a ve vyšších hodnotách (400 a více mmol chem. ekv. /1 000 g) a tím se podílejí na celkové KVK půdy 50 – 90 %. Při stanovení KVK bude na grafu chemicko-fyzikální sorpce dlouho kopírovat spojnice naměřených bodů osu X a po delší době srtmně vstoupne, kdežto na grafu fyzikální sorpce spojnice naměřených bodů vstoupá již od začátku. Oba popsání jevy se mohou v grafu projevit společně (Brady a Weil 2002, Šarapatka 2014, Zbírál *et al.* 2011).

V literatuře se často vyskytují různé látky pod označením humus. Půdní organická hmota popisuje humus i primární půdní organickou hmotu. Pojmy humus a humusové látky jsou označovány huminové kyseliny a fulvokyseliny (Kolář 2017).

## 2.2 Půdní organický uhlík (SOC – soil organic carbon)

Půdní organický uhlík je pojem pro uhlík, který je přítomen ve struktuře organických látek. Tyto látky představují obsáhlou různorodou směs, kam patří jednotlivé jednoduché molekuly (monomerní cukry, aminokyseliny atd.), polymerní molekuly (protein, celulózu, lignin atd.) a části rostlinných a živočišných zbytků, kterou jsou složeny z výše vyjmenovaných skupin v podobě rozpoznatelných buněčných struktur (Baldock a Nelson 2000, Kögel-Knabner 2002). Vyčíslení SOC v globálním koloběhu uhlíku představuje hodnotu 1 200 – 1 550 Pg ( $10^{15}$ ) uhlíku do hloubky 1 m a 2 370 – 2 450 Pg do hloubky 2 m. Atmosférického uhlíku v podobě oxidu uhličitého se odhaduje 720 Pg a hodnota stále roste kvůli spalování fosilních paliv. Opětovné vrácení uhlíku do půdy (navýšení SOC o 5 %) by mohlo ovlivnit až 16 % vzdušného uhlíku (Lai 2004). Zachycování a ukládání se odborně nazývá sekvestrace. Možný způsob sekvestrace uhlíku v profilu 0 – 1 m nastiňuje Xinhui *et al.* (2017) v podobě zalesňování kopcovité orné půdy.

S myšlenkou sekvestrace uhlíku se spustil v roce 2015 projekt 20 regionů z celého světa. Navýšením SOC o 4 ‰ (0,6 t uhlíku na ha) by zabránilo zvýšení teploty o 2 °C, přičemž bylo počítáno ještě s 0,5 °C rezervou. Naskytlo se několik metod navýšení SOC: snížení obdělávání půdy v kombinaci s krytem luskovin, zúrodnit neobdělávatelné plochy (severní část Asie, Kanada), zalesňování, zatravnění, aplikace organických hnojiv apod. Vše je doprovázeno rozličnými půdními podmínkami států, nedostatkem dat a propojení vědy s praxí (Lai 2016, Meinshausen *et al.* 2009, Stoskmann *et al.* 2015).

Výše uvedení autoři se zabývají a kladou důraz na snadno rozložitelný SOC. Existují autoři (Conant *et al.* 2011 aj.), kteří preferují dlouhodobě uložený těžko rozložitelný uhlík v půdě ve smyslu účinného nástroje ovlivňující globální cyklus uhlíku.

SOC kladně ovlivňuje řadu biologických, fyzikálních a chemických vlastností půdy, podle kterých lze stanovit potenciální produktivitu půdy (Baldock a Skjemstad 1999). Biologickou funkcí se rozumí poskytování substrátu a živin pro mikroorganismy. Fyzikální vlastnost je stabilizace půdní struktury, sorpční schopnost, tepelná vodivost a barva půdy. Do chemických vlastností je řazena pufrací schopnost, iontovýměnná kapacita a adsorpce (Baldock *et al.* 2004, Váchalová *et al.* 2016).

### **2.2.1 Chemická frakcionace (roztřídění) SOC**

O první rozdělení dle chemických vlastností se pokusil Muller (1887), který alkalickou extrakcí a následným vysrážením kyselinou rozdělil SOC na frakce: huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy. Tím objevil základní vlastnosti těchto tří látek, dle kterých se i dnes SOC rozděluje, tj. huminy nejsou rozpustné v alkálii ani v kyselině, huminové kyseliny jsou rozpustné v alkalických roztocích, ale sráží se kyselinou a fulvokyseliny jsou rozpustné v roztocích při jakémkoli pH. Další studie o radiokarbonovém datování (Campbell *et al.* 1967, Guillet 1979) upřesnily, že huminové kyseliny a huminy jsou obvykle více stabilní, odolnější biodegradaci (rozkladu) a starší než fulvokyseliny. Nadále bylo zjištěno, že fulvokyseliny jsou mladší než nedotčený SOC.

Další úhel pohledu na chemické frakce SOC je dle jeho citlivosti k mineralizaci. Metody stanovení jsou založeny na principu rozdílné chemické rekalcitrance (odolnost k rozkladu v průběhu chemických procesů). Kvantitativně lze oddělit část SOC sdruženého v aminokyseliny, proteiny a aminosacharidy za použití hydrolýzy kyselinou metansulfonovou nebo 6 M kyselinou chlorovodíkovou (Appuhn *et al.* 2004, Friedel a Scheller 2002, Martens a Loeffelmann 2003, Zimmermann *et al.* 2012). Hydrolýzou kyseliny sírové lze určit kvantitu frakce SOC, která spíše znázorňuje uhlohydrátové struktury (Martens a Loeffelmann 2002). Za problematickou složku SOC je označován lignin. Izolací neporušené molekuly ligninu se zabýval např. Tuomela (2000). Kvantitu uvolněné monomerní složky stanovoval např. Leifeld a Kögel-Knabner (2005). Bylo vytvořeno mnoho technik extrakce organických rozpouštědel k určení obsahu lipidového SOC (Poulenard 2004, Rumpel 2004). Další výzkumy se zabývají frakcionací organických komplexů

sekvenční chemickou extrakcí (tetraboritan sodný, pyrofosforečnan sodný, hydroxid sodný) např. Lopez-Sangil a Rovira (2013).

Jelikož se v mnohých metodách používají koncentrované nebo agresivní chemické látky k izolování jednoho druhu látek ve velice heterogenní směsi, nelze je považovat za selektivní a přesné. Vždy může výsledek zkreslovat látka s podobnými vlastnostmi, kterých je v přírodním vzorku nemalé množství (Preston 1997, Váchalová *et al.* 2016).

### 2.2.2 Fyzikální frakcionace SOC

Organický uhlík vchází do půdy velmi často ve formě rostlinných zbytků. Ty jsou v průběhu času rozkládány, promíchávány v půdním profilu a velikostně zmenšovány. Tím se zvyšuje potenciál interakcí SOC s půdními minerály za vzniku půdních agregátů (Six *et al.* 2004). Proto lze rozdělovat frakce SOC podle velikosti částic (John *aj.* 2005), hustoty částic (Baisden *aj.* 2002) nebo kombinací obou ukazatelů (Han *et al.* 2017, Christensen 2001).

Velikost částic lze analýzou rozdělit na 3 skupiny. První skupinu tvoří elementární organo-minerální asociace (jednoduché organo-minerální shluky pod 63  $\mu\text{m}$ ), druhou mikroagregáty (63 – 250  $\mu\text{m}$ ) a třetí skupinu zastupují makroagregáty (větší než 250  $\mu\text{m}$ ) [Malamoud *et al.* 2009]. Amelung a Zech (1996) doporučují nejjednodušší metodu k izolování tří skupin SOC. První skupinu tvoří meziagregátový SOC, který je složen z malých organických zbytků nezakomponovaných do půdních komplexů. Druhá skupina představuje meziagregátový SOC, poutané částičky organického zbytku, jenž se nachází uvnitř agregací půdních částic. Třetí skupina je utvořena organickou hmotou pevně vázanou na povrchu minerálních částic. Dle hustoty lze dělit např. frakce pod 1,8  $\text{cm}^3$ ; 1,8 – 2  $\text{cm}^3$ ; nad 2  $\text{cm}^3$  (Breulmann *et al.* 2016), nebo pod 1,6  $\text{cm}^3$  (volné prachové organické částice); 1,6 – 2  $\text{cm}^3$  (hutné uzavřené prachovité organické částice); nad 2  $\text{cm}^3$  (půdní organická hmota poutaná s půdními minerály) [John *aj.* 2005].

Váchalová *et al.* (2016) tvrdí, že není důležité rozdělovat frakce dle hustoty, velikosti částic či kombinace obou ukazatelů. Důraz kladou na minimalizaci redistribuce SOC mezi jednotlivými frakcemi. Navrhují hodnotit chemické složení s měřením izotopového složení se stářím SOC jako nejnázornější postup

pro kvantifikaci koloběhu SOC. Samozřejmě, že i při těchto stanoveních je nutné se vyhnout aplikaci silné kyseliny i hydroxidu nebo chemického oxidantu a spíše zvolit kombinaci fyzikální disperze a saturace sodíkem (Kleber a Johnson 2010, Skjemstad 2004 aj.).

### 2.2.3 Faktory určující SOC v půdě

Množství organického uhlíku v půdě je rozdíl mezi rychlostí dodaného uhlíku a rychlostí přeměn a ztrát uhlíku (viz rovnice 1).

**Rovnice 1.** Rozdíl celkového SOC

$$\Delta\text{SOC} = C_A - C_L - C_E - C_M$$

$C_A$  – přidané množství organického uhlíku

$C_L$  – původní úbytek v důsledku vyplavení rozpuštěného organického uhlíku

$C_E$  – laterální pohyb kvůli erozi

$C_M$  – laterální pohyb kvůli mineralizaci

Čistá primární produktivita je veličina, která znázorňuje rozdíl mezi celkovým příjmem uhlíku fotosyntézou rostlin a úbytkem uhlíku prostřednictvím dýchání rostlin. Lze jej vyčíslit pro pšenici jako  $134 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$  na každou tunu z ha sklizeného zrna. Lesům a jim podobným ekosystémům náleží hodnota nad  $350 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$ . Ovšem po přihlídnutí na sklizené zrno, čistá primární produktivita klesá na  $89 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$  na každou t z ha sklizeného zrna. Což naznačuje dodávání uhlíku do půdy v dávce větší jak  $80 \text{ g C m}^{-2} \text{ rok}^{-1}$  (Brye *et al.* 2002, Váchalová *et al.* 2016).

Na ztrátách uhlíku se podílí vyplavování rozpuštěného organického uhlíku. Není jasné, kam se přemísťuje. Je možné, že se dostává do spodních vrstev a ukládá se do volných prostor nebo se adsorbuje na minerální částice (Michalzik 2001). Je však prokázáno, že se stoupající mírou hloubky klesá obsah organického uhlíku rozpustného ve vodě (Neff a Asner 2001) z důvodu obsahu organického uhlíku, hloubky půdy a mineralogického složení (Guggenberger a Kaiser 2003).



Eroze vodní i větrná také výrazně ovlivňuje pohyb SOC v krajině. Hustota jednotlivých částic SOC (např. zbytky rozložených stébel slámy) je nízká. V půdním prostředí jsou asociovány (sdružovány) se složkami jemného prachu a jílu (např. humusem) a jsou velkou měrou nacházené ve svrchních vrstvách půdy, čemuž částečně přispívá na zemědělských pozemcích agrotechnika. SOC přemísťovaný erozí lze lokalizovat v sedimentech vodních ploch. Jeho poměr navýšení představuje obvykle hodnotu menší než 1, ale i hodnotu 5 (Lai 2003). Fenton (2005) vyčíslil úbytek 3,6 – 1,8 % SOC erozí v morénových půdách (167 pokusných ploch) a u sprašových půd ztrátu 3,7 – 2,0 % SOC erozí (205 pokusných ploch). Ritchie (2005) objevil korelaci mezi rychlostí eroze a ukládáním SOC a také potvrdil ztrátu SOC erozí na zemědělských půdách v hodnotách 1,6 – 1,3 % a 3,4 – 2,4 %.

#### **2.2.4 Rozdíly mezi půdní organickou hmotou a humusem**

Obě složky zmíněné v názvu jsou takřka zaměnitelné z pohledu veřejnosti. Toto tvrzení je mylné (Kubát *et al.* 2008, Baldock a Nelson 2000). Ve skutečnosti půdní organická hmota (SOM) vlastní jen omezenou část vlastností humusu.

SOM je extrémně složitá heterogenní směs organických látek se značným podílem rostlinných zbytků než živočišných. Primárně je složena z mono až polymerních molekul organických látek, jež představují sacharidy, proteiny, tuky, alifatické látky (vosky, mastné kyseliny, kutin, suberin, terpenoidy), taniny a lignin. Sekundární látky zastupují mikrobiální zbytky a kořenové exudáty. Tyto směsi látek jsou přeměněny v poloprodukty až nově vzniklé látky exotermických rozkladných procesů mineralizace a endotermických syntetických procesů humifikace (Kögel-Knabner 2002).

Hlavními funkcemi SOM v půdě jsou: schopnost mineralizovat a schopnost iontovýměnné kapacity. Při mineralizaci (rozkladu SOM) se uvolňuje energie (teplo) pro půdní mikroedafon, množství minerálních živin a oxid uhličitý. Schopnost vázat vodu vlastní SOM, ale nemá (nebo jen nepatrnou) schopnost iontovýměnné kapacity. Je tedy možné dělit SOM dle chování při mineralizaci a při iontové výměně (Kolář *et al.* 2014, Krull *et al.* 2004, Lavelle a Spain 2001).

První část SOM, podléhající mineralizaci, je odborně nazývána primární půdní organická hmota (PPOH). Zabývalo se jí a stále zabývá mnoho výzkumníků

za účelem rozřídění na frakce dle stanovitelných kritérií kvantity a kvality (Baldock 2007, Chan *et al.* 2001, Jinbo *et al.* 2006, Pan *et al.* 2017, Rovira a Vallejo 2007, Soon *et al.* 2007, Tirol-Padre a Ladha 2004 aj.). Došlo se k výsledku rozdělení SOM dle stability na frakce stabilní, labilní a jejich přechody podle různých metod stanovení a chemicko-fyzikálních uskupení. Stabilitu lze zde chápat jako odolnost k rozkladným procesům, čili možnost hydrolyzovat, která určuje biodegradabilitu PPOH. Labilní frakci PPOH (opak stabilní) tvoří hlavně listy a stonky mladých rostlin apod. Do stabilní frakce se řadí stonky a kořeny, kde je shromažďováno vyšší procento ligninu, fenolů a taninů (Castellano *et al.* 2015).

Iontovými kapacitu je možno stanovit u druhé složky SOM v hodnotách od 50 mmol chem. ekv. /1 000 g až do 1 400 000 mmol chem. ekv. /1 000 g izolovaných humusových kyselin. Iontovými kapacita pod 50 mmol chem. ekv. /1 000 g bude popisovat materiál, který mohl být původní SOM nebo v různém stupni rozkladu, dokonce i tmavý, avšak dostatečně nezhumifikovaný. Tento materiál představují i produkty rozkladu a syntézy, které jsou mezistupně přeměny humusotvorného materiálu (Lavelle a Spain 2001, Stevenson 1994, Váchalová *et al.* 2016).

### **2.2.5 Požadavky zemědělské praxe na kvalitu půdní organické hmoty**

Nejjednodušší rozdělení SOM je na primární organickou hmotu a humus. Každá složka vyžaduje jinou kvalitu.

PPOH zásadně představuje zdroj energie pro půdní organismy. Tím podporuje biologický faktor v půdě, který je základem pro půdotvorné procesy a půdní úrodnost (i pro humifikaci). Za nejlepší materiál s rychlým rozkladem se považují nejlabilnější frakce PPOH, které mikroorganismy efektivně zužitkují k vlastnímu životu i pro reprodukci. Proto někteří autoři (Haynes 2005, Maia *et al.* 2007 aj.) považují labilní frakce PPOH za ukazatel pozitivní půdní úrodnosti. Někteří autoři toto tvrzení vyvracejí z jistých důvodů uvedených na reálném příkladu. V jejich názorech ohledně zastoupení frakci PPOH usuzují, že znakem úrodné půdy je obsah hlavně labilní, semilabilní i semistabilní frakce PPOH. Velmi labilní frakce PPOH dominantně zastoupené v dané půdě mohou za vhodných reálných podmínek rychle zmineralizovat, tím vyčerpát v krátkém čase zásobu energie mikroorganismů

a rapidně omezit život v půdě (Fließbach *et al.* 2007, Franzluebbers 2002, Kögel-Knabner 2002, Schmidt *et al.* 2011, Váchalová *et al.* 2016).

Aplikace PPOH přináší řadu sekundárních přínosů. Podporuje vznikem tepla humifikaci, snižuje objemovou hmotnost a částečně zachycuje vodu svou přirozenou nasáklivostí aj. (Beyer *et al.* 2002). Franco-Andreu *et al.* (2017) nepopírá schopnost PPOH zadržovat vodu, ale potvrzuje vyšší zadržování vody u půd s humusovými látkami. Uvádí se, že humus zadrží vodu v množství 80 – 90 % vlastní hmotnosti (Strawn *et al.* 2015). Po aplikaci PPOH se také namnoží mikroorganismy. Jejich aktivita potlačí, a dokonce částečně eliminuje rostlinné patogeny i škůdce (Bonanomi *et al.* 2017).

Od aplikace humusu do půdy, v podobě kvalitního kompostu, se předpokládá širší zlepšení vlastností než u PPOH. Očekává se navýšení iontovýměnné kapacity půdy, která vede k pružnému živnému systému rostlin a ke snížení ztrát živin z drahých hnojiv vyplavením. Další předpoklad je spatřen ve tvorbě organo-minerálního komplexu. Ten umožňuje tvorbu vodostálých agregátů, čímž se tvoří textura dané půdy na daném pozemku. Tím se optimalizuje rovnováha vodního a vzdušného režimu. Nadále tvorba vodostálých organo-minerálních agregátů a faktor času, potřebný k navýšení relativní molekulové hmotnosti humusových látek, napomáhají vzniku těchto agregátů. Ty po deformaci pojezdu těžkých strojů znovu vytvoří původní strukturu, díky elektrostatickým silám, a opět se obnoví původní póry v půdě. Samozřejmě, že obdělávání půdy (orba atd.) běžně zapříčiňuje rozbití agregátů, a i proto se jejich tvorba musí podporovat (Grandy a Robertson 2007, Kleber a Johnson 2010, Kolář *et al.* 2014, Krul *et al.* 2004, Six *et al.* 2000, Strawn *et al.* 2015, Šarapatka 2014).

Je znám jev, kdy se po vápnění na minerální, střední, hlinité půdě tvoří agregáty. Vápnění půd dá vzniku agregátů a prokazatelně zvýší poutání vody v půdě, avšak podstata je odlišná. Po aplikaci vápence se přestanou odpuzovat půdní částice (kvůli ztrátě původního záporného náboje). Začnou se tvořit půdní mikroagregáty, které jsou stmeleny nepravidelně na sebe. Stmelení může pokračovat až na makroagregáty, ale stále nově vzniklý agregát neobsahuje vnitřní prostory (póry) určené pro vodní roztok, vzduch a mikroorganismy. Označuje se jako pseudoagregát,

který působí stejně v půdě jako obyčejný oblý kámen z vodních toků (Liao 2006, Šarapatka 2014, Váchalová *et al.* 2016).

Reprodukuje se názory ze zemědělských podniků, že dodáváním organické hmoty do půdy v jakékoliv podobě se podpoří humifikace. Toto tvrzení platí, pokud bude dostatečné množství organické hmoty labilní, semilabilní, semistabilní a nikoliv jen stabilní. Six *et al.* (2002) naznačuje korelaci mezi SOC spotřebovaným mikroorganismy a zbytkem, který je využit v tvorbu nerozkládajících se látek (humus, agregáty atd.). Mnozí autoři (Baier a Baierová 1985, Váchalová *et al.* 2016 aj.) deklarují spotřebu 9 t organické hmoty v sušině na 1 ha půdy. Při takovéto dávce SOM by zhruba platil vztah, že ze 100 q hnoje vznikne 1 q humusu (Baier a Baierová 1985). Brady a Weil (2002) prezentují podíl přeměny 10 – 30 % humusu ze SOM. Němeček *et al.* (1990) udává hodnotu 25 – 30 % přeměněné SOM na humus a zbytek je zmineralizován. Jiní (Vaněk *et al.* 2016) prezentují názor o dodávání jen 4,5 t organické hmoty v sušině na 1 ha půdy. Toto množství relativně dostačí pro udržení půdního života na průměrné až podprůměrné hodnotě. Bohužel zbývá málo semilabilního materiálu k humifikaci, který je v průběhu přeměny stále pod tlakem půdních mikroorganismů. V provozu je možno nalézt případ, kdy je veškerá dodaná organická hmota zmineralizována a žádná nezůstává k humifikaci (Follett 2001, Maroušek *et al.* 2016).

Kořeny rostlin běžně pěstované na poli v tuzemsku vytvoří cca 4 t ha<sup>-1</sup> organické hmoty v sušině (brambory 0,9 t ha<sup>-1</sup>, vojtěška 8,2 t ha<sup>-1</sup>). Hnojením 30 – 40 t hnoje (1× za 3 – 4 roky) se dodá 1,5 – 2 t organické hmoty v sušině na ha za rok. Zde lze pozorovat, že důležitější pro půdní život je pěstování rostlin s vysokou intenzitou prokořenění (jeteloviny) než nákladnější aplikace statkových hnojiv. Nahrazení hnoje digestátem představuje ještě větší úskalí. Při zpracování organické hmoty bioplynovou stanicí se zužitkují všechny zbylé labilní, semilabilní i semistabilní frakce organické hmoty, které jsou potřebné i v půdě. Odpadní látka ve formě digestátu poté obsahuje pouze nejstabilnější frakce, které nedodají energii půdnímu edafonu.

Nesmí se zapomínat, že humus není jen jedna látka, ale obrovská škála látek, a jejich vznik je v korelaci dlouhého času. První složkou humusu jsou označovány fulvokyseliny, ze kterých se v průběhu času (roky) stanou potřebné huminové

kyseliny. Pokud se cca 30 let nebude přirozeně udržovat potřebný obsah humusu v půdě, napravení třicetileté chyby bude trvat několikrát déle. Ke zkrácení nápravné doby by mohla pomoci jen optimalizace podmínek pro humifikaci nebo aplikace kvalitního kompostu, který fermentoval roky až několik desítek let (Kolář *et al.* 2010, 2011, Kužel *et al.* 2010, Muscolo *et al.* 2017, Palta *et al.* 2011).

Pojmem kvalitní kompost je označována zhumifikovaná hmota s vysokým obsahem humusu (s převahou stabilních huminových kyselin). Zmíněný materiál dosahuje minimálně cca 400 mmol chem. ekv. /1 000 g, což činí průměrnou iontovýměnnou kapacitu materiálu, od kterého po aplikaci bude znám efekt. Toto je sledováno jako nejdůležitější parametr kvalitního kompostu. Ostatní komposty s nižší hodnotou iontovýměnné kapacity jsou též vhodné k aplikaci, ale nelze od nich očekávat podstatný přínos pro půdu. Vyroběný kvalitní kompost je vhodné aplikovat na lehké půdy, které mají nízkou iontovýměnnou kapacitu a labilní frakce PPOH zde podléhají rychlé mineralizaci. Huminové kyseliny zlepšují iontovýměnnou kapacitu, podpoří tvorbu agregátů, a tím zlepšují vodní a živný režim lehké půdy.

V současné době se uvádí do provozu městské kompostárny. Snahou je vyrábět kompost pouze z odpadů a za co nejkratší dobu (v řádech týdnů až měsíců). Vyroběný kompost proto nemůže obsahovat stabilní huminové kyseliny. Jelikož vstupní materiál často tvoří směs všech frakcí SOM, získá se materiál, který obsahuje vyšší podíl labilních frakcí, dobře mineralizuje a podporuje biologickou aktivitu. Díky normě pro průmyslové komposty musí mít 6,0-8,5 pH, což může částečně pozitivně ovlivnit půdní kyselost. Uplatnění kompostů z kompostáren se nachází u středních a těžkých půd, ve kterých není tolik aktivní mikroedafon a iontovýměnnou kapacitu zde zajišťují přítomné jemné půdní částice. V průběhu času se zde pravděpodobně malé množství humusu vytvoří. Proto v porovnání s ostatními možnými prostředky tento kompost nahradí zapravení zeleného hnojení. Zvýšit retenční schopnost půdy jsou schopny až meliorační dávky od 60 t/ha kompostu z kompostárny při sušině cca 50 % (Kolář *et al.* 2011, Kolář 2017, Maroušek *et al.* 2016, Plíva *et al.* 2016).

## 2.3 Charakteristika humusu

Humus je v přírodě běžně vyskytující se látka (půda, kompost, kaly, sediment moří, přírodní vodní toky, rašelina, lignit, hnědé uhlí). Chemicky se skládá hlavně z uhlíku a kyslíku. Mezi další přítomné prvky patří vodík, dusík, fosfor, draslík a síra (viz tabulka 1). Za nejvhodnější látky pro tvorbu humus jsou považovány reaktivní nízkomolekulární látky (aldehydy, ketony, jednoduché mastné kyseliny a jejich deriváty atd.). Ty nejefektivněji vylučují kořeny v podobě kořenových exudátů. Proto mají jeteloviny (s mohutným kořenovým systémem) obrovský vliv na zvýšení humusu v půdě. Nadále reaktivní nízkomolekulární látky mohou vznikat (ale s nižší intenzitou) rozložením sacharidů (cukry, celulóza, hemicelulóza), tvořící hlavně funkční skupiny karboxylových kyselin a hydroxidů (Stevenson 1994, Tan 2014, Váchalová *et al.* 2016).

**Tabulka 1.** Obvyklé elementární složení humusových látek (Stevenson, 1994)

<b>Prvek</b>	<b>Fulvokyseliny [%]</b>	<b>Huminové kyseliny [%]</b>
<b>Uhlík</b>	40,7 – 50,6	53,8 – 58,7
<b>Kyslík</b>	39,7 – 49,8	32,8 – 38,3
<b>Vodík</b>	3,8 – 7	3,2 – 6,2
<b>Dusík</b>	0,9 – 3,3	0,8 – 4,3
<b>Síra</b>	0,1 – 3,6	0,1 – 1,5

Humus se rozděluje podle molekulární hmotnosti, dle které je každá látka přesně definovatelná. Ostatní vlastnosti (rozpuštěnost v různých roztocích aj.) nejsou typicky charakteristické pro jednotlivé skupiny látek. Za první humusové látky jsou považovány fulvokyseliny. Vznikají v procesu humifikace a tvoří předstupeň pro další humusové látky. Jejich molekulová hmotnost se udává cca 1 000 – 30 000 (Lavelle a Spain 2001). Mezi jejich typické vlastnosti jsou řazeny: nerozpuštěnost v alkáliích i v kyselinách, světlejší barva (hnědá), rozpuštěnost ve vodě a tím větší pohyblivost v půdním profilu, menší odolnost mikrobiálnímu rozkladu [kvůli menší molekulové hmotnosti, vyšší iontovýměnné kapacitě

(9 000 – 14 000 mmol chem. ekv. /1 000 g)], posouvání fosforu z povrchového průmyslového hnojiva do nižších vrstev půdy ke kořenům a zpřístupňování těžkých kovů rostlinám. Pospíšilová (2012) však uvádí menší iontovýměnnou kapacitu (6 000 – 9 000 mmol chem. ekv. /1 000 g). Z kategorie humusových látek jsou nejnáchylnější k mikrobiálnímu rozkladu. Odhaduje se doba rozkladu za 40 let (Stevenson 1994, Strawn *et al.* 2015, Váchalová *et al.* 2016).

Dalším souborem látek, vznikající při humifikaci, jsou huminové kyseliny. Dělí se dle molekulové hmotnosti do 3 skupin: nízkomolekulární (50 000 – 100 000), se střední molekulovou hmotností (100 000 – 300 000), vysokomolekulární (nad 300 000). Nízkomolekulární kyseliny jsou těžko stanovitelné, jelikož svým složením a vlastnostmi jsou podobné fulvokyselinám. Tyto látky proto nelze jednoznačně zařadit. Humusové kyseliny se střední molekulovou hmotností vlastní typické vlastnosti humusu: stabilita, iontovýměnná kapacita a tvorba agregátů. Vysokomolekulární huminové kyseliny jsou typické molekulovou hmotností 300 000 – 1 000 000. Stále vlastní funkci iontovýměnné kapacity nebo schopnost tvořit půdní agregáty. Ovšem s narůstající velikostí se vlastnostmi více podobají huminům. Celkově se všechny huminové kyseliny považují za prakticky nerozložitelné (poločas rozkladu 4 000 – 6 000 let), rozpustné v alkáliích, vlastní tmavší barvu (hnědočerná až černá) a iontovýměnnou kapacitu 5 000 – 8 700 mmol chem. ekv. /1 000 g (Brady a Weil 2002, Kolář *et al.* 2014, Lavelle a Spain 2001, Stevenson 1994, Strawn *et al.* 2015).

Do humusových látek se dnes začleňují hymatomelanové kyseliny, které dříve tvořily samostatnou složku. Jedná se o látky s podobnou molekulovou hmotností huminových kyselin, ale jsou rozpustné v etanolu (Jerzykiewicz 2013).

Mnohými autory (Brady a Weil 2002, Stevenson 1994, Strawn *et al.* 2015) končí rozdělení humusových látek u třetí skupiny s označením huminy. Jde o látky zcela stabilní, s nejvyšší molekulovou hmotností a nejtmaší černou barvou z humusových látek, nerozpustné v jakémkoliv roztoku a minimálně se podílejících na půdních procesech. Jejich iontovýměnná kapacita je z praktického hlediska zanedbatelná a ostatní vlastnosti humusu taktéž.

Některé práce (Šarapatka 2014) uvádí látky, s názvem humusové uhlí, mimo skupinu huminy. Látky jsou popisovány jako zcela inertní, nejstarší složka organické hmoty, zuhelnatělá a obsahující vysoké množství uhlíku a dusíku. Spolu s huminy je humusové uhlí nejméně prozkoumáno (Pospíšilová 2012).

Při tvorbě půdních agregátů se podílí uronová kyselina (Stevenson 1994). Tato informace již neplatí (Rilling 2004). Výše zmíněná látka je dnes považována za glykoproteiny s označením glomaliny. Jedná se o výměšky arbuskulárních mykorhizních hub kmene *Glomeromycota*, které jsou všude přítomné. Zejména se projevují symbioticky v rhizosféře běžně pěstovaných vyšších rostlin. Glomaliny napomáhají při tvorbě půdních agregátů tím, že s pomocí hyf hub stmelují částice půd do shluků.

### 2.3.1 Humifikace

Biochemické endotermní procesy týkající se humifikace jsou nejméně vysvětlené ale nejvíce zajímavé. Bylo stanoveno mnoho teorií vzniku humusových látek. Klíčovým vodítkem k těmto teoriím bylo popsání chemické struktury humusu. Ovšem, teorie se shodují jen v tvrzení, že humusové látky vznikají rozkladem rostlinných zbytků činností půdních mikroorganismů a dávají vzniku polymerních makromolekul (Kubát *et al.* 2008, Stevenson 1994).

Stevenson (1994) popisuje 4 možné teorie vzniku humusu:

1. Humusové látky jsou deriváty ligninu. Předpokládá se, že mikroorganismy nedostatečně zužitkují lignin a zbytky se stanou humusovou látkou. Vzniklé huminové kyseliny jsou dříve oxidovány, než fulvokyseliny.
2. Fenolové aldehydy a kyseliny uvolněné z ligninu během mikrobiálního útoku jsou enzymaticky přeměněny v chinony. Ty polymerují za přítomnosti nebo nepřítomnosti amino sloučenin ve formy humusu v podobě makromolekul.
3. Polyfenoly jsou syntetizovány mikroorganismy z uhlíku, který není ve formě ligninu, např. celulóza. Poté jsou polyfenoly oxidovány enzymy v chinony a přeměněny na makromolekulární humusové látky.
4. Cukry jsou redukovány na aminokyseliny a tím formulovány do podoby produktů mikrobiálního metabolismu. Poté podstoupí neenzymatickou



polymerizaci do forem hnědých dusíkatých polymerů, které jsou stejného typu jako vyprodukované polymery v průběhu dehydratace některých potravinářských produktů.

Teorie 2. a 3. jsou označovány jako polyfenolické teorie, které jsou současně více uznávány a jsou pravděpodobnější. Obě začínají se vstupním materiálem o nízké molekulové hmotnosti organických částic, ze kterých se během kondenzace a polymerace stanou obrovské molekuly s vysokou molekulovou hmotností (Stevenson 1994, Kleber a Johnson 2010).

### **2.3.2 Vhodnost metody zjištění kvality a kvantity humusu**

Kompost je řazen mezi materiály, který obsahuje humus (Baier a Baierová 1985, Brady a Weil 2002, Kolář 204, Kuraš 2014). Metody se v prvopočátku rozdělují na destruktivní (izolace humusových látek) a nedestruktivní (stanovení humusových látek v přirozeném prostředí) [Ghabbour a Davies 1999].

Huminové kyseliny se získávají výluhem v alkalickém roztoku a fulvokyseliny se získají promýváním huminových kyselin kyselinovým roztokem. Tuto zprávu publikoval Muller (1887) a této metody izolace huminových látek se využívá i v současné době (Šarapatka 2014). Ovšem práce Klebera a Johnsona (2010) popisují přeměny humusových látek a ostatní SOM v alkalickém prostředí (rozpuštění ještě nerozložených materiálů, kondenzační reakce, hydrolýza, oxidace). Tyto reakce zapříčiní zkreslení kvantity a změnu struktury huminových látek při zmíněných metodách izolace.

Nalézaly se tedy nedestruktivní metody ke stanovení humusových látek. Některé metody jsou poprvé doporučovány v práci Hraška *et al.* (1962). Modernější metody pro stanovení humusu (XAS, SIMS, NMR aj.) popisuje Ghabbour a Davies (1999), Robertson (1999) a Pospíšilová *et al.* (2016). Metody jsou založeny např. na principu měření barevného spektra, stanovení chemické struktury apod. Výsledky zmíněných metod jsou přínosné především k akademickému výzkumu (Kolář 2017).

Množství humusu je možno posuzovat podle obsahu uhlíku např. dle Chana *et al.* (2001) [viz kapitola 3.5 Analýza rozložené rostlinné hmoty kyselou

hydrolyzou]. Principem metody je stanovení 4 frakcí oxidovatelného uhlíku dle stability pomocí různých koncentrací kyseliny sírové. Výsledkem jsou 4 procentuálně zastoupené frakce vzorku, kde třetí frakce poukazuje na možné nízkomolekulární látky (zcela nezhumifikované) a čtvrtá frakce znázorňuje množství humusu a ligninů. I když je čtvrtá frakce zkreslena obsahem ligninů, které nevlastní schopnosti iontovýměnné kapacity, je možno upřesnit množství a podobu humusu dle metody stanovení iontovýměnné kapacity. Metoda je jednoduchá a orientační, ale pro kompostářskou praxi plně dostačující (Kolář 2017).

Kvantitu humusu je možno hodnotit dle metody Kopecského *et al.* (2015). Obsah humusu je vypočítán odečtením množství uhlíku (zbytek uhlíku po oxidaci v 0,07 M  $K_2Cr_2O_7$  s 12 M  $H_2SO_4$  při 100 °C po 45 min) od celkového uhlíku (dle ISO DIS 14235 oxidací 0,27 M  $K_2Cr_2O_7$  v koncentrované  $H_2SO_4$  při 135 °C po 30 min).

Pro zemědělskou praxi je považována za nejdůležitější vlastnosti kompostů iontovýměnné kapacity a následně po aplikaci od půdy tvorba agregátů (Pokorný *et al.* 2007, Váchalová *et al.* 2014, Váchalová 2016). Iontovýměnná kapacita lze snadno stanovit konduktometricky dle Sandhoffa (Hraško 1962) viz kapitola 3.4 Stanovení kationtové výměnné kapacity u vzorků kompostů. Existují další metody stanovení iontovýměnné kapacity a metody pro stanovení půdních agregátů, které popisuje Hraško (1962), Pospíšilová *et al.* (2016), Zbiral *et al.* (2011) aj.

## 2.4 Ostatní složky v kompostu

V kompostu se mimo humusu nachází nerozložená organická hmota, rostlinné živiny, zemina a další jiné látky v závislosti na vstupním materiálu. Hodnotit obsah živin je složité kvůli nepřehlednému množství používaných vstupních surovin. Norma pro průmyslové komposty udává mezní hodnoty základních živin, bez jejichž splnění není možno uvést materiál na trh pod názvem „kompost“. Mezní hodnoty živin jsou: celkový dusík 0,6 – 3 % hmotnosti (hm), celkový fosfor ( $P_2O_5$ ) min. 1 % hm, celkový draslík ( $K_2O$ ) 1 – 8 % hm, alkalické kovy pro pH 6-8,5 (Kolář 2017, Plíva *et al.* 2016).

## 2.5 Transformace organické hmoty

### 2.5.1 Fáze kompostovacího procesu

Průběh kompostování se uvádí ve třech fázích. Jsou určovány dle charakteristické teploty na fáze rozkladu, přeměny a syntézy, viz Hájek (2015) [Hejátková 2008, Plíva 2006, 2016]. Podle Kuraše (2014) jsou tyto fáze označovány také podle teploty, která ale vypovídá o převažujících mikroorganismech (mezofilní, termofilní, dozrávání).

První fáze (mezofilní) je charakteristická prudkým navýšováním teploty a dochází k aerobnímu rozkladu nejjednodušších látek, mezi které lze zařadit jednoduché cukry, škroby a bílkoviny (Hejátková 2008, Kuraš 2014, Plíva 2006). Množí se hlavně mezofilní organismy a uvolňuje se velké množství tepla (Kuraš 2014). Při nesprávně jdoucím procesu uniká do okolí kompostu nepříjemný zápach i v průběhu dalších fází (Plíva *et al.* 2016).

Ve druhé fázi (termofilní) se rychle likviduje většina nežádoucích potagenů, plevelů apod. Doba trvání fáze závisí na poměru labilnějších a stabilnějších materiálů v kompostu, např. u čerstvě jemně nasekané trávy je doba jen několik hodin). Zde dochází k namnožení termofilních organismů. Obecně platí, že rychlost rozkladných procesů se zdvojnásobí při navýšení teploty o 10 °C. Proto i v této fázi dochází k intenzivnějšímu rozkladu látek, ale i k vyšší tvorbě a ztrátám tepla. Tvoří se spousta organických kyselin, čímž se snižuje hodnota pH až na hodnotu 5 (Kuraš 2014). Začínají se tvořit nízkomolekulární fulvokyseliny (Kolář 2017). Kompost razantně ztrácí objem s hmotností (někdy až na 30 % původního objemu). Pokud nedojde ke zvýšení teploty nad 40 °C, nevyhovují podmínky pro život rozkladných organismů. Pravděpodobně je nenavýšení teploty příčinou nedostatků vlastností surovin při zakládce kompostu, jak publikuje Hejátková (2008) a Plíva *et al.* (2016).

Ve třetí fázi (dozrávání) také dochází k mineralizaci jednodušších látek, které ještě nestihly být rozloženy. Tento fakt svědčí o nižší tvorbě tepla. Se snižující se teplotou se rozmnožují houby, které dokáží rozkládat stabilnější látky (ligniny). Hodnota pH roste, jelikož se volatilizují (kolísání tvorby) nízkomolekulární organické kyseliny a dochází k tvorbě zásad (amoniak, pyridin) [Kuraš 2014]. Stejně jako ve druhé fázi i zde dochází k humifikaci. Syntetizují se a stabilizují látky

i s vyšší molekulovou hmotností, tj. huminové kyseliny (Kolář 2017). Teplota se vyrovnává na teplotu okolní. V kompostu se může nalézat více drobných živočichů, tj. hmyz a půdní makroedafon (Hejátková *et al.* 2007).

### **2.5.2 Doba ukončení procesu kompostování a uvedení kompostu na trh**

O ukončení kompostovacího procesu by měl rozhodnout obsah humusu, tj. množství stabilizovaných humusových látek na jílovitém podkladu (Kuraš *et al.* 2014, Larré-Larrouy a Thuriès 2006 aj). I Hejátková *et al.* (2007) a Plíva *et al.* (2016) považují obsah humusu za vhodné kritérium pro zmíněnou problematiku, ale mezní hodnotu obsahu humusu ani metodu stanovení žádný nepopisuje. Doporučují také vyrobený kompost prosát sítím (cca 4 cm) na 2 frakce: rozložený materiál (stabilní kompost), nerozložený materiál. Nerozložený materiál se převeze na skládku odpadu nebo se opět kompostuje. Podle Koláře (2017) není správné hodnotit rozloženost materiálu podle velikosti částic. Navrhuje zmíněnou vlastnost hodnotit podle rozloženosti ligninů. Pokud proběhne zmíněná reakce, muselo již dojít k rozložení ostatních bílkovin, tuků a sacharidů, z kterých se skládá rostlinná biomasa. O rozkladu ligninu vypovídá obsah fenolických látek (methoxyly), na které se štěpí. Metodu pro stanovení methoxylů popisují např. Conde *et al.* (2006) nebo Iinuma a Herrmann (2003).

Dle normy se za zralý kompost považuje ten, který vykazuje známky stabilní hmoty. Kompost poté příjemně voní (po lesní půdě) a připomíná zahradnickou zeminu. Složky v něm nejsou podobné vstupním surovinám. Teplota i uvnitř jádra je stálá a bez větších rozdílů od okolní teploty prostředí (max. 20 °C). Nikde se nenachází povlaky hub (Plíva 2006). Vyrobený kompost musí být otestován na limity dle normy – Průmyslové komposty s požadovanými administrativními úkony. Veškeré podklady a formuláře popisuje Jelínek *et al.* (2002) a Plíva *et al.* (2009, 2016).

Kolář (2017) navrhuje soudit kvalitu humusu dle stanovení iontovýmenné kapacity mezi kompostem a dotyčnou půdou. Kationtová výměnná kapacita (KVK) většiny tuzemských půd se pohybuje v rozmezí 100 – 190 mmol chem. ekv. /1 000 g (Kubík a Sáňka 2010), čili je nízká. Za vhodnou KVK pro orné půdy se považuje 250 – 350 mmol chem. ekv. /1 000 g. Proto výsledný kompost by měl vlastnit KVK

minimálně 400 mmol chem. ekv. /1 000 g, aby byl znát jeho efekt po aplikaci, který je publikován v práci Peterky *et al.* (2016). Brady a Weil (2002) uvadí KVK ukončeného kompostu 500 – 700 mmol chem. ekv. /1 000 g. Pokud bude KVK kompostu nízká (např. 200 mmol chem. ekv. /1 000 g) a hloubka ornice 0,25 m, lze přepokládat, že 50 t kompostu (50 m<sup>3</sup>) aplikovaných na 2 500 m<sup>3</sup> ornice (1 ha) nijak razantně nenavýší KVK ornice.

## 2.6 Technologie kompostování

Technologie kompostování je dnes velice propracovaná a přináší mnohá řešení dle velikosti a náročnosti kompostáren. Možné popsané technologie: kompostování na volné ploše s překopávačem nebo aktivním větráním, v AgBag vacích, v uzavřených a polozavřených zařízeních, vermikompostování, domácí komposty a kompostéry (Plíva *et al.* 2016). Při rozhodování o technologii se musí vzít v úvahu: umístění, plocha, množství zpracovaného materiálu, mechanizace, realizační a provozní náklady (Kollárová a Plíva 2008, Plíva *et al.* 2009).

## 2.7 Chemické, fyzikální, mikrobiologické vlastnosti kompostovaných surovin

Kompostovat lze každý materiál, který je biologicky rozložitelný v reálném čase procesu. Níže jsou vypsány a stručně charakterizovány nejčastěji kompostované suroviny. Dále jsou uvedené v jednotlivých podkapitolách podmínky surovin ke správnému kompostovacímu procesu. Dnes je vyvinuto několik softwarů k optimalizaci surovin v základce (Plíva *et al.* 2016).

Velkou část tvoří biologicky rozložitelný komunální odpad (BRKO) a menší zemědělské odpady. BRKO představuje kuchyňské odpady z domácností a jídelen, travní a dřevní hmota od soukromých vlastníků a technických služeb, spadané listí, popel z kotlů domácností apod. Plíva *et al.* (2016) třídí zmíněné látky na látky zlepšující kompostovací proces (sláma, popel atd.). Nadále doporučuje i digestát vhodný ke kompostování. Tyto výroky nekorespondují s Kolářem *et al.* (2010, 2011), které byly nastíněny v kapitole 2.2.5 Požadavky zemědělské praxe na kvalitu půdní organické hmoty. Kompostování BRKO přináší ještě jeden problém. Kvůli nekázni obyvatel je obsaženo v BRKO mnoho nevhodných příměsí (PET lahve

a sáčky, oděvy atd.). Jmenované příměsi se nerozloží v krátkém čase v kompostu a komplikují překopávání s následnou ekologickou zátěží pro životní prostředí po aplikaci. Proto se BRKO musí třídít před začleněním do kompostování, anebo po skončení kompostování (Plíva *et al.* 2016).

Kompostování dřevní hmoty a popelu také doporučuje Plíva *et al.* (2016). Dřevní hmota se musí vždy nakrátit a nejlépe předkompostovat, protože v prvkovém zastoupení vysoce převládá uhlík nad dusíkem. Popel představuje rizika obsahu těžkých kovů, aromatických uhlovodíků apod. Kvalita a složení popelu je však různá nejen z pohledu spalovaného materiálu, ale i teploty a fáze spalování (Ochecová *et al.* 2014, Perná *et al.* 2016).

Travní hmota se jeví také jako výborný substrát ke kompostování. Cenný je díky své vysoké labilitě, částečné semilabilitě a vysoké koncentraci živin. Mezi nevýhody se řadí horší skladovatelnost v době před založením kompostu a nadměrná sléhavost (Hejátková *et al.* 2007, Kollárová a Plíva 2008).

#### ***Poměr C/N a $C_{ox}/N_{min}$***

Jeden z důležitých parametrů při sestavování surovin do zakládky je považován poměr uhlíku a dusíku, běžně označován zkratkou C/N. Vhodný poměr těchto dvou látek je důležitý při každém rozkladném procesu organické hmoty. Uhlík představuje zdroj potravy pro mikroorganismy a zdroj pro utváření humusových látek. Dusík tvoří základní stavební částici živočišného organismu (bílkovin). Vysoká převaha uhlíku je příčinou pomalé délky rozkladu jakékoliv organické hmoty. Vysoká převaha dusíku nepůsobí negativně na průběh kompostování, ale je neekonomická, jelikož dochází ke ztrátám dusíku elucí (vymýváním) nebo vytěkáním. U materiálů skládající se ze stabilnějších látek, např. celulózy a ligninu v podobě dřeva, je kladen vyšší důraz na užší poměr C/N (Vaněk *et al.* 2016, Váchalová *et al.* 2012).

V literatuře (Hejátková 2008, Jelínek 2002, Plíva *et al.* 2016 aj.) je uváděn parametr C/N bez specifikace, jak se laboratorně stanovil. Standardně se stanovuje obsahu uhlíku metodou ztrátou žiháním v peci při 550 °C. Výsledná hodnota se vypočítá odečtením navážky před a po žihání. Bohužel kvůli nízké navážce vzorku,

Lze tuto metodu aplikovat u materiálů s vyšším obsahem uhlíku. Při žhání dochází ke spálení i stabilnějších frakcí organické hmoty, která se málo podílí na mineralizaci a humifikaci. Samozřejmě výsledek zkreslují ostatní látky, které se při této teplotě také spálí nebo vytěkají. Toto všechno jsou aspekty, které zkreslují výslednou hodnotu (Kolář 2017, Šarapatka 2014, Zbíral *et al.* 2011).

Další metoda stanovení uhlíku v organickém materiálu je oxidace za sucha. Materiál se např. spaluje v proudu helia s přidavkem vysoce čistého kyslíku při teplotě 1 030 °C. Průběh se analyzuje na GC koloně s detekcí a výsledná hodnota se přepočítá z kalibračního faktoru při spálení standardního vzorku (Šarapatka 2014). I tato metoda není přesná, jelikož se v obsahu uhlíku projevuje zastoupení všech forem kyslíku od labilních až po stabilní frakce (i ligniny). Výsledná hodnota je vyšší než skutečné množství uhlíku, který se podílí na mineralizaci a humifikaci. Mezi další nevýhody se řadí zkreslování výsledku atmosférickým oxidem uhličitým a cenová nákladnost kolony a potřebných nedokonale čistých chemikálií (Kolář 2017, Zbíral *et al.* 2011).

Za jednodušší metodu zjištění obsahu uhlíku lze považovat oxidaci za mokra ( $C_{ox}$ ) nebo také uváděnou jako na mokré cestě (oxidometrická dichromanová metoda). Výsledná hodnota představuje labilní až semilabilní frakce uhlíku, které se zapojí do mineralice a humifikace. Nevýhody je možno nalézt v potřebě agresivních látek (Kolář a Kužel 2000, Šarapatka 2014, Zbíral *et al.* 2011).

Celkový dusík bývá stanoven modifikací Kjeldalovy metody. Výsledek je opět nepřesný kvůli přítomnosti vzdušného dusíku a reaktivnosti molekul dusíku, které se mohou měnit při přepravě vzorku do laboratoře. Proto by měl být stanovován jen dusík mineralizovatelný ( $N_{min}$ ). Ten lépe zastupuje množství dusíku, který se nejvíce podílí při procesech kompostování (Kolář 2017, Šarapatka 2014, Zbíral *et al.* 2011).

Poměr uhlíku k dusíku se doporučuje vyjadřovat v zastoupení  $C_{ox}/N_{min}$  místo C/N (viz výše). V celkovém uhlíku (C) jsou započítány i těžko rozložitelné ligniny. Optimální množství uhlíku v sušině se uvádí na hodnotě 25 %, z čehož téměř poloviční část využijí mikroorganismy pro svou potřebu energie. Další třetina se vytratí jako oxid uhličitý. Zbývající část je začleněna do procesů humifikace.

Mineralizovatelný dusík ( $N_{\min}$ ) reprezentuje 20 – 40 % z celkového dusíku, z něhož dochází ke ztrátám v podobě čpavku cca 20 %. Ztráty vyplavením se zanedbávají. Tudíž se doporučuje výsledný poměr  $C_{\text{ox}}/N_{\min} = 15 - 20/1$ . V málo určitých případech tento poměr koreluje s doporučenými hodnotami  $C/N = 30 - 35/1$  od Plívy *et al.* (2016) aj. K upřesnění dávky dusíku je možno využít výpočet dle Zemánka (2001), ve kterém zohledňuje i rozložitelnost materiálu. Špatný poměr  $C_{\text{ox}}/N_{\min}$  je neekonomický kvůli případným ztrátám živin nebo časovému prodloužení. Norma udává povinnost vyrobeného kompostu dosáhnout poměru  $C/N = 25 - 35/1$  (Brady a Weil 2002, Jelínek *et al.* 2002, Kolář a Kužel 2000, Váchalová 2012).

### ***Vápník, hořčík, fosfor, draslík***

V průběhu kompostování dochází k tvorbě kyselin. Změna pH nevyhovuje půdním mikroorganismům. Proto se přidává vápenec, který zalkalizuje zakládku a zastává funkci pufrčního činidla. Jeho obsah lze přesně stanovit dle Melicha III. Doporučuje se jeho přídavek 5 – 15 % obj. kompostu (optimum 10 % obj. kompostu), aby výsledné pH se nacházelo v rozsahu 6-8,5. Jako další doporučovaný prvkem k zlepšení humifikace se považuje fosfor. Slouží jako zdroj energetických organofosfátů a přebytek se přemění do lépe přijatelné formy pro rostliny ( $H_2PO_4^-$ ,  $HPO_4^{2-}$ ). Plíva *et al.* (2016) doporučuje zastoupení 0,09 % kompostu a dávku superfosfátu max. 2 kg/t. Ale Kolář a Kužel (2002) radí minimální přídavek 0,2 % obj. kompostu a dávku superfosfátu 2 kg/t. Zároveň dodávají, že fosforu bývá v kompostu dostatek, ale přesto doporučují dodat 0,1 kg/t vodorozpustných fosforečných hnojiv. Další doporučovanou živinou je draslík. Měl by být dodáván síran draselný v minimální dávce 2 kg/t. Síranová forma nezvyšuje mobilitu vápníku v kompostu a navíc obsahuje síru, kterou také doporučuje Stevenson (1994). Přiměřený přebytek draslíku opět zajistí následné dodání živiny pro rostliny (Kolář a Kužel 2000, Plíva *et al.* 2016, Váchalová 2012, Zemánek 2001).

### ***Zemina, jíl, mikroorganismy a teplota***

Eusterhues *et al.* (2003), Wiseman a Püttmann (2005) aj. tvrdí, že humusové látky musí být stabilizovány na jílových částicích, aby byly chráněny před rozkladem mikroorganismy. Proto se doporučuje do zakládky přidávat jílové složky



cca 5 % obj. kompostu v podobě suspenze s vodou, aby zmíněné částičky byly rovnoměrně všude přítomné v celém kompostu. Navíc je nutno dodat vhodné půdní mikroorganismy v podobě ornice nebo konečného kompostu v množství 5 – 10 % obj. kompostu. Mírný přebytek (dvojnásobné množství) výše zmíněných složek nevádí, poslouží poté jako zdroj živin na pozemku (Kolář 2017, Váchalová *et al.* 2016). Podle Plívy *et al.* (2016) je vhodné do zakládky začlenit jen 5 – 10 % obj. vyrobeného kompostu či ornice pro zaočkování kompostu vhodnými půdními mikroorganismy.

Na průběhu kompostovacího procesu se podílí půdní mikroorganismy (bakterie, aktinomycety, houby). Lze je rozdělit do 3 skupin dle teplotního režimu, ve kterém mohou žít: psychrofilní (0 – 25 °C), mezofilní (25 – 40 °C), termofilní (40 – 60 °C). Teplota je považována za nejjednodušší parametr, svědčící o činnosti mikroorganismů (Plíva *et al.* 2016). Dle teploty v kompostu se jednotlivé skupiny mikroorganismů navzájem potlačují. Při vyšší teplotě dochází k rychlejší degradaci materiálu a k hubení patogenních organismů (Chang *et al.* 2006). Na snížení počtu patogenních organismů působí nepříjemné prostředí (teplota atd.) a převaha ostatních silnějších organismů. Mezofilní organismy lépe rozkládají dlouhé polymery (ligniny, celulózu, hemicelulózu, pektin) [Kuraš 2014]. Tuomela *et al.* (2000) ovšem tvrdí, že ligniny jsou nejlépe rozkládány termofilními prvky a aktinomycetami při teplotě 40 – 50 °C. Brady a Weil (2002) popisují rozkládání ligninů až při teplotách 50 – 70 °C.

Teplo je velmi důležité, protože je spotřebováváno při humifikaci. Proto je nutné snižovat jeho ztráty. Je možno na podložku pod kompost nasypat nevodivý materiál (dřevěné piliny, sláma). Povrchem hromady také odchází teplo ale i oxid uhličitý jako metabolit mikroorganismů. Je možno kompost převrstvit jen slámou, anebo poté přikrýt PVC fólií. Je nutno fólie po určitém čase sejmout kvůli zabránění udušení mikroorganismů a odvést oxid uhličitý. Fólie zároveň brání převlečení kompostu (Kolář 2017, Plíva *et al.* 2016).

Mikroorganismy přijímají potravu jen rozpuštěnou ve vodě. Některé mikroorganismy vylučují tzv. exoenzymy (enzymy organismů vyloučené do vodného prostředí), které přeměňují tuhé organické látky do vodorozpustné podoby.

Tento proces probíhá do vyčerpání organických látek s výjimkou odolného humusu (Kuraš 2014).

Běžný kompostovací proces zpomaluje přítomnost látek inhibujících život mikroorganismů, např. pesticidy, dezinfekční látky, těžké kovy, tenzidy, tuky, oleje aj. (Plíva *et al.* 2006). Na kompost však lze pohlížet v rámci odpadového hospodářství jako na cestu likvidace nebezpečných těžko rozložitelných látek (Conte *et al.*, 2005), např. polychlorovaných bifenyly – PCB, perzistentních polutantů – POP, polycyklických aromatických uhlovodíků – PAU, ropy, pesticidy, výbušniny aj., kterou uvádí Matějů (2006).

### ***Vlhkost, složení vzduchu, homogenizace a zrnitost***

Nejoptimálnější vlhkost kompostu se doporučuje při zaplnění 70 % volných pórů vodou (zjištěno gravimetricky nebo vlhkoměrem). Radí se dodržování vlhkosti v optimu 45 – 70 %, jelikož zvýšení vlhkosti proběhne jednoduše (déšť, zálivka), ale snížení vlhkosti je obtížnější (překopávka, doplnění suššího materiálu), avšak vše se přizpůsobuje použité technologii (Plíva *et al.* 2006, 2016). Prvotní zálivku je možno určit metodou stanovení retenční vodní kapacity vstupní zakládky kompostu uváděnou Zbíralem *et al.* (2011).

V kompostu nesmí klesnout koncentrace kyslíku pod 6 % obj. Tento parametr se těžko stanovuje i laboratorně a není na něj popsána metodika. Proto se využívá měření teploty, která také vypovídá o aktivitě mikroorganismů. Využívá se pasivní a aktivní větrání pomocí ventilátorů a odvodňovacích trubek umístěných při dně kompostu. Přiváděním teplého vzduchu do kompostu se více zvyšuje evaporace (odpařování vody) než u studeného vzduchu, čímž lze řídit vlhkost v kompostu. V extenzivních výrobcích kompostu je možno provětrávat samovolným prouděním vzduchu v odvodňovacích trubkách, anebo překopávkou (Kolář 2017, Plíva *et al.* 2016).

Intenzivní rozklad kompostované hmoty a tvorba humusu se urychlí nakrácením vstupních materiálů dle vlhkosti a rozložitelnosti na částice max. 50 mm dlouhé o objemu 5 – 50 mm<sup>3</sup>. Nakrácením se zvýší oxidovatelná plocha. Úkon je označován jako dezintegrace. Poté může vzniknout po promíchání zcela homogenní

zakládka. Je možno zařadit větší částice (dřevní štěpka), které napomáhají pórovitosti s provzdušněností. Ale takový materiál nebude rozložen v krátké době, a proto se radí jej vyseparovat při ukončení kompostovacího procesu, anebo předem předkompostovat. V každém případě se jedná o nejnákladnější operaci při kompostování (Jelínek *et al.* 2002, Plíva *et al.* 2006, 2008, 2016, Zemánek 2001).

Všechny suroviny se homogenizují za použití běžné mechanizace (čelní nakladače a rozmetadla statkových hnojiv) nebo speciální mechanizace (překopávače). Vše záleží na technologii kompostáren a jejich možnostech. Překopávky se uplatňují dle technologie kompostování. Pokud jsou začleněny, radí se překopávat jednou cca za 3 měsíce, aby se odvedly zplodiny, přivedl kyslík, složky se promíchaly a popřípadě se částečně snížila vlhkost. S překopávkou je spojena také značná ztráta tepla, která se u kvalitního kompostu rychle vykompenzuje (Plíva *et al.* 2008, 2009, 2016).

## **2.8 Látky s možností ovlivnění procesu humifikace**

Při aplikaci vápence se naskýtá možnost použít dolomitický vápenec, který podporuje tvorbu bílkovin (Vaněk *et al.* 2016). Také Lee *et al.* (2009) uvádí zlepšení rozložitelnosti SOM po přidání hořčíku. Aydn a Kocasoy (2003) urychlili proces kompostování intenzivnějším provzdušňováním (dodávání kyslíku). Kompostovací proces urychlí naočkování termofilními bakteriemi, které prodlouží termofilní fázi kompostování (Ghaffari *et al.* 2011). Začlenění efektivních mikroorganismů s rýžovou slámou do kompostu urychlí rozklad organické hmoty a tím i humifikaci a zpřístupnění stopových prvků (Jusoh *et al.* 2013). Použití speciálních mikroorganismů doporučuje také Nakasaki *et al.* (1996).

### 3 Materiál a metody

#### 3.1 Průzkum urychlovacích přísad

Na tuzemském trhu se pohybuje mnoho tzv. urychlovačů do kompostu. Jedná se o látky, které deklarují ovlivnění rychlosti a kvality kompostovacího procesu.

**Název:** Bio enzym Bio – P4 do kompostu

**Výrobce:** Velká Británie

**Účinná látka:** přírodní bakterie a enzymy

**Popis účinku přípravku:** Bakterie a enzymy účinně rozkládají organické látky a vyrobí kvalitní kompost.

**Dávka:** 100 g na 3 m<sup>3</sup>

**Cena:** 54 – 72 Kč za bal 100 g

(Anonym č. 2 2017)



Obr. č. 1 – BIO-P4 KOMPOSTY do kompostů 100 g, dostupné z: <http://www.bio-enzym.eu/eshop/49>

**Název:** Hnojivo agro urychlovač kompostu

**Účinná látka:** zeolit a směs nezávadných, užitečných rozkladných enzymů a bakterií

**Popis účinku přípravku:** Přípravek výrazně zkracuje dobu potřebnou pro vznik kompostu. Zajišťuje vysokou rychlost rozkladu organických látek, rychlé snížení objemu kompostovaného odpadu, rychlé zrání kompostu a provzdušnění kompostu.

**Dávka:** 400 ml na 1 m<sup>3</sup>

**Cena:** 72 – 199 Kč za balení 1 l

(Anonym č. 3 2017)



Obr. č. 2 – Hnojivo agro urychlovač kompostu, dostupné z: <https://substraty-hnojiva.heureka.cz/agro-urychlovac-kompostu-1-l/specifikace/#section>

**Název: Forestina – Urychlovač kompostů Orgamin**

*Účinná látka:* aktivní rostlinné složky

*Popis účinku přípravku:* Získání kvalitního kompostu bohatého na humus.

*Dávka:* 400 g na 1m<sup>3</sup>

*Cena:* 50 – 67 Kč za bal. 1 kg

(Anonym č. 4 2017)



Obr. č. 3 – Urychlovač kompostů Orgamin – Biokompost, dostupné z: <http://www.danesi-shop.cz/urychlovac-kompostu-1-kg-forestina/d-75903/>

**Název: Urychlovač zrání kompostu - Bio kompostér**

*Účinná látka:* bakterie žijící v půdě i ve vodě, živiny a enzymy pro zlepšení kultivace bakterií

*Popis účinku přípravku:* Přípravek urychluje rozklad organických látek a zamezuje produkci toxinů a pachů.

*Dávka:* 200 g na 1m<sup>3</sup>

*Cena:* 97 – 134 Kč za bal. 1 kg

(Anonym č. 5 2017)



Obr. č. 4 – Urychlovač zrání kompostu - Bio kompostér, dostupné z: <http://www.druchema.cz/z229-bio-komposter>

**Název: BioAktiv pro kompost**

*Účinná látka:* vápník ( $\text{CaCO}_3$ ) 90 %, křemičitany ( $\text{SiO}_2$ ) 6,5 %, hořčík ( $\text{MgCO}_3$ ) 0,8 %, draslík ( $\text{K}_2\text{O}$ ) 0,3 %

*Popis účinku přípravku:* Přípravek urychluje rozklad kompostované hmoty, snižuje vznik zápachu a zvyšuje tvorbu humusu.



*Dávka:* 30 – 40 g na  $1\text{m}^3$  (1 tunu kompostu)

*Cena:* 460 – 500 Kč za bal. 1 kg

(Anonym č. 6 2017)

Obr. č. 5 – BioAktiv pro kompost,  
dostupné z:  
[http://www.bioaktiv.cz/produkty/ostatni/  
bioaktiv-pro-kompost/](http://www.bioaktiv.cz/produkty/ostatni/bioaktiv-pro-kompost/)

**Název: Urychlovač kompostů - Biokompost**

*Účinná látka:* směsí nezávadných, nepatogenních užitečných bakterií a enzymů, které ekologicky rozkládají odpad organického původu.

*Popis účinku přípravku:* Ekologicky se rozkládá organický odpad, zvyšuje se rychlost zrání a snižuje objem kompostu. Výsledný kompost je bohatý na potřebné živiny, nevyskytují se v něm plísně a nepříjemný zápach. Přípravek zpracuje veškerý zahradní a domácí biologický odpad.



*Dávka:* 20 g na  $1\text{m}^3$

*Cena:* 55 – 80 Kč za bal. 100 g

(Anonym č. 7 2017)

Obr. č. 6 – Urychlovač kompostů –  
Biokompost, dostupné z: [http://bakterie-  
a-enzymy.cz/urychlovac-kompostu-  
biokompost](http://bakterie-a-enzymy.cz/urychlovac-kompostu-biokompost)

## 3.2 Experimentální navržení urychlovací přísady pro kompostéry

Při studiu vlastností urychlovačů kompostování jsme navrhli následující složení a postupy použití nových urychlovacích přísad.

### 3.2.1 Navržení, složení, použití a uvedení na trh urychlovací přísady

V dnešní době je trend založit travní plochu (ve stylu anglického trávníku) před každým domem nebo v části zahrádky. Posekaná travní hmota představuje převážně největší pravidelnou složku v zahradním kompostu, což je prvotní důvod navržení urychlovací přísady pro tuto vstupní biomasu. K ulehčení aplikace přísady nahrává fakt, že posekaná tráva jeví známky homogenní směsi. Proto každý kupec (uživatel) přípravku přimíchá do biomasy jen určité množství přísady bez dalších látek kromě vody, poněvadž vlhkost v některých případech může kolísat. Zjištění retenční vodní kapacity hmoty není složité ani zdlouhavé.

Přídavkem různých aditivních látek do kompostů se zabývala řada autorů (Ghaffari *et al.* 2011 aj.). Každá zlepšující látka, nebo jejich soubor, vždy musela splnit hlavně 2 podmínky. První podmínku určoval vstupní materiál, kde zlepšující látka kompenzovala nedostatek či nepoměr látek v celkové základce kompostované hmoty. Druhá podmínka byla vázaná jen na dostupnosti a možnosti jednoduchého použití dané zlepšující látky.

Vstupní materiál do kompostu bude takřka vždy představovat ve velké míře odpadní látky z domácností či městských technických služeb. Zde se jeví zásadní problém. Ke značnému efektu zlepšení kompostovacího procesu se nemůže navrhnout univerzální přísada pro univerzální kompostovaný materiál. Jiné nedostatky bude přinášet kompostování dřevitých částí ze stromů a keřů a jiné kompostování kuchyňských zbytků. Ze všech zmíněných hledisek se nejlépe jeví jako nejlepší vstupní materiál nasekaná tráva z anglických trávníků a ostatních zatravněných ploch, které budou kosené minimálně čtyřikrát v roce. Tento odpad představuje velice labilní organickou hmotu, která je velice podobná ve svém kvalitativním složení po celé České republice. Tím je odstraněn problém specifčnosti urychlovací přísady, která bude univerzální na výše zmíněnou travní hmotu. Navíc travní porosty přirůstají stále v průběhu roku a tvoří převážně větší

jednorázové dávky, což přináší marketingové výhody pro prodej urychlovací přísady. K těmto výhodám přibývá fakt, že mladé rostliny obsahují větší koncentraci živin, a proto se do urychlovací přísady použijí menší dávky živin.

Z pohledu mechanických vlastností nejví nasekaná tráva žádné nedostatky. Sklizení travní hmoty probíhá v převážné většině zahradní sekačkou, která travní hmotu nakrátí na požadovanou délku max. 5 cm (Plíva *et al.* 2016). Tato délka je zcela dostačující pro správný průběh kompostování. Zřídka se přimísí složky travního drnu a krtinců. Zmíněná složka je považována spíše jako pozitivní, jelikož se částečně naočkovávají potřebné půdní mikroorganismy do travní hmoty a mohou se přimíchat jílové částice pro stabilizaci humusových kyselin. Za nevhodnou travní hmotu se považuje taková hmota, která byla sklizena na pesticidně ošetřeném pozemku před skončením ochranné lhůty přípravku. Účinné látky z pesticidů by se negativně podílely na životech mikroorganismů.

Chemické vlastnosti jsou částečně vyrovnané k dobrému kompostovacímu procesu (tabulka 2). Jeden z hlavních požadavků je kladen na poměr  $C_{ox}/N_{min}$ . U nasekané travní hmoty byl stanoven poměr  $C_{ox}/N_{min} = 20 - 25/1$  dle tabulky 2. Pokud se zmíněný poměr zmenší do rozpětí hodnot  $15 - 20/1$ , nastaví se vhodné podmínky pro množení a život mikroorganismů a tím bude docházet k lepšímu průběhu první části kompostovacího procesu (mineralizace). Jako vhodná surovina na optimalizaci zmíněného poměru se jeví močovina s obsahem 46 % dusíku v amidické formě.

**Tabulka 2.** Chemické složení travní hmoty v sušině [%] (Kollárová a Plíva 2008)

Dusík (N)	Draslík (K <sub>2</sub> O)	Fosfor (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	Vápník (CaO)	Hořčík (MgO)	C/N
1,6 – 2,9	1,5 – 2,5	0,6 – 0,9	0,8 – 1	0,3 – 0,4	18 – 45/1

Draslík a fosfor jsou považovány za důležité při kompostování a jejich množství v travní hmotě lze konstatovat za relativně dostatečné. Přidání těchto živin do kompostovací přísady, v podobě např. průmyslového hnojiva, by nemuselo přinést značný efekt zlepšení procesů kompostování. Negativně by se projevil přídavek živin na ceně výrobku, což by se mohlo projevit na menším zájmu



zákazníků v tuzemsku. Alternativou by se jevil nejlépe jiný dobře dostupný odpad např. popel ze spáleného dříví.

Některé studie (Duar 2016 aj.) poukazují na možnosti zlepšení humifikace pomocí různých mikroprvků. Opět zde vystupuje problém ekonomický, podobně jako u fosforu a draslíku a problém stanovení určitého přípravku i jeho dávky.

Jak bylo zmíněno, travní hmota o stáří max. 1 měsíc je představitelem vysoce labilní organické hmoty, která je velice vhodná pro kompostování. Tato skutečnost je známá, jelikož mladé listy rostlin obsahují velké množství jednoduchých sacharidů. Stonky rostlin, které by měly větší tendenci lignifikovat, nestihnou dorůst velkých výšek a dosáhnout fáze stárnutí. Proto tato část travní hmoty, patřící k semistabilní až stabilní frakci organického uhlíku, je obsažena velice málo v mladé travní hmotě v podobě stavebních látek, které představuje celulóza, hemicelulóza a lignin.

I když je travní hmota rychle rozložitelná, přidá se do urychlovací přísady ještě složka snadno degradovatelná, aby se dosáhlo většího namnožení mikroorganismů. Tímto se rychleji vytvoří větší společenstvo mikroorganismů, které zprvu využije labilní frakce pro namnožení, ale následně bude v obsáhlejšímu počtu nuceno zpracovávat obtížněji rozložitelné látky. Zmíněný děj se bude odehrávat nejen v první fázi (mineralizace), ale i ve druhé fázi (syntézy). Snadněji degradovatelnou látku bude tvořit krystalický řepný cukr, poněvadž jej lze snadno a levně pořídit. Nabízely by se možnosti v podobě nekonzumovatelného ovoce či zeleniny, ale tyto suroviny se z technologických vlastností hodí jen pro domácí použití. Zvýšenou mineralizaci po přidání glukózy potvrdil Hamer *et al.* (2004).

V průběhu kompostování bude docházet k tvorbě kyselin. Do urychlovací přísady se přidá pufrční činidlo, aby bylo zabráněno rychlému okyselení. Mezi běžně používaná pufrční činidla se řadí vápence. Byl vybrán jemně mletý dolomitický vápenec, protože obsahuje hořčík, který aktivuje enzymatické reakce v rostlině během vegetace a saturuje všechny důležité prvky. Dokáže částečně vykompenzovat deficit mikroprvků v půdě. Při humifikaci se hořčík zúčastní stimulace enzymatických procesů a též se podílí na pufraci.

Během kompostování vznikají nízkomolekulární humusové kyseliny jako základ pro makromolekulární humusové kyseliny. Zpočátku jsou ohroženy opětovným spotřebováním mikroorganismy. Aby se tomuto ději zabránilo, zařadí se do urychlovací přísady jílu, který stabilizuje vznikající nízkomolekulární humusové kyseliny a tímto je ochrání.

O zaočkování mikroorganismy se postará každý konečný spotřebitel. Část mikroorganismů se nachází na sklizené travní hmotě. Ostatní se dodají nejlépe přídavkem kvalitního kompostu. Alternativu lze najít i ve zdravé ornici. Jelikož je minimálně ornice běžně dostupná, přinášel by přídavek zmíněného materiálu do urychlovací přísady více úskalí než výhod, např. životnost mikroorganismů, objemnost atd.

Všechny výše zmíněné složky jsou navrženy v optimálním množství za předpokladu zlepšení procesu kompostování, snadné dostupnosti a manipulovatelnosti (viz tabulka 3). Společně se všechny složky dokonale promíchají a v suchém stavu přepravují. Zároveň se dobře rozpouští ve vodě kromě jílu. Suchá podoba směsi nepodléhá žádným kvantitativním ani kvalitativním znehodnocením po dobu min. 2 let.

### ***Praktické použití urychlovací přísady***

Před aplikací se vypočítá požadované množství urychlovací přísady na travní hmotu. Vypočítaná část se rozmíchá ve vodě (poměr 1:1) a vzniklá suspenze se co nejdříve aplikuje pokud možno na veškerou travní hmotu. Poté se travní hmota naočkuje kvalitním kompostem nebo ornici (poměr 1 díl kompostu – 9 dílů travní hmoty) a důkladně se vše promíchá. Výsledná homogenní hmota se vloží do kompostéru nebo na zahradní kompost umístěný spíše na slunném místě. Bude se více vypařovat voda, ale na druhou stranu sluneční paprsky budou kompenzovat značnou ztrátu tepla z kompostu. Založený kompost je nutno pravidelně zalévat vodou nejlépe podzemní, tvrdou a odstátou, z důvodu co nejmenšího ochlazování kompostu a případného dosycování iontů vápníku a hořčíku. Množství vody by mělo činit 20 – 30 l vody na 10 kg organické hmoty jedenkrát za 3 dny, aby vlhkost v celém profilu kompostu neklesla pod 40 % a nepřevýšila hodnotu 70 %. Jak nízká, tak i vysoká vlhkost je nepříznivá pro život mikroorganismů. Pokud by přšelo,

dávka vody se sníží. Za silných deštivých dnů je doporučeno krátkodobě přikryt kompost PVC fólií. Přikrytí mohou běžně aplikovat všichni spotřebitelé kvůli snížení ztrát tepla. Doba přikrytí by měla korelovat s dobou odkrytí odhadem 14 až 21 dní neustále přikryto a 2 – 7 dnů odkryto. Dlouhodobým zakrytím kompostu by mikroorganismy mohly umírat, kvůli navyšující se koncentraci oxidu uhličitého. Protože humifikace probíhá za aerobních podmínek, radí se kompost na kompostovišti jednou za cca 3 – 4 měsíce provzdušnit. Tato operace lze spojit zároveň s promísením další průběžně přidávanou travní hmotou s urychlovací přísadou. V zimním období by bylo vhodné na kompost přidat vrstvu tepelně izolující hmoty, např. suché seno nebo slámu, která by se přikryla, např. PVC fólií, proti snížení ztrát tepla z kompostu. Větrání by se za takovýchto podmínek dalo prodloužit i jedenkrát za měsíc. Doba zrání kompostu se doporučuje co nejdelší, aby se stihly vytvořit humusové látky, jelikož ty jsou považovány za nejdůležitější z pohledu půdní úrodnosti (Lacatusa *et al.* 2016). Finální produkt se zapraví do půdy jako běžné organické hnojivo, zvedne hladinu živin v půdě, pozitivně ovlivní pH půdy a navýší iontovýměnnou kapacitu půdy.

Pro flegmatické spotřebitele, zakládající kompost, existuje jednodušší způsob použití a péče o kompost s tím faktem, že kompostovací procesy se prodlouží a výsledný produkt nemusí obsahovat mnoho humusových látek. Práce s kompostem se dá částečně ulehčit dávkováním urychlovací přísady a staráním se o kompost. Urychlovací přísady se odměří max 3× větší množství přísady a nikdy nižší než doporučované. Použití s aplikací jsou stejné (viz výše). Kompost se alespoň jedenkrát za 2 týdny zalije vodou (pokud neprší) a dvakrát za rok promísí.

### ***Složení a uvedení na trh ČR urychlovací přísady***

Za základní a nejvíce obsaženou surovinu je zvolen jemně mletý dolomitický vápenec s frakcí 74 % pod 0,063 mm. Bude plnit funkci pufrčního činidla, obsahovat ionty hořčíku a jemně mletá zrnitost dovolí jeho rychlé ovlivnění kompostovacích procesů. Obsah Ca je ve vápenci 31,3 % a Mg 4,7 % v uhličitanové formě. Ke správnému kompostovacímu procesu se navrhlo zastoupení 10 % dolomitického vápence k sušině organické hmoty. Toto množství se může jevit nepřiměřené. Ovšem při sumarizaci celého průběhu kompostování je snaha udržet neutrální až lehce alkalické prostředí než kyselé. Odměření tohoto množství je

jednoduché, protože prodejci této suroviny ji nabízí jako konečný výrobek v podobě jemně mletého našedivělého prášku s vlhkostí do 1 %.

Vyrovnaní poměru C/N k hodnotě 15/1 je použita močovina s obsahem 46 % amidického dusíku v poměru 6,6 % k sušině organické hmoty. Byla vybrána pro vysokou koncentraci dusíku, dobrou rozpustnost ve vodě a jednoduchou dostupnost. Deklarace max. 8 % vlhkosti nepřináší žádné komplikace.

Jako snadno degradovatelný materiál se použil řepný bílý krystalický cukr v dávce 3 % na sušinu organické hmoty. Jeho vlhkost do 0,05 % je zanedbatelná a dostupnost zcela běžná.

I když je jílu nejméně, tak je nejdůležitější pozornost kladena právě na přítomnost jílových částic. Ty jako jediné mohou stabilizovat nově vznikající humusové kyseliny a chránit je před oxidací mikroorganismy. Jíl se musí vysušit a veškerý poté rozmělnit na jemnou frakci, nejlépe do 0,5 mm. Důraz na jemnou frakci je kladen proto, aby při smíchání celkové přísady s vodou nevznikala vrstva příliš velkých usazenin, které by se těžko rozprostřely na povrch veškeré organické hmoty. Vlhkost jílu je variabilní, a proto musí být upravena na cca 5 %. Dle vzorce níže lze jednoduše stanovit sušinu jílu. Procentuální zastoupení jílu v urychlovací přísadě je 1,5 %.

Vzorec pro výpočet sušiny jílu (Kolář a Kužel 2000)

$$V = 100 \times (m_1 - m_2) / m_1 \quad m_1 - \text{hmotnost nevysušeného vzorku [g]}$$

$$S = 100 - V \quad m_2 - \text{hmotnost vysušeného vzorku [g]}$$

S – sušina [g]

V – vlhkost vzorku [%]

Tabulka 3 znázorňuje urychlovací směs pro obchodování určenou maloobděratelům. Její balení je velice atraktivní z pohledu objemu i hmotnosti. Uvedená cena surovin bez marže výrobce a obchodního řetězce je zvláště zajímavá. Cena neobsahuje náklady spojené s výrobou, reklamou atd. jelikož jsou velice variabilní a těžko odhadovatelné. Navržené takřka 2 kg balení je dostačující

k aplikaci na 10 kg organické hmoty, což odpovídá cca 70 kg čerstvě nasekané trávni hmoty. Všechny vlastnosti a důvody zařazení jednotlivých látek jsou zmíněny výše. Přípravek uváděný na trh musí splňovat všechna kritéria dle platné legislativy.

**Tabulka 3.** Složení surovin pro urychlovací přísadu na 10 kg sušiny organické hmoty – všechny ceny s DPH (Anonym č. 1 2016, Jáchym 2017, Scheufler 2016, vlastní tvorba)

Suroviny	Vápenec dolomitický jemně mletý	Močovina	Cukr krystalický	Jíl (v sušině)	Finální produkt
<b>Množství</b>	1 kg	0,66 kg	0,3 kg	0,15 kg	<b>2,11 kg</b>
<b>Přepočtená cena</b>	0,56 Kč	6,4 Kč	5,7 Kč	0,1 Kč	<b>12, 76 Kč</b>
<b>Průměrná velkoobjemná cena</b>	1 t volně ložený 563 Kč	1 t volně ložená 9 675 Kč	50 kg 950 Kč	1 t (sušina 35 %) 130Kč	–

### 3.2.2 Alternativy urychlovací přísady

Předpokládá se, že výše navržená přísada obsahuje důležité složky v harmonickém poměru pro ideální proces humifikace. Zdali je toto tvrzení správné, navrhly se pro kontrolu ještě dvě látky, které jsou dostupné a mohly by ovlivnit kvalitu výsledného kompostu.

Zcela běžný až nepříjemný odpad tvoří popel z dřeva. Nakládání s ním přináší problémy podstatné části vlastníků spalující dřeva. Misra *et al.* (1992) zjistili, že v popelu ze dřeva jsou ztráty 23 – 48 % různých prvků popelovin v porovnání mezi teplotou spalování 500 °C a 1 400 °C v závislosti na druhu dřeva. Nejedolnější teplotě 1 300 °C se jeví oxidy vápníku a hořčíku. Odolnost vápenatých sloučenin potvrdili Serafimova *et al.* (2011), kdy ve své studii stanovili jako základní krystalické formy dřevěného popelu  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{SiO}_2$  a  $\text{K}_2\text{Ca}(\text{CO}_3)$ . Sloučenina  $\text{CaO}$  byla bezkonkurenčně nejvíce obsažena (52 %) v sušině dřevěného popelu. Zároveň

doporučuje dřevěný popel jako kvalitní hnojivo kvůli zastoupení nanočástic (0,02 – 0,04 mm), které mají sorpční kapacitu. Popel ze dřeva je dobře rozpustný ve vodě (Ulery *et al.* 1993) kvůli podstatnému zastoupení ve vodě rozpustných sloučenin vápníku, hořčíku a draslíku (Ohno 1992). Demeyer *et al.* (2001) ve své rozsáhlé práci shrnuje následující vlastnosti popelu ze dřeva. Popel obsahuje hlavně sloučeniny alkalických kovů (vápník, draslík, hořčík), které sníží půdní kyselost, snadno se rozpouští ve vodě a tím jsou dobře dostupné rostlině. Obsažený fosfor je hůře přijatelný rostlinám než průmyslová hnojiva. Ionty hliníku a manganu jsou z půdy (po aplikaci popelu ze dřeva) méně dostupné pro rostliny. Obsah těžkých kovů není nebezpečný. Po aplikaci popelu ze dřeva na půdy se zvyšuje elektrická vodivost půdy a stimuluje se mikrobiální činnost s mineralizací v půdě pomocí zlepšení chemických a fyzikálních vlastností půdy.

Obsah převážně dvoumocných lehce rozpustných alkalických kovů, přítomnost ostatních prvků a sorpční kapacita s elektrickou vodivostí přináší jisté vhodné vlastnosti popelu ze dřeva lepší jak u dolomitického vápence. Jeho náhrada výrobcem urychlovací přísady za dolomitický vápenec by mohla zlepšit proces humifikace výše zmíněnými fakty. Podstatné negativum spočívá v nestejnorodosti a zastoupení prvků v jednotlivých druzích dřeva i stanovištích. Častější analýza popelu by odstranila zmíněný nedostatek, ale bohužel za nemalý peněžní obnos. Další problém přichází s jeho malou hustotou, která by se negativně projevila na velikosti balení urychlovací přísady. Z důvodu lehké rozpustnosti vápenatých a hořečnatých sloučenin by mohlo nastat, že tyto kationty se při přehnané zálivce nebo vlivem silných dešťů rychle vyplaví z kompostu a pH klesne k hranici nižší produktivity až životnosti mikroorganismů. Před zmíněným rizikem by se zakročilo překrytím kompostu, např. PVC fólií, při hrozícím nebezpečí velkých dešťových srážek a nižším častějším zaléváním. V úvahu připadá možnost přidávání popelu samotnými konečnými spotřebiteli a prodávat další druh urychlovací přísady bez dolomitického vápence (Ochecová *et al.* 2014, Perná *et al.* 2016).

Popel ze dřeva (smrkového dřeva 70 %, 20 % dřeva olše, 10 % dubové dřevo) byl odebrán z běžného kotle typu Etko 32 v rodinném domě. Barva šedivého odstínu předpovídala spálení cca 400 – 500 °C. Pro orientační stanovení vápníku se využilo dostupné metody chloridového výluhu, spálením a vyžiháním kyselinou sírovou.

Obsah byl zjištěn v množství 20 % Ca v popelu. Jiná metoda z finančních důvodů nebyla dostupná. Jelikož stanovení je nepřesné a hrubě orientační, počítalo se raději se zastoupením 15 % Ca v dřevěném popelu s jistotou dodání dostatečného počtu iontů vápníku. Konečná dávka dřevěného popelu byla 2 díly místo 1 dílu dolomitického vápence.

Zakomponování mikroprvků do urychlovací přísady se jevilo jako vhodné v podobě Šindeleho minerálů. Tabulka 4 poukazuje na přesné složení zmíněného materiálu. Ke zjištění opravdového ovlivnění procesu humifikace se přidal přímo do urychlovací přísady ve stejném zastoupení jako jíl (2 %).

**Tabulka 4.** Složení Šindeleho minerálů (Kalbermatten 2010)

Živiny		Ø mg/100g	Živiny		Ø mg/100 g
Křemík	SiO <sub>2</sub> , Si <sub>2</sub> O <sub>3</sub>	67 060	Měď	Cu	0,7
Hořčík	Mg	126	Bárium	Ba	1,6
Železo	Fe	499	Chrom	Cr	0,57
Vápník	Ca	167	Nikl	Ni	1,11
Draslík	K	134	Kobalt	Co	0,96
Fosfor	P	14,5	Vanad	V	0,99
Mangan	Mn	14,4	Titan	Ti	13,1
Sodík	Na	16,2	Bor	Bo	0,65
Zinek	Zn	1,7	Molybden	Mo	0,1

### 3.2.3 Pokusné založení variant kompostů

Navázilo se 11. 6. 2015 do čtyř PVC pytlů 7,2 kg čerstvě nasekané trávy rotační sekačkou značky Hurricane LS 50. Dávka trávy musela být takto malá kvůli kapacitním podmínkám termostatického zařízení. Délka řezanky se pohybovala od 0,1 – 4 cm. Byla stanovena vlhkost 86 % po 4 hodinách sušení teplotou 103 °C v laboratorní sušárně. Byly založeny celkem 4 pokusné varianty kompostu.

Varianta A se skládala ze 7,2 kg zmíněné travní hmoty a celé navržené urychlovací přísady dle tabulky 3. Z této urychlovací přísady se odvážilo 0,4 kg, nasypalo do nádoby o objemu 2 l a přililo se 0,4 l vody z vodovodního řádu. Vzniklá suspenze se důkladně promíchala a veškerá se vylila do pytle A na travní hmotu.

Byl kladen důraz na jíl, který se nerozpouští ve vodě, aby byl co nejlépe rozprostřen na travní hmotě.

Varianta B se založila stejným postupem jako varianta A. Avšak obsah vápence v urychlovací směsi byl nahrazen popelem. Vzniklá promíchaná urychlovací přísada tedy obsahovala 2 kg popelu, 0,66 kg močoviny, 0,3 kg cukru a 0,15 kg jílu. Z této přísady se odebralo 0,4 kg směsi a postup pokračoval obdobně jako u varianty A.

Variantu C tvořila urychlovací směs obohacená o 0,15 kg Šindeleho minerálů (tabulka 3). Po promíchání této směsi se opět navážilo 0,4 kg a postup se opakoval jako u varianty A.

Varianta D zastupovala kontrolní vzorek. Při zakládání této varianty se nepřidávala žádná aditivní složka. Pouze se na travní hmotu vylilo 0,4 l vody.

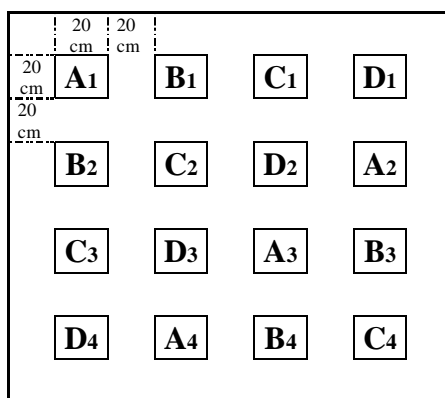
Přídavek 0,4 l vody při míchání přísad zabezpečil počáteční vlhkost v rozsahu 50 – 60 % nově založených kompostů. Všechny čtyři pytle s kompostovanou hmotou se v tentýž den vložily do termostatu nastaveného na teplotu 25 – 33 °C. Dodávané teplo mělo podpořit a urychlit prvotní fázi kompostování. Teplota se udržovala 20 dní a pak se snížila na rozsah 20 – 30 °C. Druhý teplotní rozsah byl udržován 16 dní. V průběhu umístění kompostů v termostatech se denně každá kompostovaná hmota provzdušnila a při snaze tvořit shluky i rozdrobila. Tímto se docílilo aeračního prostředí.

Po uplynutí celkem 36 dnů od založení byly umístěny komposty do půdy (17. 7. 2015). Předpokládalo se proběhnutí první fáze kompostování a začátek druhé fáze. Půdní prostředí, do kterého byly pokusy aplikovány, mělo nasimulovat vhodné přirozené půdní podmínky bez výkyvů teplot pro procesy přeměny organické hmoty. Pozemek k umístění kompostů se nacházel na pomezí středočeského a jihočeského kraje v nadmořské výšce 480 m n. m. na pravidelně obdělávaném rovném záhonu zahrady s převážně hlinitou půdou ve 2° svažitelnosti. Na záhonu bylo vykopáno 16 děr o rozměru 20 × 20 cm s hloubkou 25 cm rozmístěných do latinského čtverce vzdálených od sebe 20 cm (viz náčrt 1). Dno děr bylo vždy vyloženo jedním kusem proděrované PVC fólie pro odtok přebytečné vody a zaručení odběru



reprezentativního vzorku na konci pokusu. Každá varianta kompostu byla důkladně promíchána a rozdělena na 4 hmotnostně stejné díly. Každý díl varianty byl vložen do předem přiřazené díry a přikryt opět jedním kusem proděravělé PVC fólie. Tato vrchní fólie zabraňovala promíchání vrchní půdy s kompostem. Otvory ve fólii zaručily průsak povrchové vody ke kompostované hmotě. K upřesnění míst a orientaci ve vzorkách byl vždy zasunut ke středu vrchní fólie dřevěný kolíček (2 × 2 × 15 cm) s popisem náležité varianty. Nakonec byla do díry na vrchní fólii nasypána vrstva cca 10 – 12 cm půdy z vykopaných děr ale v takovém provedení, aby se vždy vytvořilo na vyšší straně mělčí místo k efektivnějšímu zasakování vody při zalévání.

**Nákres 1.** Latinský čtverec – sklon svahu je od opakování č. 1 k č. 4



U takto založených pokusů kompostů se v celém průběhu udržovala vlhkost kompostu v rozmezí 40 – 70 % pro život potřebných mikroorganismů. Zmíněné vlhkosti se docílilo dešťovými srážkami nebo zálivkou vodou z vlastního vrtu. Dávka 8 l vody se jednou za 2 – 3 dny nalila na mělčí místo u každého uložení kompostované hmoty, pokud nepršelo. Při dešti se množství vody zálivkou vyhodnocovalo po dešťových srážkách dle srážkoměru na pozemku. Tímto se docílila požadovaná vlhkost a případná přebytečná voda otekla do okolní půdy. Zálivka se prováděla v období: 18. 7. – 15. 11. 2015, 5. 3. – 4. 11. 2016. V podzimním a zimním období se nezalévaly pokusy, jelikož častěji pršelo, anebo povrchová vrstva půdy zamrzla, čímž by voda neprosákla ke kompostované hmotě.

### **3.2.4 Odběr vzorků kompostů a jejich příprava pro analytické hodnocení**

Odběr vzorků pokusů se oddaloval, aby se docílilo co největší kvality kompostu (množství humusových kyselin), která je přímo úměrná délce času. Po mechanickém odstranění povrchového sněhu a zmrzlé půdy nad vrchní fólií se 6. 2. 2017 odebralo 16 reprezentativních vzorků pokusů bez příměsí. Každý vzorek s označením dle latinského čtverce se samostatně sušil v temné místnosti blízko zdroje tepla po dobu 7 dnů k získání na vzduchu suchých vzorků. Při sušení byly hmotnější a kompaktnější shluky hmoty vzorku postupně rozmělněny na co nejmenší částičky kvůli rychlejšímu usušení. Po vysušení vody byly vzorky přepravovány v papírových sáčkích. Následně byl každý vzorek jednotlivě vsypán do půdního mlýna (s označením Fristch Soilmill, Pulverysette 8) a dvakrát umlet. První umletí bylo provedeno přes síto o velikosti otvorů 2 mm (jemnozeme). Z každého umletého vzorku jemnozeme bylo odebráno cca 10 g a umleto přístrojem Fritsch Pulverisette 2 na velikost 0,25 mm.

### **3.2.5 Založení maloprovozního kompostu a odběr vzorků**

Pro přiblížení se praktickému zemědělství byl založen maloprovozní kompost (označení E) o objemu cca 34 t. Hlavní složku tvořily běžně dostupně zbytky sena a senáže (poměr 4:2) ze zimoviště 4 ks hovězího skotu starších 2 let v období říjen 2015 – únor 2016. Tento materiál obsahoval hlavně labilní a semilabilní frakce organické hmoty, jelikož seno i senáž byly včas sklizeny z kvalitních travních porostů. Tím tvořily velice vhodný materiál k mineralizaci i humifikaci (Kollárová a Plíva 2008). Kvůli nižší sušinitě těchto zbytků se přidalo do zakládky 6 t čerstvé chlévské hovězí mrvy, čímž se dodalo i značné množství ostatních živin. Další složkou tvořily mikroorganismy s jílem v podobě těžší půdy. Pufrační činidlo v zakládce zastupoval vápenec jemně mletý s minimálním zastoupením hořčíku. Hořčík byl přidán v podobě kieseritu a nezanedbatelným množstvím síry. K optimalizaci poměru  $C_{ox}/N_{min}$  se použila močovina. Podrobnosti o skladbě všech surovin i s peněžní hodnotou popisuje tabulka 5.

**Tabulka 5.** Skladba surovin pro zakládku kompostu

<b>Materiál</b>	<b>Množství (t)</b>	<b>Obsah hlavních živin (kg)</b>	<b>Celková částka (Kč)</b>
<b>Zbytky sena a senáže</b>	20,0	OL 5 000, N 5, P 5, K 20, Ca 20	4 000
<b>Chlévská mrva</b>	6,0	OL 1 500, N 40, P 7, K 35, Ca 20, Mg 5	1 200
<b>Vápenec</b>	4,0	Ca 1 460, Mg 40	2 160
<b>Půda</b>	3,5	–	700
<b>Kieserit</b>	0,45	Mg 65, S 80	3 690
<b>Močovina</b>	0,04	N 18	450
<b>Celkem</b>	<b>34</b>	OL 6 500, N 63, P 12, K 55, Ca 1 500, Mg 110, S 80	<b>12 200</b>

Vysvětlivky: OL – organické látky, cena vápence, kieseritu a močoviny je bez DPH, cena ostatních surovin převzata od: Klír (2016), obsah živin převzat od: Vaněk *et al.* (2016).

Maloprovozní kompost byl založen 12. 2. 2016 ve vesnici Ředice na části pozemku s trvalým travním porostem pod mohutným ořešákem. Prostor byl vybrán, aby se snížily ztráty vody odpařením v letních měsících. Kompost byl vytvarován do lichoběžníku výšky 1,8 m, šířky 2,5 m a délky 6 m. Na střed dna podél kompostu byla vložena odvodňovací hadice průměru 6 cm, kterou se přiváděl vzduch do obtížně větratelných míst kompostu. Oba konce hadice byly vždy 12 dní uzavřené a 2 dny otevřené k účelu pasivní ventilace. Tím se dodával kyslík, odváděl oxid uhličitý a nedosahovalo se velkých ztrát cenného tepla. Ztrátám tepla a převlhčení kompostu v sychravém počasí se zabránilo přikrytím kompostu fólií z PVC, která byla vždy po 19 dnech sejmuta na 2 dny z důvodu vyvětrání oxidu uhličitého.

V intervalu 2 – 3 týdnů byla měřena teplota jádra kompostu a zaznamenána. Nadále byl kompost překopán 29. 5. 2016 a 16. 10. 2016. Překopávka v srpnu byla odložena kvůli nedostatku času. Při prvním překopání bylo dodáno 5 tun koňského hnoje a 0,3 t čerstvě nasekané trávy. Do třetí překopávky se dodaly 2 t čerstvě sklizené a nakrouhané cukrové řepy, 0,4 t suché i čerstvé trávy, 0,1 t spadných jablek. Nakrouhaná cukrová řepa byla promíchána jen v jedné půlce kompostu,

aby se zjistil její efekt vyšší mineralizace a tím zahřátí kompostu s vyšší humifikací. Nadále v období od května do listopadu se kompost zavlažoval 8 l hnojůvky každý týden.

Odběr vzorků proběhl 13. 2. 2017. Byly odebrány 4 vzorky. Vzorek E1 představoval dno hromady kompostu s přidavkem řepy a vzorek E2 pocházel z vrchní části hromady kompostu s řepou. Vzorek E3 byl odebrán u dna hromady kompostu bez řepy a vzorek E4 reprezentoval vrchní část hromady kompostu bez řepy.

### **3.3 Stanovení půdní reakce (pH)**

Každý vzorek byl samostatně podroben k zjištění půdní reakce aktivní. Z každého umletého vzorku kompostu jednotlivě bylo odváženo 10,00 g jemnozeme do 150 ml kádinky. Přililo se 100 ml převařené destilované vody a suspenze byla vložena do třepačky na 15 minut. Přenosný pH metr modelu WTW pH 330i Meter Kit byl kalibrován dvěma přesnými roztoky před zahájením měření. Po dvou hodinách byla jemnozeme zfiltrována a změřena hodnota pH u filtrátu pomocí skleněné kalomelové elektrody. Doba od extrakce nepřesáhla 3 hodiny (viz kapitola 4. Výsledky).

### **3.4 Stanovení kationtové výměnné kapacity u vzorků kompostů**

Postup popsany níže byl prováděn samostatně u každého umletého vzorku kompostu. Z každého vzorku bylo odváženo na analytických vahách 10,00 g jemnozeme kompostu do 250 ml kádinky a přililo do kádinky 100 ml 0,1 M kyseliny chlorovodíkové. Emulze byla zahřívána na 50 °C 30 minut na varné desce a občas promíchána. Po uplynutí 30 minut byla emulze filtrována přes filtrační papír a promývána destilovanou vodou, dokud byly přítomny anionty chloru ve filtrované hmotě. Tento jev byl kontrolován tvorbou sraženiny chloridu stříbrného mezi odkapem filtrátu a kapkou dusičnanu stříbrného ( $\text{AgNO}_3$ ) na hodinovém sklíčku.

Po vyplavení aniontů chloru byl filtrát smyt cca 170 ml destilované vody z filtračního papíru do původní kádinky. Kádinka byla přenesena na vyznačené místo

konduktometru a byla do ní vložena elektroda a míchadlo. Nadále byla kádinka doplněna destilovanou vodou, dokud nebyly ponořeny měřicí plochy elektrody.

Bylo uvedeno do provozu míchací zařízení s dostatečnými otáčkami míchadla a konduktometr. Po změření původní vodivosti byl přidáván 1 cm<sup>3</sup> faktorizovaného 0,44 hydroxidu barnatého [Ba(OH)<sub>2</sub>] (běžně faktor na 0,2) pravidelně každou minutu, před každým přídatkem [Ba(OH)<sub>2</sub>] byla zjištěna vodivost (v μS), zapsána a dle potřeby byl měněn měřicí rozsah konduktometru. Měření bylo ukončeno poté, jak poslední 3 naměřené hodnoty nevykazovaly konstantní navýšení za bodem ekvivalence. Ze získaných hodnot vodivosti a spotřeby hydroxidu barnatého byl sestrojen u každého měřicího vzorku jeden graf, ve kterém jedna tečna protínala min. 3 poslední konstantní nárůsty vodivosti a druhá tečna odpovídala vodorovné větvi grafu přes bod ekvivalence. Vzniklý průsečík obou tečen udává množství spotřebovaného hydroxidu barnatého, které posléze bylo doplněno do vzorce pro výpočet maximální iontovýměnné kapacity (viz níže). Vypočítaná hodnota (viz kapitola 4. Výsledky) představuje potenciál kompostu adsorbovat ionty v půdě.

Vzorec pro výpočet maximální sorpční kapacity T konduktometricky dle Sandhoffa (Hraško 1962):

$$T = s * n * f * 1000 / N \text{ [mmol chem. ekv. /1000 g]}$$

s – spotřeba roztoku Ba(OH)<sub>2</sub>

s – viz graf (bod ekvivalence)

n – normalita roztoku Ba(OH)<sub>2</sub>

n = 0,44 N

f – faktor Ba(OH)<sub>2</sub>

f = 1,010

N – navážka

N = 10,00 g

### 3.5 Analýza rozložené rostlinné hmoty kyselou hydrolýzou

Byl smíchán směsný vzorek ze všech opakování v jednotlivých variantách kompostů umletých na hrubost 0,25 mm. Vznikl tedy reprezentativní vzorek 12,00 g A, B, C, D a E skládající se z 3,00 g kompostu každého opakování. Následně se

z každého směsného vzorku stanovily 4 frakce uhlíku podle Chan *et al.* (2001). K první frakci (labilní) bylo použito 5 ml 12 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> po dobu 30 minut. Pro stanovení druhé frakce (semilabilní) bylo využito hydrolýzy 10 ml 18 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> po dobu 30 minut, od které se odečetla první frakce. Třetí frakce (semistabilní) byla zjištěna pomocí 15 ml 24 N H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> po době 30 minut, od které bylo odečten podíl druhé frakce. Čtvrtá frakce (stabilní) byla získána jako rozdíl celkového organického uhlíku podle ISO DIS 14235 (0,27 N K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> v koncentrované H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> při 135 °C a 30 min) a třetí frakce. Výsledky jsou uváděny v procentech (%) celkového organického uhlíku (ISO DIS 14235) jednotlivých frakcí (viz kapitola 4. Výsledky). Tato analýza byla provedena v půdní laboratoři ZOL v Jindřichově Hradci.

## 4 Výsledky

### 4.1 Hodnocení vlastností kompostů od založení do odběru vzorků

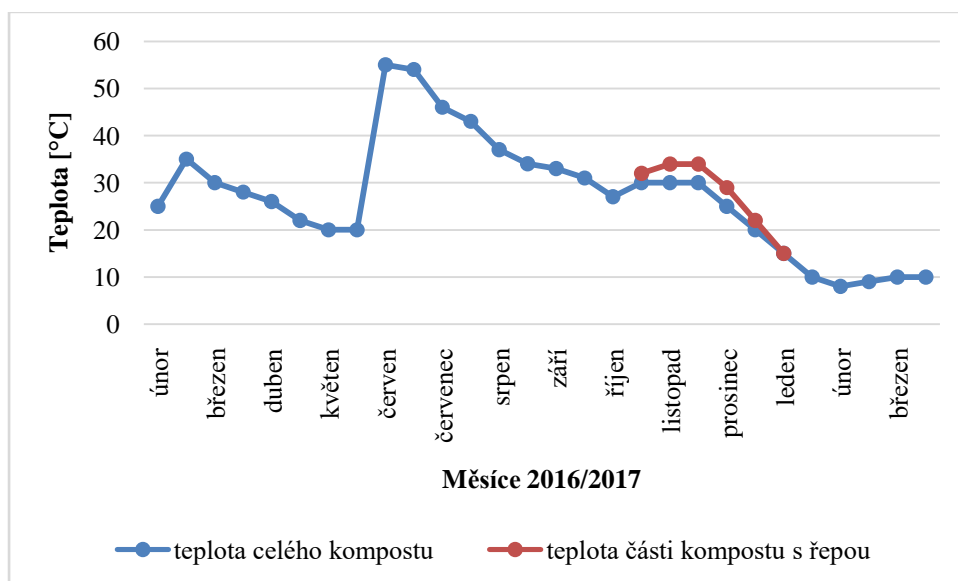
Během uložení pokusných kompostů v termostatu byly postupně vidět rozdíly mezi jednotlivými variantami. Nadále jsou popsány odlišnosti po vyjmutí z termostatu před ukládáním do půdy. Vzorek A (s navrženou urychlovací přísadou) byl hnědočerný, drobtovité struktury bez nepříjemného zápachu. Varianta B (s popelem) byla bez zápachu, avšak více tmavší a drobtovitější než vzorek A. Vzorek C (s Šindeleho minerály) byl barvou skoro totožný vzorku A ale netvořil tolik drobtovitou strukturu. Varianta D (bez přísad) nejvíce zapáchala rozkladnými procesy, byla nejsvětlejší ze všech vzorků, ale strukturou podobná vzorku C. Během doby zalévání nebyly zjištěny žádné rozdíly na povrchu půdy.

Při odebírání vzorků z půdy byly jednoznačné odlišnosti mezi variantami A, B, C i D. Všechny vzorky A vytvářely drobné shluky hmoty, ale byly těžko rozeznatelné od okolní půdy a tvořily nejmenší možný odběr hmoty ze všech vzorků. Tento problém v menším měřítku byl pozorován i u všech vzorků D. Vzorky B představovaly dvojnásobné množství hmoty (než vzorky A), která byla hnědého odstínu s vysokým obsahem vody. Vzorky C byly tmavě hnědé až černé s porézní strukturou s nízkou vlhkostí.

Výše jsou popsány souborné rozdíly mezi variantami A, B, C a D nehledě na opakování. Rozdíly mezi opakováními vzorků náležité kategorie byly viděny u všech skupin jen s označením čísla 1. Zde v každém případě tvořily vzorky menší procento hmoty, i když v počátku byly aplikovány ve stejném množství. Vzorek s označením A1 tvořil jen 21 g jemnozeme značně podobné okolní půdě. Z důvodu malé hmotnosti jej nebylo možno začlenit do všech analýz. Žádné ostatní výkyvy mezi vzorky v opakováních nebyly zřejmé.

## 4.2 Měření teploty v maloprovozním kompostu

**Graf 1.** Naměřené teploty v kompostu E



Z grafu 1 vyplývá, že teplota vždy prudce vstoupila po první a druhé překopávce. Po třetí překopávce teplota mírně vzrostla jen v části kompostu s řepou. Od ledna 2017 není uváděna teplota z kompostu s řepou, jelikož byl naměřen jen minimální rozdíl, který mohl být zapříčiněn i chybou měření.

## 4.3 Hmotnost umletých vzorků

**Tabulka 6.** Hmotnost umletých vzorků kompostů – částice > 2 mm [g]

Vzorek	Opakování				Průměr
	1	2	3	4	
<b>A</b>	28	230	195	240	221 ± 59
<b>B</b>	226	511	441	323	375 ± 262
<b>C</b>	51	103	272	132	169 ± 220
<b>D</b>	243	156	231	270	225 ± 105
<b>E</b>	Nehodnoceno				

Vzorky A1 a C1 byly podrobeny Grubbsovu testu a obě hodnoty s hmotností vyšly jako statisticky významně odlehle, a tudíž nebyly započítávány do statistických vyhodnocení. Výsledné hmotnosti byly otestovány přes interval spolehlivosti



průměru a koeficient odvozený Deanem a Dixonem (Eckschlager *et al.* 1980) s danou hladinou významnosti ( $\alpha = 0,05$ ). Statisticky průkazně se liší vzorek B (nejvyšší) od ostatních. Mezi ostatními vzorky (mimo E) není průkazný rozdíl. Vzorek E je nehodnocen, jelikož zvážení vzorku by nepřineslo žádný potřebný statistický údaj. Jednalo se o jiné provedení pokusu dle hodnoceného parametru.

#### 4.4 Naměřené hodnoty pH

**Tabulka 7.** Stanovení pH/H<sub>2</sub>O

Vzorek	Opakování				Průměr
	1	2	3	4	
A	7,1	7,3	7,0	6,9	7,1 ± 0,4
B	8,2	8,3	8,1	8,2	8,2 ± 0,2
C	7,7	7,6	7,5	7,5	7,6 ± 0,1
D	7,2	7,0	7,1	6,9	7,1 ± 0,3
E	8,1	7,3	7,3	7,2	7,3 ± 0,1

Vzorek E1 byl podroben Grubbsovu testu a hodnota pH vyšla jako statisticky významně odlehlá, a tudíž nebyla započítávána do statistických vyhodnocení. Výsledky měření pH byly otestovány přes interval spolehlivosti průměru a koeficient odvozený Deanem a Dixonem (Eckschlager *et al.* 1980) s danou hladinou významnosti ( $\alpha = 0,05$ ). Vzorky A, D a E (nejnižší hodnoty) jsou statisticky rozdílné od hodnot vzorků C i B. Navíc vzorek B je statisticky rozdílný od všech vzorků (nejvyšší hodnoty).

#### 4.5 Naměřené hodnoty kationtové výměnné kapacity

**Tabulka 8.** Stanovení kationtové výměnné kapacity [mmol chem. ekv. /1 000 g]

Vzorek	Opakování				Průměr
	1	2	3	4	
A	0	751	639	671	687 ± 146
B	151	231	253	146	196 ± 98
C	0	0	0	0	0
D	0	0	0	0	0
E	0	0	0	0	0

Vzorek A1 byl podroben Grubbsovu testu a hodnota s iontovýměnnou kapacitou vyšla jako statisticky významně odlehlá, a tudíž nebyla započítávána do statistického vyhodnocení. Výsledky stanovení kationtové výměnné kapacity byly otestovány přes interval spolehlivosti průměru a koeficient odvozený Deanem a Dixonem (Eckschlager *et al.* 1980) s danou hladinou významnosti ( $\alpha = 0,05$ ). Byl průkazně stanoven rozdíl mezi vzorky A (nejvyšší hodnoty) a B. Vzorky C, D a E (nejnižší hodnoty) se mezi sebou nelišily, ale odlišovaly se od vzorku A a B.

#### 4.6 Stanovené hodnoty kyselé hydrolýzy

**Tabulka 9.** Analýza jednotlivých frakcí uhlíku [%]

Vzorek	Frakce			
	1	2	3	4
<b>A</b>	21,5	25,4	29,1	24,0
<b>B</b>	28,2	26,9	25,6	19,3
<b>C</b>	33,1	27,5	22,3	17,1
<b>D</b>	36,4	28,1	20	15,5
<b>E</b>	14,7	19,4	44,7	21,2

Frakce č. 1 představuje labilní frakce, frakce č. 2 semilabilní frakce, frakce č. 3 semistabilní frakce a frakce č. 4 je možno s jistou nepřesností považovat za frakci ligninu a humusu. Za předpokladu, že kvalita humusu ve vzorcích A, B, C a D je stejná (protože podmínky humifikace byly totožné), je nejlepšími výsledků podle obsahu frakce č. 4 dosaženo ve vzorcích A. Nejhorší jsou vzorky D.

## 5 Diskuze

Kvalita kompostu by měla být posuzována podle obsahu vytvořeného humusu (Vaněk *et al.* 2016). Nejjednodušší metoda zjištění přítomnosti humusu je metoda stanovení KVK dle Sandhoffa (Váchalová *et al.* 2014). Někteří současní autoři (Pokorný *et al.* 2007) však zjišťují kvantitu humusu přepočítáváním oxidovatelného uhlíku na mokré cestě přes koeficient 1,724. Zmíněný přepočít je klamný, jelikož vychází z nepravdivého stanovení humusového uhlíku a více nereálného přepočítávacího koeficientu (Váchalová *et al.* 2016). Nejen v tuzemsku ale i v zemích Evropské unie neexistuje norma, která ukládá povinnost stanovovat kvalitu a kvantitu humusu v prodávaném kompostu (Lasaridi *et al.* 2006).

KVK kompostu s urychlovací přísadou A vyšla uspokojivě a lepší v porovnání s urychlovačem složeným z vápence, které testoval Maroušek *et al.* (2016). Pozitivně se projevil faktor času u urychlovací přísady A, protože KVK vzrostla více než dvakrát oproti výsledku Hájka (2015). Na lepším průběhu kompostovacího procesu se mohl podílet i přítomný hořčík, jak také popisuje Lee *et al.* (2009), a nepochybně i optimální hodnota pH (Beck-Friis *et al.* 2003, Sotáková 1982).

I když popel obsahuje hodně vápníku a samotný popel působí pozitivně jako hnojivo (Ochecová *et al.* 2014), efekt nahrazení dolomitického vápence v kompostech B se nedostavil. I když popel neměl KVK, dosahovalo se takřka třetinových hodnot KVK kompostů B (s popelem) oproti kompostům A. Vyšší vodní retenční kapacita kompostu při odebírání byla pravděpodobně způsobena přítomností solí (Na, K), jak popisuje Sánka *et al.* (2014). Kompost C (se Šindeleho minerály) neobsahoval KVK. Je možné, že přídavek Šindeleho minerálů byl tak značný, že mikroprvky působily inhibičně na mikroorganismy. Podobný fakt popisuje Lee *et al.* (2009) ale s potřebným fosforem. Jednotlivé prvky se mohly zúčastnit přeměny organických látek za vzniku látek hůře rozložitelných nebo toxických pro mikroorganismy (Krull *et al.* 2003, Poirier *et al.* 2003). Elektrická vodivost výluhu (počáteční hodnoty vodivosti) byla zvýšená v kompostech B (takřka trojnásobně) i C (značně). Je zde tedy vysoké nebezpečí ve značném osmotickém tlaku půdního

roztoku zvláště na kořenové vlášení mladých rostlin, na který upozorňuje Vaněk *et al.* (2016).

V porovnání přísad A i B s přísadami běžně prodávanými na tuzemském trhu je možno tvrdit s mírnou odchylkou, že i přísada s popelem je několikanásobně efektivnější než všechny vyjmenované komerční produkty (mimo přípravku BioAktiv) v kapitole 3.1 Průzkum urychlovacích přísad, které testoval Maroušek *et al.* (2016).

U kontrolního vzorku D nebyla zjištěna KVK ani vyšší zastoupení stabilní frakce. Lze konstatovat, že samotná travní hmota není vhodný materiál ke kompostování a musí být vždy promíchána s jiným materiálem, např. se štěpkou a kejdou, jak uvádí Plíva *et al.* (2009). Samozřejmě, že fulvokyseliny i potažmo huminové kyseliny mohly vzniknout, ale vzápětí byly nejspíše rozloženy mikroorganismy, jelikož nebyly stabilizovány na jílových částicích, jak doporučují Wiseman a Püttmann (2006). Dále je viděn jasný poznatek, že humifikace v přírodních podmínkách potřebuje hodně času, což potvrzuje Brady a Weil (2002), Stevenson (1994) aj. Avšak po optimalizaci podmínek kompostování (přísada A) je možno spatřit pozitivní efekt pro humifikaci.

Podstatná KVK kompostu E nebyla zjištěna, přestože proces kompostování byl podstatně delší než u Iqbala *et al.* (2012), který popisuje znatelný nárůst KVK. Podle součtu frakce uhlíku č. 1 a č. 2 lze usuzovat hloubku transformace organické hmoty, tj. mineralizace a humifikace dohromady. Nejlépe probíhala transformace ve vzorcích E. Jelikož hmota vzorku E má k frakci č. 3 relativně malou frakci č. 4, je možno usuzovat, že transformace proběhla převážně jen jako mineralizace. Ovšem s přihlédnutím ke kratší délce a vysoké teplotě v průběhu kompostování je i možné, že humifikace probíhala a vzniklo velké množství nízkomolekulárních kyselin, které by zatím byly zastoupené pouze ve frakci č. 3. Jelikož vstupní suroviny byly velice labilní (zbytky sena, exkrementy zvířat apod.), mikroorganismy je převážně spálily, teplo uniklo a nezbylo pro pozdní humifikaci. Kompostovat hovězí mrvu se v krátké době zatím neosvědčilo, když jí ke kompostování doporučuje Smical *et al.* (2016). Nabízí se zde možnost, kombinovat zmíněnou labilní hmotu se stabilní, např. digestátem (Plíva *et al.* 2016, Szymanska *et al.* 2016), aby se dodalo více substrátu pro humifikaci a efektivněji se využilo vznikající teplo.

Smårs *et al.* (2002) poukazují na nejlepší podmínky tvorby humusu při pH 7-8. Zmíněná hodnota byla dodržena u všech vzorků, ale humus u všech vzorků dosahovalo různých parametrů. Optimální teplotu 8 °C radí Bómischová-Franklová (1974), teplotu 25 – 30 °C a retenční vodní kapacitu 60 – 80 % doporučuje Sotáková (1982), Baier a Baierová (1985) uvádí teplotu 40 – 45 °C. Tyto podmínky byly relativně udrženy v kompostu E, ale nejspíše po krátkou dobu. Lze proto konstatovat a souhlasit s Conantem *et al.* (2011), Smårs *et al.* (2002) i se Sotákovou (1982), že humifikační procesy nelze jednoduše řídit, protože jsou ovlivňovány velkým množstvím okolních faktorů (vlhkost, suroviny, atd.), které zatím nejsou dostatečně popsány.

## 6 Závěr

Námi navržená přísada A se pozitivně projevila při kompostování travní hmoty podstatným nárůstem KVK oproti kontrolnímu vzorku. Popel v přísadě B také podpořil humifikaci, avšak podstatně méně než dolomitický vápenec v přísadě A. Přídavek Šindeleho minerálů v přísadě působil spíše inhibičně při humifikaci. Ze samostatné travní hmoty (kontrola D) se za 22 měsíců nevytvořilo znatelné množství humusu. Z pohledu zemědělské praxe také nevzniklo prokazatelné množství humusu i v maloprovozním kompostu E za 1 rok intenzivnější výroby.

Výsledky dokázaly, že urychlení kompostovacího procesu zajisté může prohloubit a zrychlit proces hydrolýzy a oxidace labilních organických látek. Lze tak postupovat při výrobě tzv. komunálních kompostů (v podstatě průmyslové komposty) a použitá kompostovací přísada hlavně svým vápníkem, hořčíkem a pufrací kapacitou může tento proces významně urychlit a prohloubit. Bohužel u zemědělských kompostů, kde se oceňuje obsah skutečného humusu s vysokou iontovýmennou kapacitou, je urychlení procesu kompostování vyšší teplotou i při použití kompostovací přísady málo účelné. Dlouhou dobu humifikace se střídáním teplot zatím nelze významně nahradit.

## 7 Seznam použité literatury

- Adair, E. C., Parton, W. J., Del Grosso, S. J., Silver, W. L., Harmon, M. E., Hall, S. A., Burke, I. C., Hart, S. C. (2008): Simple three-pool model accurately describes patterns of long-term litter decomposition in diverse climates. *Global Change Biology*, 14(11), 2636-2660.
- Amelung, W., Zech, W. (1996): Organic species in ped surface and core fractions along a climosequence in the prairie, North America. *Geoderma*, 74(3-4), 193-206.
- Appuh, A., Jeorgensen, R. G., Raubuch, M., Scheller, E., Wike, B. (2004): The automated determinativ of glucosamine, galaktosamine, muramic acid, and mannosamine in soil and root hydrolysates by HPLC. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167, 17-21.
- Aydn, G. A., Kocasoy, G. (2003): Investigation of Appropriate Initial Composition and Aeration Method for Co-composting of Yard Waste and Market Wastes. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 38(2), 221-231.
- Baier, J., Baierová, V. (1985): Abeceda výživy rostlin a hnojení. Vyd. 1. Praha: Státní zemědělské nakladatelství, 360 s.
- Baisden, W. T., Amundson, R., Cook, A. C., Brenner, D. L. (2002): Turnover and storage of C and N in five density fractions from California annual grassland surface soils. *Global Biogeochemical Cycles*, 16(4), 11-17.
- Baldock, J. A. (2007): Composition and cycling of organic carbon in soil. In *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems*, Springer Berlin Heidelberg, 1-35.
- Baldock, J. A., Krull, E. S., Skjemstad, J. O. (2004): Functions of soil organic matter and the effect on soil properties. *Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting*, 25-31.
- Baldock, J. A., Nelson, P. N. (2000): Soil organic matter. In: Sumner, Malcolm E., (ed.) *Handbook of Soil Science*, B25-B84.

- Baldock, J. A., Skjemstad, J. O. (1999): Soil organic carbon/soil organic matter. In: Peverill, K. L., Sparrow, L. A., Reuter, D. J. (eds): Soil analysis: an interpretation manual. *CSIRO Publishing*, 159-170.
- Beck-Friis, B., Smårs, S., Jönsson, H., Eklind, Y., Kirchmann, H. (2003): Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization*, 11(1), 41-50.
- Beyer, L., Pingpank, K., Sieling, K. (2002): Soil organic matter in temperate arable land and its relationship to soil fertility and crop production. *Soil Fertility and Crop Production, Science Publishers*, 189-212.
- Bonanomi, G., Gaglione, S. A., Cesarano, G., Sarker, T. C., Pascale, M., Scala, F., Zoina, A. (2017): Frequent Applications of Organic Matter to Agricultural Soil Increase Fungistasis. *Pedosphere*, 27(1), 86-95.
- Bómischová-Franklová, S. (1974): The effect of temperature on the mineralization of the organic matter soil. *Rostlinná výroba*, 20(8), 823-829.
- Brady, N., Weil, R. R. (2002): The nature and properties of soils. *Pearson Education Ltd.*, 5, 359-387.
- Breulmann, M., Boettger, T., Buscot, F., Gruending, R., Schulz, E. (2016): Carbon storage potential in size-density fractions from semi-natural grassland ecosystems with different productivities over varying soil depths. *Science of The Total Environment*, 545, 30-39.
- Brye, K. R., Gower, S. T., Norman, J. M., Bundy, L. G. (2002): Carbon budgets for a prairie and agroecosystems: effects of land use and interannual variability. *Ecological Applications*, 12(4), 962-979.
- Campbell, C. A., Paul, E. A., Rennie, D. A., McCallum, K. J. (1967): Applicability of the carbon-dating method of analysis to soil humus studies. *Silo Scienci*, 104, 217-224.



- Castellano, M. J., Mueller, K. E., Olk, D. C., Sawyer, J. E., Six, J. (2015): Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global change biology*, 21(9), 3200-3209.
- Conant, R. T., Ågren, G. I., Birge, H. E., Bradford, M. A., Davidson, E. A., Eliasson, P., Evans, S., Frey, S. D., Giargina, Ch. D., Hopkons, F. M., Hyvönen, R., Kirschbaum, Lavallee, J. M., Leifeld, J., Parton, W. J., Ryan, R. M., Steinweg, J. M., Wallenstein, M. D., Wetterstedt, J. A. M. (2011): Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*, 17(11), 3392-3404.
- Conde, F. J., Afonso, A. M., González, V., Ayala, J. H. (2006): Optimization of an analytical methodology for the determination of alkyl- and methoxy-phenolic compounds by HS-SPME in biomass smoke. *Analytical and bioanalytical chemistry*, 385(7), 1162-1171.
- Conte, P., Agretto, A., Spaccini, R., Piccolo, A. (2005): Soil remediation: humic acids as natural surfactants in the washings of highly contaminated soils. *Environmental pollution*, 135(3), 515-522.
- Daur, I. (2016): Study of commercial effective microorganism on composting and dynamics of plant essential metal micronutrients. *Journal of Environmental Biology*, 37(5), 937.
- Demeyer, A., Voundi, N., J., C., Verloo, M., G. (2001): Characteristics of wood ash and influence on soil properties and nutrient uptake: an overview. *Bioresource Technology, Elsevier*, 77(3), 287-295.
- Eusterhues, K., Rumpel, C., Kleber, M., Kögel-Knabner, I. (2003): Stabilisation of soil organic matter by interactions with minerals as revealed by mineral dissolution and oxidative degradation. *Organic Geochemistry*, 34(12), 1591-1600.
- Fließbach, A., Oberholzer, H. R., Gunst, L., Mäder, P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1), 273-284.

- Follett, R. F. (2001): Soil management concepts and carbon sequestration in cropland soils. *Soil and Tillage Research*, 61(1), 77-92.
- Franco-Andreu, L., Gomez, I., Parrado, J., Knicker, H., Tejada, M. (2017): The Effect of Severe Drought on the Evolution of Urban and Manure Wastes in an Agricultural Soil in Mediterranean Ecosystems. *Land Degradation & Development*, 28(2), 773-782.
- Franzluebbers, A. J. (2002): Soil organic matter stratification ratio as an indicator of soil quality. *Soil and Tillage Research*, 66(2), 95-106.
- Friedel, J. K., Scheller, E. (2002): Composition of hydrolysable amino acids in soil organic matter and soil microbial biomass. *Soil Biol Biochem*, 34, 315-325.
- Ghabbour, E. A., Davies, G. (1999): *Understanding humic substances: advanced methods, properties and applications*. Cambridge: The Royal Society of Chemistry. Special publication of the Royal Society of Chemistry, 286 s. ISBN 0-85404-799-9.
- Ghaffari, S., Sepahi, A. A., Razavi, M. R., Malekzadeh, F., Haydarian, H. (2011): Effectiveness of inoculation with isolated *Anoxybacillus* sp. MGA110 on municipal solid waste composting process. *African Journal of Microbiology Research*, 5(30), 5373-5378.
- Grandy, A. S., Robertson, G. P. (2007): Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems*, 10(1), 59-74.
- Guillet, B. (1979): Etude du renouvellement des matières organiques des sols par les radioisotopes (<sup>14</sup>C). *Pédologie*, 2, 210-226.
- Han, X., Zhao, F., Tong, X., Deng, J., Yang, G., Chen, L., Kang, D. (2017): Understanding soil carbon sequestration following the afforestation of former arable land by physical fractionation. *Cantena*, 150, 317-327.
- Haynes, R. J. (2005): Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in agronomy*, 85, 221-268.
- Hájek, F. (2015): Urychlovací přísada pro kompostéry a zahrádkářské komposty. České Budějovice, 59 s.

- Hejátková, K. (2008): Řešení bioodpadů v regionu. Vyd. 1. Náměšť nad Oslavou: Zemědělská a regionální agentura, o. s., 60 s. ISB 80-903548-8-2.
- Hejátková, K., Dvorská, I., Jalovecký, J., Kohoutek, A., Kollárová, M., Mičánková, K., Plíva, P., Valentová, L., Vorlíček, Z. (2007): Kompostování přebytečné travní biomasy: metodická pomůcka. Vyd. 1. Náměšť nad Oslavou: Zera - Zemědělská a ekologická regionální agentura, 74 s. ISBN 80-903548-6-6.
- Hraško, J. (1962): Rozbory pôd. Bratislava: Slovenské vydavateľstvo pôdohospodárskej literatúry, 335 s.
- Chan, K. Y., Bowman, A., Oates, A. (2001): Oxidizable organic carbon fractions and soil quality changes in an oxic paleustalf under different pasture leys. *Soil Science*, 166(1), 61-67.
- Chang, J. I., Tsai, J. J., Wu, K. H. (2006): Thermophilic composting of food waste. *Bioresource technology*, 97(1), 116-122.
- Christensen, B. T. (2001): Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52(3), 345-353.
- Iinuma, Y., Herrmann, H. (2003): Method development for the analysis of particle phase substituted methoxy phenols and aromatic acids from biomass burning using capillary electrophoresis/electrospray ionization mass spectrometry (CE/ESI-MS). *Journal of Chromatography A*, 1018(1), 105-115.
- Iqbal, M. K., Khan, R. A., Nadeem, A., Hussnain, A. (2012): Comparative study of different techniques of composting and their stability evaluation in municipal solid waste. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 34(2), 273-282.
- Jáchym, P. (2017): slovní sdělení. Zástupce firmy Hasit.
- Jelínek, A., Hejátková, K., Macourek, M., Novák, P., Ostratický, R., Plíva, P., Šrefl, J., Vostál, D., Vstoupal, B., Zemánek, P., Zimová, M. (2002): Faremní kompost vyrobený kontrolovaným mikrobiálním procesem: realizační pomůcka

pro zpracování podnikové normy. Vyd. 1. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 73 s. ISBN 80-238-8539-1

Jerzykiewicz, M. (2012): Humic and hmatomelanic acids interaction with lanthanide ions. *Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy*, 96, 127-131.

Jinbo, Z., Changchun, S., Wenyan, Y. (2006): Land use effects on the distribution of labile organic carbon fractions through soil profiles. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 660-667.

John, B., Yamashita, T., Ludwig, B., Flessa, H. (2005): Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma*, 128(1), 63-79.

Jusoh, M. L. C., Manaf, L. A., Latiff, P. A. (2013): Composting of rice straw with effective microorganisms (EM) and its influence on compost quality. *Iranian journal of environmental health science & engineering*, 10(1), 17.

Kleber, M., Johnson, M. G. (2010): Advances in Understanding the Molecular Structure of Soil Organic Matter: Implications for Interactions in the Environment. *Advances in Agronomy*, 106, 77-142.

Kolář (2017): ústní sdělení.

Kolář, L., Kužel, S. (2000): Odpadové hospodářství. Vyd. 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, 193 s. ISBN 80-7040-449-3.

Kolář, L., Kužel S., Borová-Batt, J. (2010): Agrochemical value of the liquid phase of wastes from fermenters during biogas production. *Plant, Soil and Environment*, 56, (1): 23-27.

Kolář, L., Kužel, S., Borová-Batt, J., Peterka, J. (2011): Utilisation of waste from digesters for biogas production. In Marco Aurélio dos Santos Bernardes (ed.). *Biofuels engineering process technology*, 191-220.

- Kolář, L., Moudrý, J., Kopecký, M. (2014): Humus / Kniha o humusu. Náměšť nad Oslavou: Zera - Zemědělská a ekologická regionální agentura, 25 s. ISBN 978-80-87226-34-6.
- Kollárová, M., Plíva, P. (2008): Kompostování travní hmoty z údržby trvalých travních porostů: metodika pro praxi. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 24 s. ISBN 978-86884-36-2.
- Kopecký, M., Kolář, L., Batt, J. (2015): The new method of determination of the quantity and quality of primary soil organic matter and humus. Proceedings from International Conference: Soil-non-renewable environmental resource. Brno: Mendel University, 135-142. ISBN 978-80-7509-322-6.
- Kögel-Knabner, I. (2002): The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 34(2), 139-162.
- Krull, E. S., Baldock, J. A., Skjemstad, J. O. (2003): Importance of mechanisms and processes of the stabilisation of soil organic matter for modelling carbon turnover. *Functional Plant Biology*, 30(2), 207-222.
- Kubát, J., Cerhanová, D., Mikanová, O., Šimon, T. (2008): Metodika hodnocení množství a kvality půdní organické hmoty v orných půdách. Metodika pro praxi. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v. v. i., 34 s. ISBN 978-80-87011-65-2.
- Kuraš, M. (2014): Odpady a jejich zpracování. Chrudim: Vodní zdroje Ekomonitor, 343 s. ISBN 978-80-86832-80-7.
- Lacatusu, R., Lacatusu, A. R., Capatana, R., Moraru, I. R., Vrinceanu, A. (2016): The effect of an organic fertilizer made by free organic waste recycling on the growth and productivity of corn. *International Multidisciplinary Scientific GeoConference-SGEM*, 2, 371-378.
- Lai, R. (2002): Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental pollution*, 116(3), 353-362.
- Lai, R. (2003): Soil erosion and the global carbon budget. *Environ*, 29(4), 437-450.

- Lai, R. (2004): Agricultural activities and the global carbon cycle. *Nutr cycle Agroecosys*, 70, 103-116.
- Lai, R. (2016): Beyond COP 21: potential and challenges of the “4 per Thousand” initiative. *J. Soil Water Conserv*, 71, 20A-25A.
- Larré-Larrouy, M. C., Thuriès, L. (2006): Does the methoxyl group content of the humic acid-like fraction of composts provide a criterion to evaluate their maturity?. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(9), 2976-2979.
- Lasaridi, K., Protopapa, I., Kotsou, M., Pilidis, G., Manios, T., Kyriacou, A. (2006): Quality assessment of composts in the Greek market: the need for standards and quality assurance. *Journal of Environmental Management*, 80(1), 58-65.
- Lavelle, P., Spain, A. V. (2001): Soil ecology. Netherlands: Springer Science & Business Media, 654 s. ISBN 1-4020-0490-7.
- Leifeld, J., Kögel-Knabner, I. (2005): Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use?. *Geoderma*, 124(1), 143-155.
- Liao, J. D., Boutton, T. W., Jastrow, J. D. (2006): Storage and dynamics of carbon and nitrogen in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(11), 3184-3196.
- Lopez-Sangil, L., Rovira, P. (2013): Sequential chemical extractions of the mineral-associated soil organic matter: An integrated approach for the fractionation of organo-mineral complexes. *Soil Biology and Biochemistry*, 62, 57-67.
- Lee, J. E., Rahman, M. M., RA, C. S. (2009): Dose effects of Mg and PO<sub>4</sub> sources on the composting of swine manure. *Journal of Hazardous Materials*, 169, 1-3.
- Maia S. M. F., Xavier F. A. S., Oliveira T. S., Mendonca, E. S., Filho J. A. A. (2007): Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceara. *Agroforestry Systems*, 71, 127-138.
- Malamoud, K., McBratney, A. B., Minasny, B., Field, D. J. (2009): Modelling how carbon affects soil structure. *Geoderma*, 149(1), 19-26.

- Maroušek, J., Hašková, S., Zeman, R., Žák, J., Vaníčková, R., Maroušková, A., Myšková, K., Váchal, J. (2016): Polemics on ethical aspects in the compost business. *Science and engineering ethics*, 22(2), 581-590.
- Martens, D. A., Loeffelmann, K. L. (2002): Improved accounting of carbohydrate carbon from plants and soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 34, 1393-1399.
- Martens, D. A., Loeffelmann, K. L. (2003): Soil amino acid composition quantified by acid hydrolysis and anion chromatography-pulsed amperometry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51, 6521-6529.
- Matějů, V. (ed.) [2006]: Kompendium sanačních technologií. Chrudim. *Vodní zdroje Ekomonitor*, 255 s. ISBN 80-86832-15-5.
- Meinshausen, M., Meinshausen, N., Hare, W., Raper, S. C. B., Frieler, K., Knutti, R., Frame, D. J., Allen, M. R. (2009): Greenhouse-gas emission targets for limiting global warming to 2°C. *Nature*, 458(7242), 1158-1162.
- Michalzik, B., Kalbitz, K., Park, J. H., Solinger, S., Matzner, E. (2001): Fluxes and concentrations of dissolved organic carbon and nitrogen-a synthesis for temperate forests. *Biogeochemistry*, 52(2), 173-205.
- Misra, M. K., Ragland, K. W., Baker, A. J. (1992): Wood ash composition as a function of furnace temperature. *Biomass and Bioenergy*, 4(2), 113-116.
- Muller, P. E. (1887): Studien über die natürlichen Humusformen und deren Einwirkungen auf Vegetation und Boden. *Springer*.
- Muscolo, A., Settineri, G., Papalia, T., Attinà, E., Basile, C., Panuccio, M. R. (2017): Anaerobic co-digestion of recalcitrant agricultural wastes: Characterizing of biochemical parameters of digestate and its impacts on soil ecosystem. *Science of The Total Environment*, 586, 746-752.
- Neff, J. C., Asner, G. P. (2001): Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. *Ecosystems*, 4(1), 29-48.
- Němeček, J., Smolíková, L., Kutílek, M. (1990): Pedologie a paleopedologie. Praha: Aca-Demia, 546 s. ISBN 80-200-0153-0.

- Ohno, T. (1992): Neutralization of soil acidity and release of phosphorus and potassium by wood ash. *Journal of environmental quality*, 21(3), 433-438.
- Ochecová, P., Tlustos, P., Szakova, J. (2014): Wheat and soil response to wood fly ash application in contaminated soils. *Agronomy Journal*, 106(3), 995-1002.
- Palta, J. A., Chen, X., Milroy, S. P., Rebetzke, G. J., Dreccer, M. F., Watt, M. (2011): Large root systems: are they useful in adapting wheat to dry environments? *Functional Plant Biology*, 38(5), 347-354.
- Pan, H., Yu, H., Song, Y., Liu, R., Du, E. (2017): Application of solid surface fluorescence EEM spectroscopy for tracking organic matter quality of native halophyte and furrow-irrigated soils. *Ecological Indicators*, 73, 88-95.
- Perná, I., Ochecová, P., Száková, J., Hanzlíček, T., Tlustoš, P. (2016): Determination of Plant-Available Nutrients in Two Wood Ashes: The Influence of Combustion Conditions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 47(13-14), 1664-1674.
- Peterka, J., Batt J., Váchalová, R., Broučková, V., Kolář, L. (2016): Kvalita kompostů - ale jaká? *Úroda*. Praha: Profi Press, 64(12), 35-37.
- Plíva, P. (2006): Zakládání, průběh a řízení kompostovacího procesu. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 65 s. ISBN: 80-86884-11-2.
- Plíva, P. (2008): Strojní vybavení kompostovací linky. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 16 s. ISBN: 978-80-86884-33-2.
- Plíva, P. (2009): Kompostování v pásových hromadách na volné ploše. Vyd. 1. Praha: Profi Press, 136 s. ISBN 978-80-86726-32-8.
- Plíva, P., Altmann, V., Hanč, A., Hejátková, K., Roy, A., Valentová, L. (2016): Kompostování a kompostárny. Praha: Profi Press, 149 s. ISBN 978-80-86726-74-8.
- Poirier, N., Derenne, S., Balesdent, J., Mariotti, A., Massiot, D., Largeau, C. (2003): Isolation and analysis of the non-hydrolysable fraction of a forest soil and an arable soil (Lacadée, southwest France). *European Journal of Soil Science*, 54(2), 243-255.



- Pokorný, E., Šarapatka, B., Hejátková, K. (2007): Metodická pomůcka: Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku. Náměšť nad Oslavou: Zera – Zemědělská a ekologická regionální agentura, o. s., 28 s. ISBN 80-903548-5-8.
- Pospíšilová, L. (2012): Nedegradační metody studia kvality přírodních humusových látek: původní vědecká práce. Vyd. 1. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 153 s. ISBN 978-80-7375-662-8.
- Pospíšilová, L., Vlček, V., Hybler, V., Hábová, M., Jandák, J. (2016): Standardní analytické metody parametrů půd: vědecká monografie. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 122 s. ISBN 978-80-7509-438-4.
- Poulenard, J., Michel, J. C., Bartoli, F., Portal, J. M., Podwojewski, P. (2004): Water repellency of volcanic ash soil from Ecuadorian páramo: effect of water content and characteristics of hydrophobic organic matter. *European Journal of Soil Science*, 55, 487-496.
- Preston, C. M., Trofymow, J. A., Niu, J., Sayer, B. G. (1997): <sup>13</sup>C nuclear magnetic resonance spectroscopy with cross-polarization and magic-angle spinning investigation of the proximate-analysis fractions used to assess litter quality in decomposition studies. *Canadian Journal of Botany*, 75(9), 1601-1613.
- Robertson, G. P. (1999): Standard soil methods for long-term ecological research. Oxford: *Oxford University Press*, 462 s. ISBN 0-19-512083-3.
- Rovira, P., Vallejo, V. R. (2007): Labile, recalcitrant and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 2002-2015.
- Rumpel, C., Seraphin, A., Goebel, M. O., Wiesenberg, G., Gonzales-Vila, F., Bachmann, J., Kögel-Knabner, I. (2004): Alkyl C and hydrophobicity in B and C horizons of an acid forest soil. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(6), 685-692.
- Sánka, M., Hofman, J., Váchal, R., Čupr, P., Čechmánková, J., Sánka, O., Mikeš, O., Skálal, J., Horváthová, V., Šindelářová, L., Vašíčková, J., Nečasová, A. (2014): Metodické postupy k omezení vstupu rizikových látek do rostlinné produkce v oblastech postižených periodickými povodněmi. Výzkumný ústav meliorací

a ochrany půdy, v. v. i. Brno: Masarykova univerzita v Brně, 52 s.  
ISBN 978-80-87361-39-9.

- Serafimova, E. K., Mladenov, M., Mihailova, I., Pelovski, Y. (2011): Study on the characteristics of waste wood ash. *Journal of the University of Chemical Technology and Metallurgy*, 46(1), 31-34.
- Schmidt, M. W., 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., E. Trumbore, S. E., Nannipieri, P. (2011): Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), 49-56.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004): A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79, 7-31.
- Six, J., Paustian, K., Elliott, E. T., Combrink, C. (2000): Soil structure and organic matter I. Distribution of aggregate-size classes and aggregate-associated carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 681-689.
- Skjemstad, J. O., Spouncer, L. R., Cowie, B., Swift, R. S. (2004): Calibration of the Rothamsted organic carbon turnover model (RothC ver. 26.3), using measurable soil organic carbon pools. *Soil Research*, 42(1), 79-88.
- Smårs, S., Gustafsson, L., Beck-Friis, B., Jönsson, H. (2002): Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology*, 84(3), 237-241.
- Smical, I., Muntean, A., Micle, V. (2016): Influence of some natural organic additives on the quality of metal compost. *Environmental Engineering & Management Journal*, 15(5), 74-78.
- Soon, Y. K., Arshad, M. A., Haq, A., Lupwayi, N. (2007): The influence of 12 years of tillage and crop rotation on total and labile organic carbon in a sandy loam soil. *Soil and Tillage research*, 95(1), 38-46.
- Sotáková, S. (1982): Organická hmota a úrodnost' půdy. Bratislava: Příroda, 234 s.

- Stevenson, F. J. (1994): Humus chemistry: genesis, composition, reactions. John Wiley & Sons, 496 s. ISBN 0-471-59474-1.
- Stoskmann, U., Padarian, J., McBratney, A., Minasny, B., De Brogniez, D., Montanarella, L., Hong, S. Y., Rawlins, B. G., Field, D. J. (2015): Global soil organic carbon assessment. *Global Food Security*, 6, 9-16.
- Strawn, D. G., Bohn, H. L., O'Connor, G. A. (2015): Soil chemistry. John Wiley & Sons, 375 s. ISBN 978-1-118-62925-3.
- Szymanska, M., Szara, E., Sosulski, T., Wrzosek-Jakubowska, J., Gworek, B. (2016): Changes in the chemical properties of solid fraction of digestate from biogas plant during co-composting. *Przemysl Chemiczny*, 95(3), 577-580.
- Šarapatka, B. (2014): Pedologie a ochrana půdy. Olomouc: Univerzita Palackého v Olomouci, 232 s. ISBN 978-80-244-3736-1.
- Tan, K. H. (2014): Humic matter in soil and the environment: principles and controversies. Books in soils, plants, and the environment. USA: CRC Press, 495 s. ISBN 978-1-4822-3445-9.
- Tirol-Padre, A., Ladha, J. K. (2004): Assessing the reliability of permanganate-oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. *Soil Science Society of America Journal*, 68(3), 969-978.
- Tuomela, M., Vikman, M., Hatakka, A., Itävaara, M. (2000): Biodegradation of lignin in a compost environment: a review. *Bioresource Technology* 72, 169-183.
- Ulery, A. L., Graham, R. C., Amrhein, C. (1993): Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 156(5), 358-364.
- Valmis, S., Dimoyiannis, D., Danalatos, N. G. (2005): Assessing interrill erosion rate from soil aggregate instability index, rainfall intensity and slope angle on cultivated soils in central Greece. *Soil and Tillage Research*, 80(1), 139-147.
- Vaněk, V., Balík, J., Pavlík, M., Pavlíková, D., Tlustoš, P. (2016): Výživa a hnojení polních plodin. Praha: Profi Press, 224 s. ISBN 978-80-86726-79-3.

- Váchalová, R. (2012): Aerobní zpracování biomasy: studijní texty pro obor "Biotechnologie využití a zpracování fytomasy". Vyd. 1. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 150 s. ISBN 978-80-7394-379-0.
- Váchalová, R., Borová-Batt, J., Kolář, L., Váchal, J. (2014): Selectivity of Ion Exchange as a Sign of Soil Quality. *Communications in soil science and plant analysis*, 45(20), 2673-2679.
- Váchalová, R., Kolář, L., Muchová, Z. (2016): Primární organická půdní hmota a humus, dvě složky půdní organické hmoty: vědecká monografie. Nitra: Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, 122 s. ISBN 978-80-552-1467-2.
- Wiseman, C. L. S., Püttmann, W. (2005): Soil organic carbon and its sorptive preservation in central Germany. *European Journal of Soil Science*, 56(1), 65-76.
- Wiseman, C. L. S., Püttmann, W. (2006): Interactions between mineral phases in the preservation of soil organic matter. *Geoderma*, 134(1), 109-118.
- Xinhui, H., Fazhu, Z., Xiaogang, T., Jian, D., Giahe, Y., Liming, Ch., Di, K. (2017): Understanding soil carbon sequestration following the afforestation of former arable land by physical fractionation. *Catena*, 150, 317-327.
- Zbiral, J., Honsa, I., Malý, M., Váňa, M. (2011): Analýza půd. Vyd. 3., přeprac. a rozš. Brno: Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, 253 s. ISBN 9788074010446.
- Zemánek, P. (2001): Speciální mechanizace: mechanizační prostředky pro kompostování. Vyd. 1. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, 113 s. ISBN 80-7157-561-5.
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Bird, Conen, F., M. I., Meir, P. (2012): Understanding soil carbon sequestration following the afforestation of former arable land by physical fractionation. *Biogeochemistry*, 107, 423-432.

## 8 Seznam použitých internetových zdrojů

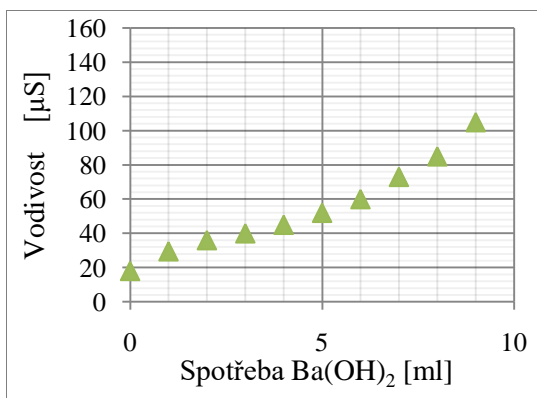
- Anonym č. 1 (2017): Aktuální ceník surovin, Cihelna Bratronice. [online]. [cit. 2017-02-01]. Dostupné z: <http://www.cihelnabratronice.cz/index.php?nid=2679&lid=cs&oid=1684608>
- Anonym č. 2 (2017): Bio – P4 Komposty – do kompostů. [online]. [cit. 2017-04-01]. Dostupné z: <http://www.bio-enzym.eu/eshop/49>
- Anonym č. 3 (2017): Hnojivo agro urychlovač kompostu. [online]. [cit. 2017-04-01]. Dostupné z: <https://substraty-hnojiva.heureka.cz/agro-urychlovac-kompostu-1-1/specifikace/#section>
- Anonym č. 4 (2017): Urychlovač kompostů Orgamin – Biokompost. [online]. [cit. 2017-04-01]. Dostupné z: <http://www.danesi-shop.cz/urychlovac-kompostu-1-kg-forestina/d-75903/>
- Anonym č. 5 (2017): Urychlovač zrání kompostu - Bio kompostér.[online]. [cit. 2017-04-02]. Dostupné z: <http://www.druchema.cz/z229-bio-komposter>
- Anonym č. 6 (2017): BioAktiv pro kompost. [online]. [cit. 2017-04-02]. Dostupné z: <http://www.bioaktiv.cz/produkty/ostatni/bioaktiv-pro-kompost/>
- Anonym č. 7 (2017): Urychlovač kompostů – Biokompost. [online]. [cit. 2017-04-03]. Dostupné z: <http://bakterie-a-enzymy.cz/urychlovac-kompostu-biokompost>
- Kalbermatten, R. (2010): Analysis Schindeles minerals, *Phyto-Consulting*. [online]. [cit. 2017-03-02]. Dostupné z: [https://www.regenerativenutrition.com/assets/schindeles\\_folder\\_en.pdf](https://www.regenerativenutrition.com/assets/schindeles_folder_en.pdf)
- Klír, J. (2016): Průměrný přívod živin do půdy ve statkových hnojivech. [online]. [cit. 2017-02-01]. Dostupné z: <http://www.agronormativy.cz/genframes;jsessionid=D6A81D6F0AFFE5C18B42F468C66CE555?thl=2&snid=6389&otn=str1>

- Krull, E. S., Skjemstad, J. O., Baldock, J. A. (2004): *Functions of soil organic matter and the effect on soil properties*. Cooperative Research Centre for Greenhouse Accounting. [online]. [cit. 2017-03-19]. Dostupné z: <https://grdc.com.au/uploads/documents/cso00029.pdf>
- Kubík, L., Sáňka, M. (2010): Reprezentativní půdní typy a jejich charakteristika pro území jižních a západních Čech - výsledky projektu: Rizikové látky v půdě ve vztahu k životnímu prostředí - přeshraniční základy ochrany půdy (Bavorsko – Česká republika). [online]. [cit. 2017-02-11]. Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/file/236477/Reprezentativni\\_pudni\\_typy.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/236477/Reprezentativni_pudni_typy.pdf)
- Scheufler, V. (2016): Cena minerálních hnojiv. [online]. [cit. 2017-01-10]. Dostupné z: <http://www.agronormativy.cz/genframes;jsessionid=A7768D577574111D8885705CA40B530E?thl=2&snid=6983&otn=str1>

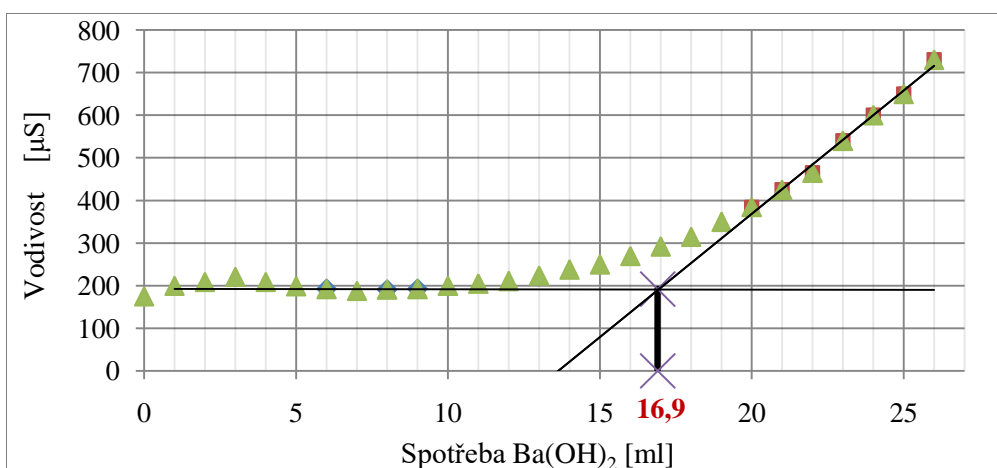
## 9 Přílohy

### 9.1 Grafy naměřené vodivosti vzorků kompostů pro výpočet KVK

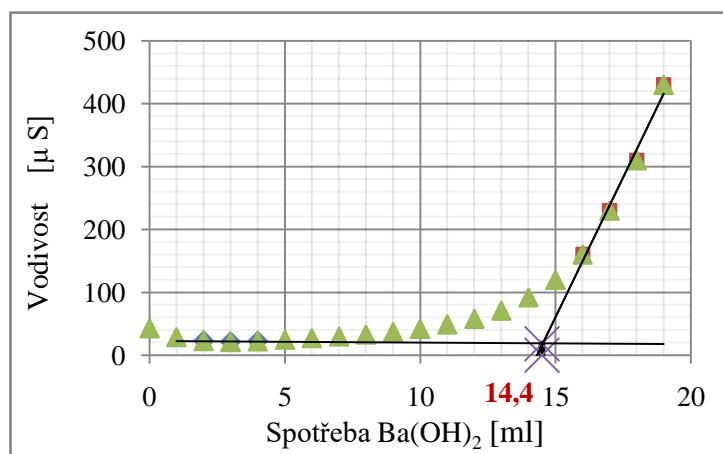
**Graf 2.** Naměřená vodivost vzorku A1



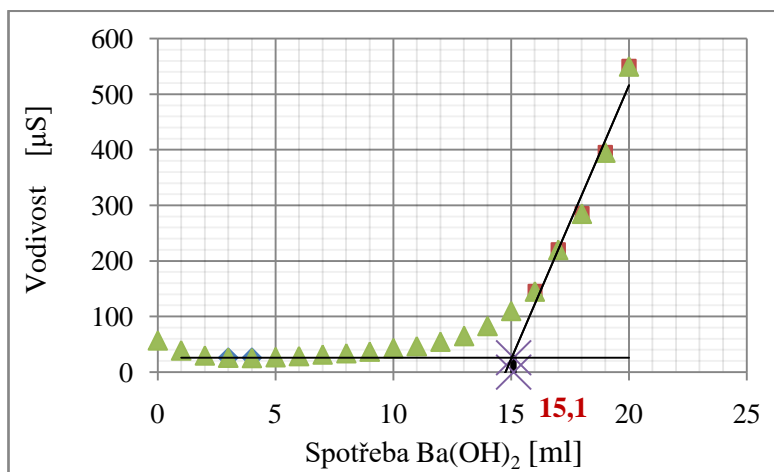
**Graf 3.** Naměřená vodivost vzorku A2



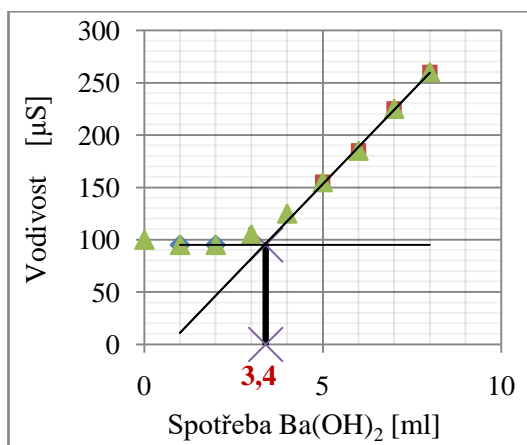
**Graf 4.** Naměřená vodivost vzorku A3



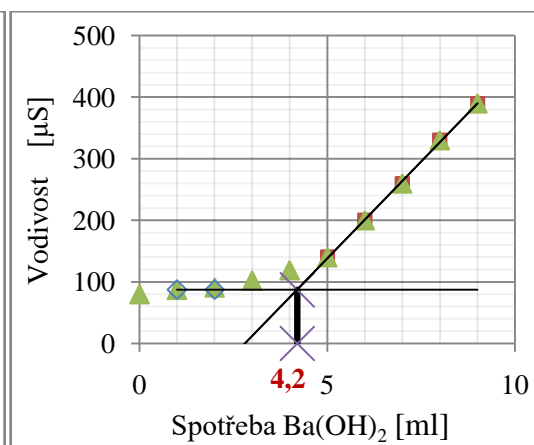
**Graf 5.** Naměřená vodivost vzorku A4



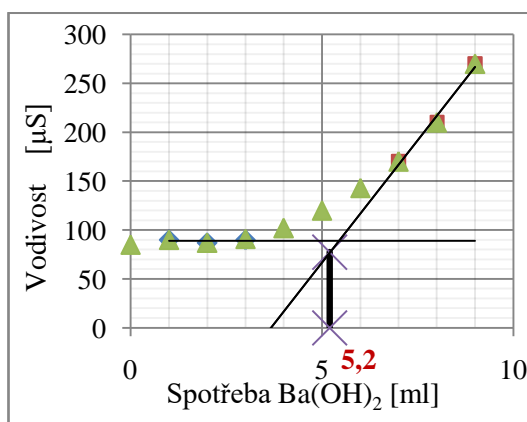
**Graf 6.** Naměřená vodivost vzorku B1



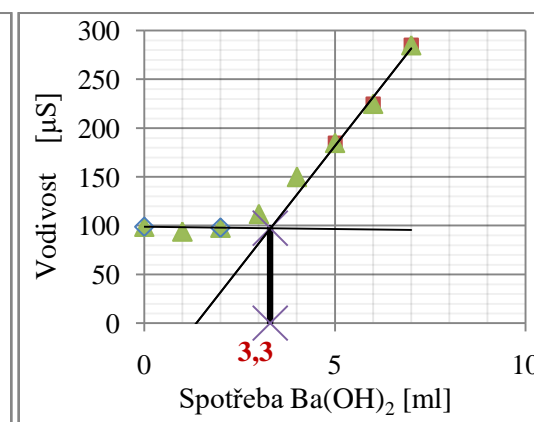
**Graf 7.** Naměřená vodivost vzorku B2



**Graf 7.** Naměřená vodivost vzorku B3

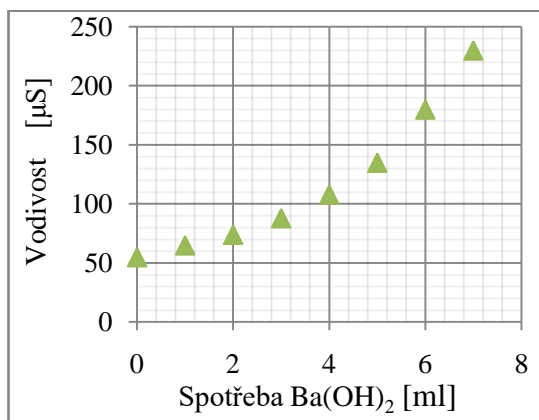


**Graf 8.** Naměřená vodivost vzorku B4

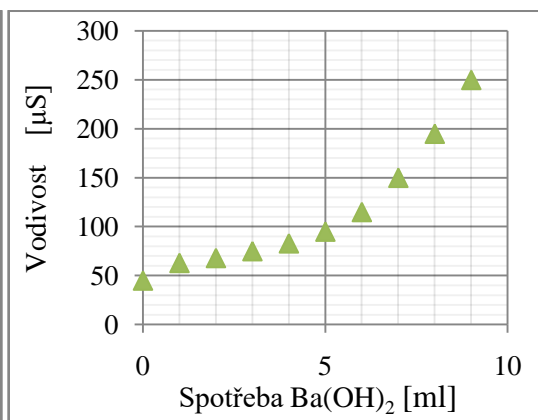




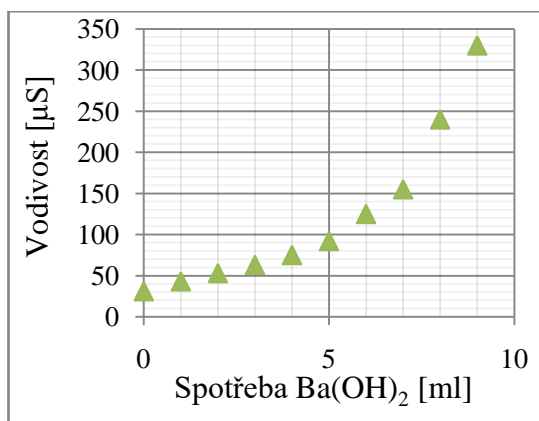
**Graf 9.** Naměřená vodivost vzorku C1



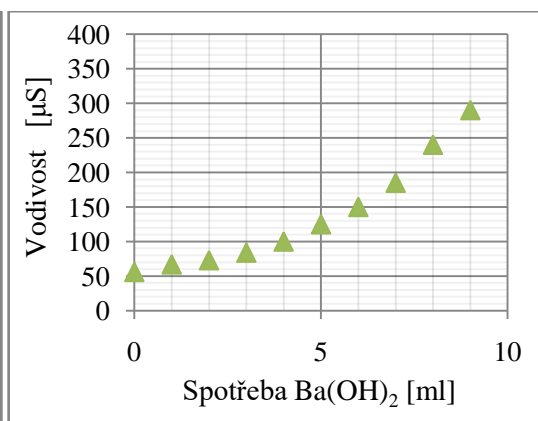
**Graf 10.** Naměřená vodivost vzorku C2



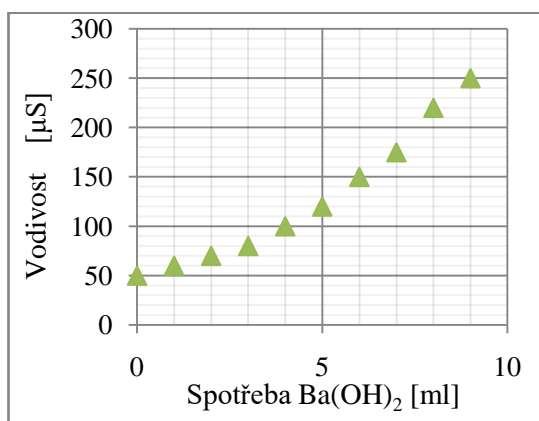
**Graf 10.** Naměřená vodivost vzorku C3



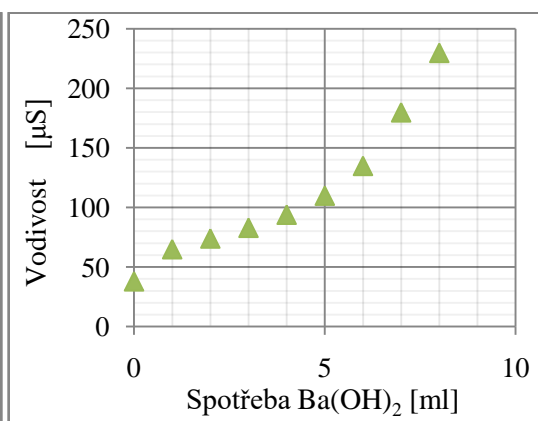
**Graf 11.** Naměřená vodivost vzorku C4



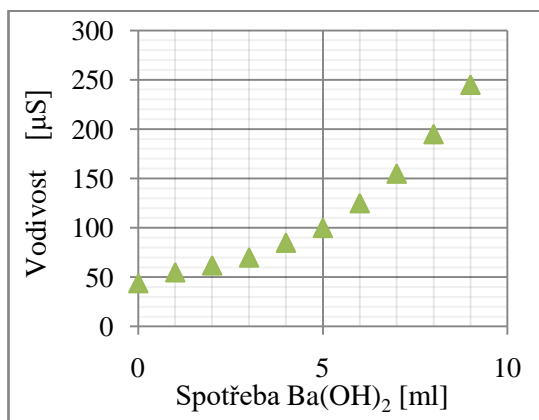
**Graf 12.** Naměřená vodivost vzorku D1



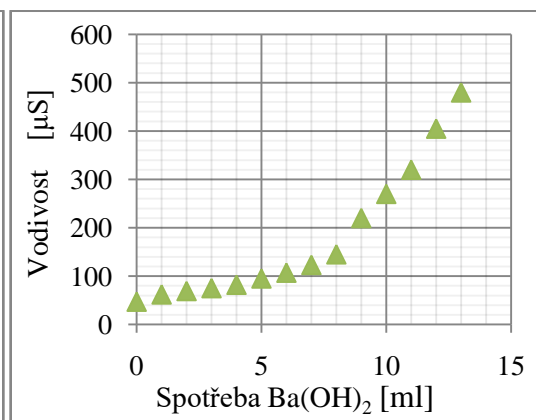
**Graf 13.** Naměřená vodivost vzorku D2



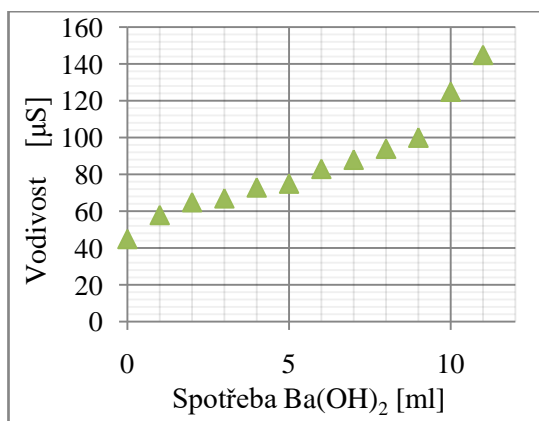
**Graf 14.** Naměřená vodivost vzorku D3



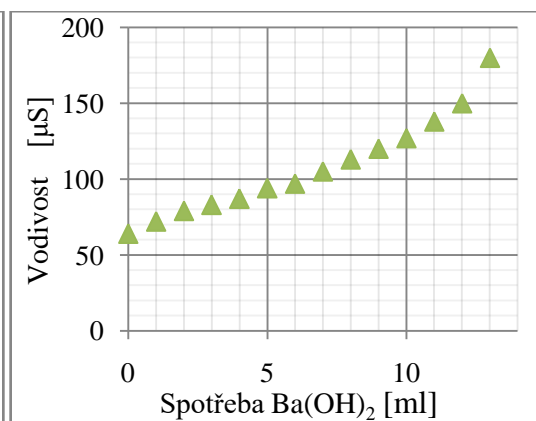
**Graf 15.** Naměřená vodivost vzorku D4



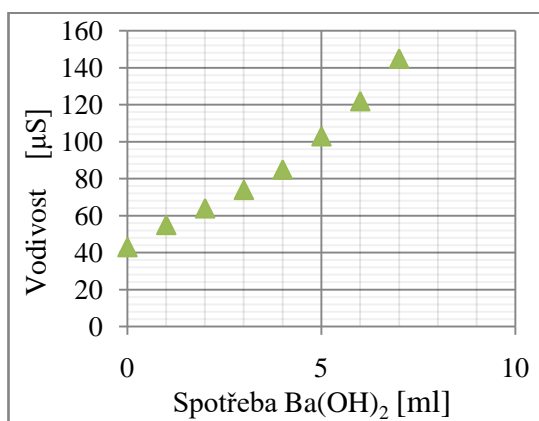
**Graf 16.** Naměřená vodivost vzorku E1



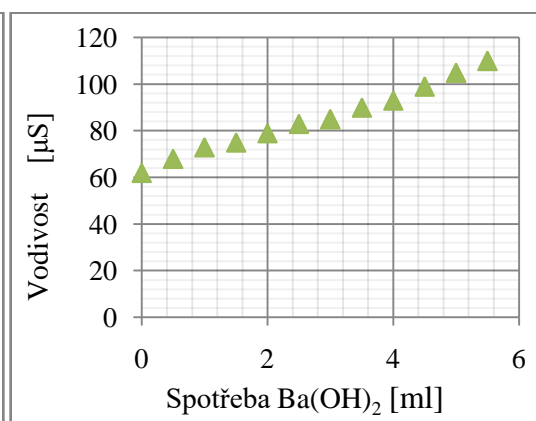
**Graf 17.** Naměřená vodivost vzorku E2



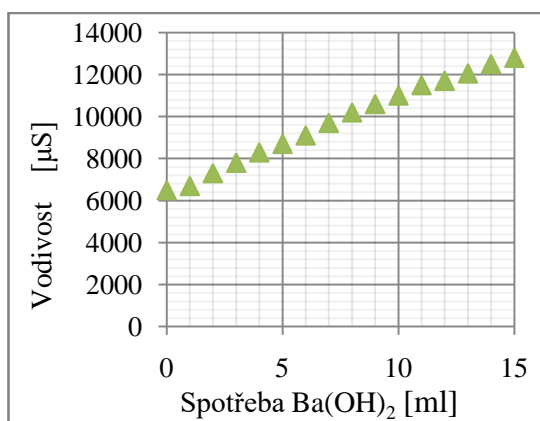
**Graf 18.** Naměřená vodivost vzorku E3



**Graf 19.** Naměřená vodivost vzorku E4



**Graf 20.** Naměřená vodivost popelu



**Graf 21.** Naměřená vodivost vzorku  
Šindeleho minerálů

