

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N 4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie – Péče o krajinu

Katedra: Agroekosystémů

Vedoucí katedry: doc. Ing. Petr Konvalina, Ph.D.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Analýza půdní organické hmoty v kambizemi modální po šesti letech
každoročního hnojení zemědělským a komunálním kompostem

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

Autor diplomové práce: Bc. Vlasta Broučková

České Budějovice, 2017

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Vlasta BROUČKOVÁ**
Osobní číslo: **Z15478**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie - Péče o krajinu**
Název tématu: **Analýza půdní organické hmoty v kambizemi modální po
šesti letech každoročního hnojení zemědělským a komunálním
kompostem**
Zadávací katedra: **Katedra agroekosystémů**

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

1. Připravte půdní vzorky kambizemě modální, které Vám předá v surovém odběrovém stavu Váš vedoucí diplomové práce, k analýze na kvalitu a kvantitu půdní organické hmoty podle metodiky patentu č. 304265.
2. Vzorky Vám budou předány ve dvou variantách: byly hnojeny každoročně dávkou 5 kg/m²(50t/ha) kompostem zemědělským (ze zahrádnictví Psychiatrické léčebny v Opařanech) - varianta A. a komunálním průmyslovým kompostem z obchodní sítě OBI, České Budějovice varianta B.. Analýzy těchto kompostů Vám budou předány vedoucím Vaší diplomové práce.
3. Proveďte analýzy půdní organické hmoty podle čs. patentu 304265, který je založen na modifikaci jediné analytické metody - oxidimetrického stanovení uhlíku. Seznamte se podrobně s pracovními zásadami této metody na jakémkoliv pracovišti (ČZU Praha, VUMOP Zbraslav, MZLU Brno), které tuto metodu provozují. Na základě těchto zkušeností si zřídte analytické pracoviště v Českých Budějovicích.
4. Vyhodnoťte získané analýzy a v diskuzi práce popište možnosti použití obou typů kompostů.

Rozsah grafických prací: tabulky výsledků dle potřeby

Rozsah pracovní zprávy: 30-40 stran

Forma zpracování diplomové práce: tištěná/elektronická

Seznam odborné literatury:

1. Kolář L.: Humus a primární organická hmota, KWS, Velké Meziříčí, 2016
2. Kopecký M., Kolář L., Borivá-Batt J.: Nová metoda stanovení kvality a kvantity primární půdní organické hmoty a humusu. Sborník z vědecké konference MZLU Brno, 2014.
3. Kolář L.: Způsob měření, množství a kvality půdní organické hmoty. čs patent č. 304265 z 5. 2. 2014, Státní úřad průmyslového vlastnictví, Praha.
4. Kolář L. et al.: Labile fractionsof soil organic, matter, their quantity and quality. Plant, Soil and Environment,55,2009,6,245-251.
5. CHan k.Y., Bawman A., Oatzes A.: Oxidizable organic carbon fractions and soil Quality changes in a oxic Paleustalf under different pasture leys.Soil Science,166,2001,1,61-67

Vedoucí diplomové práce: prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.
Katedra agroekosystémů

Datum zadání diplomové práce: 3. března 2016

Termín odevzdání diplomové práce: 30. dubna 2017

V. Š.
prof. Ing. Miloš Šoch, CSc., dr. h. c.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Budžetová 1895, 379 06 České Budějovice

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

V Českých Budějovicích dne 8. března 2016

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

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 (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) 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 19. 4. 2017

.....

Bc. Vlasta Broučková

Poděkování

Ráda bych poděkovala vedoucímu diplomové práce prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc., za odbornou a metodickou pomoc, za čas strávený při konzultacích a další cenné rady při zpracování této práce. Dále bych ráda poděkovala Ing. Janě Borové-Batt, Ph.D. za metodickou pomoc při přípravě půdních vzorků a zpracování chemických analýz.

Abstrakt

Organicky přehnojená kambizem modální po přeměně na kultizem hortickou byla dále hnojena ve variantě P kompostem průmyslovým (komunálním) a ve variantě H kompostem humusovým (zemědělským) s obsahem 13,72 % humusu a 22,78% primární organické hmoty, po dobu 6 let dávkou 50t/ha každoročně.

Hnojení skutečným kompostem H se i v organicky přehnojené půdě projevilo nejen zvýšením iontovýměnné kapacity půdy, ale hlavně výrazným zlepšením vodního režimu půdy, který se projevil o čtvrtinu větší schopností udržení vody v půdě a o 44 % nižším množstvím vody fyziologicky neúčinné.

Klíčová slova

Kompost; druhy kompostů; humus; změna iontovýměnné kapacity; změna hydrolimitů

Abstract

Organically overfertilization cambisol modal after conversion to kultizem horticka was further fertilized in version P compost industry (communal) and version H compost humus (agricultural) containing 13,72% of humus and 22,78% of the primary organic matter over a period of 6 years dose 50 t / ha annually.

Fertilization with an actual compost H in organically fertilized soil reflected not only by increasing the ion exchange capacity of the soil, but also a significant improvement of water regime of soil, manifested by a quarter greater ability to maintain the water in the soil and 44% lower amount of water, physiologically ineffective.

Key words

Compost; kinds of compost; humus; change ion exchange capacity; change hydrolimits

OBSAH:

1. ÚVOD	8
2. LITERÁRNÍ PŘEHLED	9
2.1 Půda	9
2.1.1 Taxonomický klasifikační systém půd České republiky	9
2.1.2 Kambisoly	10
2.1.2.1 Kambizem	10
2.1.3 Antrosoly	10
2.1.3.1 Kultizem	11
2.2 Půdní organická hmota	11
2.2.1 Význam půdní organické hmoty	12
2.2.2 Složení půdní organické hmoty a její transformace	12
2.2.3 Humus a jeho význam	12
2.2.4 Problematika pojmů „Půdní organická hmota“ a „Humus“	13
2.2.5 Stanovení obsahu kvality půdní organické hmoty a humusu	17
2.3 Kompostování	19
2.3.1 Kompost a jeho organické látky	19
2.3.2 Stavba surovinové skladby kompostu	19
2.3.3 Fáze procesu kompostování	20
2.3.4 Faktory ovlivňující proces kompostování	21
2.3.5 Způsoby kompostování	22
3. CÍL PRÁCE	25
4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	26
4.1 Materiály a metody	26
4.1.1 Odběr vzorků půd	26
4.1.2 Použité metody	28

4.1.3 Analýza kompostů	34
4.1.4 Provedení hnojařského pokusu	34
4.1.5 Matematicko-statistické zpracování výsledků	36
4.2 Výsledky a diskuse	37
5. ZÁVĚR	47
6. SEZNAM LITERATURY	48
7. SEZNAM ZKRATEK A ZNAČEK	56
8. SEZNAM TABULEK	58
9. SEZNAM GRAFŮ	59

1. ÚVOD

Zájem průmyslové a komunální sféry o využití biodegradabilních organických odpadů při výrobě kompostů, které mohou být významným zdrojem k zlepšení potenciální půdní úrodnosti, je v současné době „obrovský“. Velmi důležitá je však kvalita těchto kompostů, na kterou má jiný pohled zemědělec a jiný komunální technik, nerozlišují se pojmy půdní organická hmota a humus.

Pojem „půdní organická hmota“ je nejen v praxi, ale i v odborné literatuře stále komplikovaným matoucím archaismem, kterým je směšování pojmu „humus“ a pojmu „primární půdní organická hmota“ (PPOH). Rozložená organická hmota v půdě, např. kořeny rostlin, rozložený odpad, organická hnojiva, posklizňové zbytky nejsou vysokomolekulárními složkami humusu, ale jsou pro něj teprve surovinou, která je na humus přeměněna ve složitém procesu endothermní syntézy, humifikace. Suroviny pro humifikaci, primární půdní organické hmoty, je v zemědělsky obhospodařovaných půdách dokonce vždy podstatně více, než humusu. Směšování pojmů je nesmyslné už v tom, že obě složky půdní organické hmoty mají zcela rozdílné chemické vlastnosti.

Požadujeme-li od kompostu vlastnosti organického hnojiva, které pomalu mineralizuje i v lehké, provzdušněné půdě a současně působí na zvětšení její iontovýmenné kapacity (T), abychom současně snížili ztráty živin elucí, zlepšili vzdušný i vodní režim půdy, technologické vlastnosti půdy, získali půdu se stabilními, vodostálými agregáty z humusojílových asociátů (které znamenají strukturní půdu ideální pro rostliny i pro zpracování), musíme mít kompost, který má vyšší podíl semistabilních a stabilních organických frakcí, jejíž hlavní podíl tvoří humus.

Tuto složitou směs půdní organické hmoty lze rozdělit do několika tříd podle jejich stupně stability a stanovit podle obsahu uhlíku těchto frakcí procentuální zastoupení těchto frakcí v půdním vzorku. Metod k tomuto třídění je celá řada (jak je uvedeno v literárním přehledu). Jsou založeny většinou na sledování procesu hydrolýzy nebo procesu oxidace. Ke stanovení množství humusu a množství PPOH byla v našich analýzách využita nová, jednoduchá a rychlá metoda založena na modifikaci jediné analytické metody – oxidimetrického stanovení uhlíku.

2. LITERÁLNÍ PŘEHLED

2.1 Půda

Pojem „půda“ není lehké definovat. Definice se liší dle oboru působnosti člověka, který ji definuje. Jinak bude definovat půdu zemědělec, pedolog, jinak geolog a jiný názor bude mít na půdu stavební inženýr.

Podle Amundsona (2006) je půda živé multifunkční prostředí, které má mnoho nezastupitelných funkcí. Z hlediska zemědělství slouží jako medium pro růst rostlin a pro jejich výživu minerálními prvky, které se v půdě vytvářejí a přeměňují. Půda je zásobárnou a úložištěm těchto živin.

Půdu lze definovat jako směr organicko-minerálních látek, které vznikají rozkladem matečné horniny pomocí fyzikálních, chemických a biologických vlivů. Je to trojfázový systém, zahrnující pevnou, kapalnou a plynnou fázi. Po ekologické stránce je půda otevřeným systémem, který je tvořen živou a neživou složkou (Kolář, Moudrý, Kopecký, 2014).

Šarapatka (2014) uvádí, že půda kolem nás je nejen součástí terestrických ekosystémů a neslouží pouze k produkci obživy člověka, ale právě ona je významně ovlivněna jeho činností.

2.1.1 Taxonomický klasifikační systém půd České republiky

Taxonomický klasifikační systém půd ČR tvoří základní taxonomickou klasifikaci půd. Systém je založen na základě vlastností půdních profilů a na definování a vymezení diagnostických horizontů. Klasifikační systém zahrnuje tyto kategorie (Němeček, 2001):

- Referenční třídy půd – zde jsou zařazeny jednotlivé půdy, které mají stejné hlavní rysy vývoje. Názvy půd nejčastěji tvoří substantiva s koncovkou „sol“.
- Půdní typy – hlavní jednotky klasifikačního systému charakterizující určité diagnostické horizonty a znaky. Půdní typ popisuje genetický vývoj půdy.
- Půdní subtypy – tvoří modifikace půdních typů určené např. antropickým ovlivněním.

- Půdní variety – charakterizují méně výrazné znaky např. zasolení, hydromorfismus.
- Půdní subvariety – charakterizují trofismus půd.
- Ekologické fáze, degradační fáze a akumulární fáze.
- Hlavní substrátové půdní formy a lokální půdní formy.

2.1.2 Referenční třída - Kambisoly

Kambisoly jsou rozmanitou půdní třídou, vyznačující se značnou variabilitou. Kambisoly byly dříve označovány též jako hnědé půdy nebo hnědé lesní půdy. Jsou typické svým hnědým kambickým horizontem s výraznými znaky uvolňování železa a hliníku – tzv. braunifikace. Tyto půdy se obvykle vyskytují na svahových souvrstvích ze zpevněných sedimentární, metamorfovaných či vyvřelých hornin. (Šarapatka, 2014).

2.1.2.1 Půdní typ - Kambizem (KA)

Jedná se o půdy s kambickým hnědým horizontem vznikající v procesu braunifikace. V půdním profilu je braunifikovaný horizont Bv umístěný pod lesním či orníčním humózním horizontem A, pod kterým se nachází půdotvorný substrát C, popř. přechodný horizont B/C.

Kambizemě jsou nejrozšířenějším půdním typem v České Republice (45 %) - nejvyšší zastoupení mají v západních a jižních Čechách. Podle nadmořské výšky se rozdělují na kambizemě vyšších poloh (nad 600 m.n.m.) a nižších poloh (pod 600 m.n.m.). U kambizemí nižších poloh bývá sorpční komplex nasycenější z důvodu kvalitnějšího humusu, kterého zde bývá méně v důsledku mineralizace. pH u kambizemí je obvykle slabě kyselá až kyselá. Kambizem modální je jedním z mnoha subtypů půdního typu kambizem. (Šarapatka, 2014).

2.1.3 Referenční třída - Antrosoly

Jedná se o půdy vzniklé výraznou modifikací půdních horizontů vzniklé z přemístěných materiálů, melioračními či kultivačními opatřeními. Do této referenční třídy patří dále i půdy překryté či silně kontaminované. Mezi půdní typy této třídy patří kultizem a antropozem (Němeček, 2001).

2.1.3.1 Půdní typ - Kultizem (KU)

Půdní typ kultizem vznikl kultivační činností člověka, která svým vlivem přesahuje vytvoření ornice a běžné zlepšování půd minerálním a organickým hnojením či dalšími způsoby základního zpracování půdy.

Kultizemě se vyskytují ve třech subtypech:

- hortickém (zapravením organických látek, melioračních hmot, mají zvýšený obsah živin);
- kypřeném (s hloubkovým kypřením, turbací horizontů, snížením ulehlosti a objemové hmotnosti);
- rigolovaném (hloubkové vnášení organických a minerálních hnojiv se snížením objemové hmotnosti).

Mezi hlavní subtypy, které jsou podmíněny výraznou kultivací patří kultizem hortická (KUho). U tohoto subtypu je výrazně ovlivněna svrchní část půdního profilu zapravováním organických látek popř. různých melioračních hmot. (Němeček, 2001).

Šarapatka (2014) uvádí, že největší výskyt těchto uměle vytvořených půd se nachází v průmyslových oblastech. V severních Čechách je zaznamenáno nejvyšší procento výskytu (0,7 % ZPF).

2.2 Půdní organická hmota

Půdní organická hmota se dělí na dvě složky:

- primární půdní organickou hmotu, která má labilní a stabilní frakce z hlediska hydrolyzy, oxidace a biodegradability. Může být rozložená nebo nerozložená, může mít sorpční vlastnosti, ale nikdy nemá významné vlastnosti iontovýměnné, protože nemá skupiny s disociovatelným vodíkem.
- humus, na rozdíl od primární půdní organické hmoty je tak stabilní, že je z hlediska délky lidského věku prakticky nerozložitelný. Má kromě vlastností sorpčních, vždy významnou schopnost iontovýměnnou (Váchalová et al., 2016).

2.2.1 Význam půdní organické hmoty

Organická hmota má v půdě značný význam, stabilizuje půdní strukturu, slouží jako zásobárna energie a zdroj živin, má vliv na retenci vody, kationtovou výměnnou kapacitu, pufrací schopnosti atd. (Šarapatka, 2014).

Skutečností, že pro úrodnost půdy má půdní organická hmota zásadní význam a že ji lze považovat za nejdůležitější (bez ní by nebyla mineralizace, a tím ani humifikace půdní organické hmoty) se ve svých publikacích zabývají Kolář (2016) a Váchalová et al. (2016).

2.2.2 Složení půdní organické hmoty a její transformace

Půdní organická hmota je neobyčejně složitá heterogenní směs organického materiálu převážně rostlinných a mikrobiálních zbytků a obsahuje mono až polymerní molekuly organických látek, ligninu, různých proteinů, polysacharidů (celulózy, hemicelulózy, chitinu, peptidoglykanů) lipidů a dalšího alifatického materiálu (vosků, mastných kyselin, kutinu, suberinu, terpenoidů) o jejíž třídění podle chemického složení se pokusil Kögel-Knabcher (2002).

Z této základní směsi primární organické hmoty v půdě vzniká řada poloproduktů v exothermickém rozkladném procesu mineralizace i endothermickém syntetickém procesu humifikace, včetně samotných produktů humifikace – fulvokyselin (FK), huminových kyselin (HK), huminů (HM) a jejich dalších reakčních produktů, solí humusových kyselin a organominerálních sloučenin – komplexně heteropolárních solí a adsorpčních komplexů.

Váchalová et al. (2016) uvádějí, že mineralizace probíhá většinou snadno a rychle, humifikace obtížně a velmi pomalu. Příliš rychlá mineralizace velmi labilních složek organické půdní hmoty (např. mono- a disacharidů) je příčinou, že všechnen substrát je zmineralizován dříve, než humifikace vůbec mohla začít.

2.2.3 Humus a jeho význam

Humus je organická půdní hmota, která prochází neustálými změnami jak po stránce chemického složení, tak i po stránce vlastností a funkcí v půdě. Z chemického hlediska se jedná o soubor tmavě zbarvených organických dusíkatých

polyfunkčních látek kyselinové povahy, převážně koloidního charakteru a vysoké molekulové hmotnosti, které jsou relativně odolné vůči mikrobiálnímu rozkladu.

Obsah humusu je v půdě velmi důležitým parametrem, který významně ovlivňuje půdní úrodnost a dále přímo nebo nepřímo další funkce půdy. Ztráty humusu v půdě jsou velice vážným projevem degradace půd tzv. dehumifikace (Vašků, 2008).

Kolář, Moudrý a Kopecký (2014) uvádějí, že humus má významný vliv na zlepšení půdní struktury, na tepelný režim půdy, na chemické vlastnosti půdy, na zadržování vody a půdotvorné procesy.

Schopnost humusu poutat živiny v půdě je 6-7 krát vyšší než u jílových minerálů a jejich přítomnost ovlivňuje drobtovitost půdy, čímž kladně působí na tepelný, vodní a vzdušný režim půdy (Vaněk et al., 2016).

2.2.4 Problematika pojmů „Půdní organická hmota“ a Humus“

Problematika pojmu „Půdní organická hmota“ je nejen v praxi, ale i v odborné literatuře stále komplikovaným matoucím archaismem, kterým je směšování pojmu „Humus“ a pojmu „Primární půdní organická hmota“ (PPOH). To má neblahý důsledek v tom, že praxe považuje veškerý organický neživý materiál za humus a že dokonce obsah na mokré cestě stanovený obsah uhlíku v půdě přepočítává faktorem 1,724 na obsah humusu v půdě. To je však omyl. Rozložená organická hmota v půdě, např. kořeny rostlin, rozložený odpad, organická hnojiva, posklizňové zbytky nejsou vysokomolekulárními složkami humusu, ale jsou pro něj teprve surovinou, která je na humus přeměněna ve složitém procesu endothermní syntézy, humifikace. Suroviny pro humifikaci, primární půdní organické hmoty, je v zemědělsky obhospodařovaných půdách dokonce vždy podstatně více, než humusu. Směšování pojmu „humus“ a „primární půdní organická hmota“ je nesmyslné už v tom, že obě složky půdní organické hmoty mají zcela rozdílné chemické vlastnosti (Kolář, 2016).

Pilířovou prací z oblasti půdní organické hmoty obecně a humusu je práce Stevenson (1982). Ve stejném roce byla zveřejněna velmi populární práce o humusu také v bývalé ČSSR slovenské autorky Sotákové (1982). Od této doby začíná období velmi bohatého výzkumu v oblasti půdní organické hmoty, protože je zřejmé, že sledovat její obsah v půdě jen podle C_{ox} je naprosto nedostačující a hlavně matoucí (Kolář, 2016).

Pozornost se nejprve obrací na otázku lability a tedy biodegradability půdní organické hmoty (Jiang, Xu, 2006, Marschner, Kalbitz, 2003, Váchalová et al., 2014c) a humusu (Anderson, 1984, Christensen, 1996, 2001, John et al., 2005), na složení, reakce a celou chemii humusu (Chesworth, 2008, Drake, Motoo, 1982, Baldock, Nelson, 2000, Baldock, Skjemstad 1999, Skjemstad et al., 1996, 1999, Sohi et al., 2001, Zhang et al., 2006).

Výzkum se pak obrací na jednotlivé frakce primární půdní organické hmoty, především na nejlabilnější frakci v horké vodě rozpustné C látky (Körschens et al., 1990, Ghani et al., 2003). S tím jsou samozřejmě spojeny otázky dalších frakcí půdní organické hmoty a jejich charakterizace schopna odolnosti k oxidaci a k hydrolýze kyselinami (Blair et al., 1995, Ghani et al., 2003, Chan et al., 2001, Kolář et al., 2003, Rovira, Vallejo, 2000, 2002, 2007, Sohi et al., 2005, Tirol Padre, Ladha, 2004).

Velké množství vědeckých prací je věnováno praktickému významu jednotlivých frakcí půdní organické hmoty ve vztahu k potenciální půdní úrodnosti nebo k vlastnostem půdy, které tuto úrodnost podmiňují (Reeves, 1997, Rethemeyer et al., 2005, Marriot, Wander, 2006, Neff, Asner, 2001, Nelson et al., 1993, Haynes 2005, Bremer et al., 1994, Chesworth, 2008, Muller, 1987). Výzkum půdní organické hmoty dále směřuje k rozdílu anaerobních a aerobních podmínek transformace (Kolář et al. 2005, 2006, Rethemeyer et al., 2005).

Jak velmi citlivé je složení frakcí půdní organické hmoty, je zřejmé z faktu, že se mění významně i s formou managementu využití ploch trvalých travních porostů (Váchalová et al., 2014b) a stejně i kvalitou a kvantitou iontové výměny v půdě (Váchalová et al., 2014a).

Snaha po rychlé, relativně levné informaci o vlastnostech SOM (soil organic matter) v původním, izolačním postupu neovlivněném stavu v poslední době spoléhá na možnosti moderní instrumentální analýzy, např. difusní reflexní spektroskopii v infračervené (DRIFT) a blízké infračervené oblasti (NIRS) a ¹³C NMR spektroskopie (Capril, 1997, Šimon 2005, 2007, Barančíková, 2008) k praktickému určení kvality půdní organické hmoty. Výsledky jsou zatím málo přesvědčivé, stejně jako klasická kritéria, poměr huminových kyselin a fulfokyselin nebo poměr extinkcí kalcinovaných humusových látek v alkalickém roztoku při vlnových délkách 400

a 600 nm, tzv. barevný kvocient $Q_{4/6}$. To proto, že kromě pestrosti nezhumifikované primární organické půdní hmoty v kategorii huminových kyselin i fulfokyselin je značný počet individuí, které se ve vlastnostech silně liší podle své struktury i podle své relativní molekulové hmotnosti. Proto např. v sorpčních procesech se nižší huminové kyseliny svými vlastnostmi blíží spíše fulvokyselinám, než vyšším huminovým kyselinám. DRIFT, NIRS i ^{13}C NMR spektroskopie je ovšem nenahraditelná při vědeckém studiu chemické struktury frakcí SOM (Baldock et al., 1992).

Je zřejmé, že snaha pokusit se o analytickou charakteristiku tak složité směsi je z chemického hlediska zcela nesmyslná, i když lákavá. Nedělená směs je v přirozeném stavu, a proto její eventuální charakteristika slibuje věrný obraz skutečnosti. Žel, jediným společným znakem ve směsi je obsah uhlíku, ale důležité, pro praxi významné vlastnosti SOM stanovení C_{ox} zachytit nemůže. To proto, že soubor organických látek SOM, který zatím neprošel humifikací, tj. primární, rozložená nebo nerozložená hmota, má zcela jiné vlastnosti, než soubor produktů humifikace SOM.

Jsou-li abstrahovány všechny vedlejší funkce SOM v půdě, zbydou jen dvě základní: schopnost k mineralizaci s uvolněním energie pro půdní mikroedafon, CO_2 a minerálních živin. To je vlastnost primární části SOM, která může být více či méně rozložitelná. Většinou má sorpční vlastnosti, má však jen nepatrnou nebo žádnou iontovýmennou kapacitu. Může být ale i téměř rozložitelná, inertní, samozřejmě v daných půdních podmínkách.

Iontovýmienná kapacita je druhá základní funkce SOM. Je charakteristická pro produkty humifikace, které jsou mineralizaci tím více odolné, čím větší je jejich relativní molekulová hmotnost a čím více jsou schopny tvořit organominerální komplexy, jinými slovy: čím jsou pro praxi kvalitnější.

Tak lze rozdělit pestrou směs SOM alespoň na dvě velké skupiny dle rozdílného chování v mineralizaci a iontové výměně.

Z charakteru první základní funkce SOM, podléhat mineralizaci, je zřejmé, že nejcennější jsou ty frakce SOM, které jsou nejméně stabilní, tedy snadno rozložitelné. Tyto frakce jsou dnes považovány za významný indikátor půdní kvality (Ghani et al., 2003, Haynes, 2005, Marriot et al., 2006). Labilní frakce je

charakterizována velmi různě. Jsou za ni považovány uhlíkaté látky rozpustné v horké vodě, ve studené vodě, látky extrahovatelné roztoky různých solí, obsah rozpustných proteinů, hemicelulóz a cukrů a mineralizovatelné organické látky. Na lability organických látek se usuzuje z uhlíku bazální respirace, z obsahu uhlíku aminocukrů, uhlíku mikrobiální biomasy, obsahu uhlíku z frakcí postupné oxidace $K_2Cr_2O_7$ v 6 M, 9 M a 12 M H_2SO_4 , z obsahu uhlíku oxidovatelného $15,6 + 33 + 333$ mM $KMnO_4$ (Blair et al., 1995, Chan et al., 2001, Rovira, Vallejo, 2002, Zhang et al., 2006, Soon et al., 2007, Marriot et al. 2006, Jiang et al., 2006).

Podobně se hodnotí i stupeň stability rostlinného či jiného organického materiálu jako případného rozložitelného substrátu i pro organické hnojení. Doporučuje se rozdělení na 3 frakce dle stability při kyselé hydrolýze 1 M a 2,5 M H_2SO_4 při $105^\circ C$ a 0,5 – 12 hodin reakční doby (Rovira, Vallejo 2000, 2002, Shirato, Yokozawa, 2006). Jiní autoři používají – k odhadu stability oxidovatelný uhlík materiálu v neutrálním 33 mM $KMnO_4$ (Tirol-Padre, Ladha, 2004) nebo rozdělení do 4 frakcí podle oxidovatelnosti C-látek $K_2Cr_2O_7$ v 6 M, 9 M a 12 M H_2SO_4 (Chan et al., 2001).

Obecně lze říci, že chemická frakcionace SOM se nyní vzdaluje snaze kvantifikovat jednotlivé typy organických sloučenin (proteinů, aminocukrů, aminokyselin, lipidů atd. (Appuhn et al., 2004, Martens, Loeffelmann, 2002) a orientuje se na hydrolýzu polysacharidických struktur (Martens, Loeffelmann 2003, Rovira, Vallejo, 2000) a rozdělení SOM do frakcí dle různé stability při kyselé hydrolýze a permanganátové oxidaci (Leavitt et al., 1996, Paul et al., 2001, Blair et al., 1995).

Problematiku stability SOM však řeší řada autorů, kteří se zabývají fyzikální frakcionací SOM (Christensen, 2001, Skjemstad et al., 2004, Baldock, Smernik, 2002, John et al., 2005, Rethemeyer et al., 2005), biologickou stabilitou rostlinných zbytků a mírou změny O/N-alkylového C na alkylový C a jeho hydrofobní charakter jako příčinu biologické stability složek SOM (Kögel-Knabcher et al., 1992 a, b), vlivem biologické kapability a kapacity na rozložitelnost organického materiálu (Baldock, 2007) a ochranným účinkem řady faktorů na mineralizační rozklad SOM (Baldock et al., 2004).

Na závěr tohoto literárního přehledu je důležité upozornit na kdysi nejvýznamnější práci o půdní organické hmotě Waksmana (1936), který své správné názory na zásadní rozdíl mezi humusem a primární organikou hmotou změnil a začal za kritérium považovat pouze obsah C_{ox} v půdě. Chtěl tehdy problém zjednodušit a tím vedl řadu následovníků k nesmyslnému přepočtu C_{ox} na humus. Tento omyl doznívá v mnoha publikacích dodnes a je důvodem, proč např. údaje z Komplexního průzkumu půd v ČSR v letech 1970 – 1980 o obsahu humusu jsou zcela neupotřebitelné. Udávají pouze obsah C_{ox} (Kolář, 2016, Váchalová et al. 2016).

2.2.5 Stanovení obsahu kvality humusu a půdní organické hmoty

Kvalita humusu se dříve hodnotila různě. Hlavně podle poměru huminových kyselin a fulvokyselin. To je ale velmi problematické, protože fulvokyseliny nelze jednoznačně hodnotit jako zápornou složku. Umožňují např. tvorbu mobilních komplexů s fosforem a tím vyšší pohyblivost P v půdním profilu. Také huminové kyseliny mají velmi rozdílné vlastnosti. Ty nízkomolekulární např. mobilizují těžké kovy v půdě a umožňují jejich vstup do rostlin. Vysokomolekulární zase naopak těžké kovy v půdě imobilizují, ale jejich intovýměnná kapacita, určující udržení přístupných živin v půdní zásobě, poměrně klesá (Kolář, 2016).

Jiná metoda tzv. barevný kvociet $Q_{4/6}$, na základě absorbcí alkalického výluhu humusových kyselin v půdě při dvou vlnových délkách určuje jen stupeň kondenzace aromátů v organickém podílu půdy. Je to informace velmi hrubá, nepřesná. Půdy s vysokým obsahem fulvokyselin a primární půdní organické hmoty mají $Q_{4/6}$ vysoký, půdy s vysokým obsahem huminových kyselin, hlavně vysokomolekulárních, mají $Q_{4/6}$ nízký.

Humus na rozdíl od primární půdní organické hmoty je tak stabilní, že z hlediska délky lidského věku prakticky vůbec v přirozených půdních podmínkách nemineralizuje. Poločas mineralizace složek humus je velmi značný: u fulvokyselin asi 40 let, huminových kyselin několik tisíc let a huminů ještě delší. Dalším zásadním rozdílem mezi humusem a primární půdní organickou hmotou je iontová výměna. Ta je pro humus specifická, primární organická hmota má různou schopnost sorpční, ale nikdy schopnost iontovýměnnou, protože nemá ve své struktuře skupiny schopné disociace vodíku – tedy hlavně karboxyly – COOH a alkoholické či fenolické – OH skupiny (Kolář, 2016).

Na tomto principu je založena nová, velmi jednoduchá a tedy levná metoda stanovení obsahu a kvality humusu a primární půdní organické hmoty, navržená prof. Ing. Ladislavem Kolářem, DrSc. Metoda je založena na tom, že oxidační roztok 0,07 M $K_2Cr_2O_7$ v 12 M H_2SO_4 při 100° C za 45 minut je schopen zoxidovat veškerou primární půdní hmotu kromě humusu a ligninu, které jsou příliš odolné k oxidaci. Jestliže sledujeme rychlost postupné oxidace labilních složek, tedy primární půdní organické hmoty, lze stanovit rychlostní konstantu oxidace, která je mírou stability PPOH. Čím je rychlostní konstanta vyšší, tím je PPOH labilnější, tím snadněji předává energii půdnímu mikroedafonu a proto je tím kvalitnější. Provedeme-li pak oxidaci organických látek půdního vzorku silnějším oxidovadlem 0,27 M $K_2Cr_2O_7$ v koncentrované H_2SO_4 při 135° C za 30 minut (metoda ISO 14235) zoxiduje se všechn organický materiál půdního vzorku, tedy i humus. Odečtením obsahu uhlíku stanoveného těmito různě silnými oxidovadly, zjistíme množství nejstabilnější složky půdní organické hmoty, humusu a ligninu. Protože lignin už podle Flaigovy teorie z dvacátých let minulého století je prekursorem humusu, můžeme tento údaj s určitou nepřesností považovat za údaj o množství samotného humusu v půdním vzorku.

Nová metoda měří kvalitu humusu podle jeho nejvýznamnější vlastnosti – aktivity jeho povrchu. Výrazem její kvality je míra ionotovyměnné kapacity tohoto humusu. Provedení je opět velmi jednoduché: V půdním vzorku se stanoví hodnota T, nejjednodušeji konduktometrickou metodou dle Sandhofa (Hraško, 1962). Tím se zjistí T minerální frakce půdního vzorku a T organické části a protože primární organická půdní hmota žádnou T nemá, odpovídá T organické části půdy jen humusu. Potom se veškerá půdní organická hmota půdního vzorku spálí 15% H_2O_2 v prostředí kyseliny octové metodou podle Hraška (1962). Znova se stanoví T, tentokrát jen T minerálního podílu půdního vzorku. Odečtením obou hodnot T lze získat T humusu daného půdního vzorku jako údaj o jeho kvalitě. Čím je jeho T vyšší, tím je kvalita humusu lepší.

Výhoda této nové metody je v tom, že kvalita i kvantita primární organické půdní hmoty a kvalita i kvantita humusu se dá stanovit jen modifikacemi jediné metody, metody spalování C na mokré cestě, kterou zvládne každá půdní zkušebna a která se dokonce vyučuje v praktických cvičení z pedologie na zemědělských vysokých školách (Kolář, 2016).

2.3 Kompostování

Kompostování je umění, které vyžaduje zkušenosti a znalosti. Kompost je nejstarším a nejpřirozenějším prostředkem ke zlepšování půdy, který známe. Je významným příspěvkem k udržení zdravé půdy, k výživě rostlin a významně přispívá k ochraně životního prostředí (Kalina, 2004).

Váchalová (2012) píše, že kompostování je řízený proces, při kterém jsou organické látky biologicky, za aerobních podmínek, rozloženy na stabilizovaný materiál – kompost, který již není nebezpečný pro životní prostředí a může být přímo použit ke kondicionaci půdy.

2.3.1 Kompost a jeho organické látky

Co je očekáváno od kompostu z těchto hledisek: Od kompostu je očekáváno, že jeho organická hmota (rozumí se zhumifikovaná), bude stabilní a že hnojení půd takovým kompostem nejen zvýší iontovýměnnou kapacitu půdy jeho humusem, ale že toto zvýšení nebude jen přechodné, ale více méně trvalé. A to i na převzdušněných půdách, např. písčítých, kde organická hmota doslova „hoří“ a příznivý účinek hnojení organickými hnojivy na těchto půdách rychle mizí.

To vysvětluje, proč staré komposty bývalých soukromých zahradníků, které fermentovaly často desítky let a obsahovaly také dostatek minerálních koloidů, měly pozoruhodnou vysokou iontovýměnnou kapacitu a vysokou stabilitu organické hmoty i v lehkých půdách (Váňa, 1997).

2.3.2 Stavba surovinové skladby kompostu

Surovinovou skladbu budoucího kompostu je nutno počítat na základě obsahu uhlíku organických látek suroviny. Protože organická hmota surovin je velmi různorodá a může být více či méně (nebo vůbec) ovlivněna soly hydratovaných oxidů železa a hliníku, které její mikrobiální rozložitelnost velmi silně snižují, je vhodné si udělat jednoduchou orientační zkoušku rozložitelnosti organického podílu suroviny.

Výsledný kompost by podle ČSN 465735 měl mít spalitelných látek minimálně 25 % v sušině. Musí být počítáno s tím, že u surovin s dobře rozložitelnými organickými látkami během kompostování až 50 % spotřebují jako zdroj energie mikroorganismy

v kompostu a oxidují tak tuto organickou hmotu na CO₂. Proto u některých surovin je nutno organickou hmotu doplnit. Je třeba dbát při tom pouze na dvě zásady:

- 1) Organický materiál musí být snadno rozložitelný.
- 2) S původní surovinou musí být dokonale zhomogenizován. Aby to bylo možné, musí být organický materiál rozřezán, či rozdrcen. Přidávání celých rostlin (sena, slámy) je zcela nepřipustné (Váchalová, 2012).

Hejátková et al. (2007) uvádí, že velmi vhodným přídatkem do surovinového základu kompostu je zemina, zejména orníční vrstva a to z důvodu zabezpečení vhodné mikroflory. Zeminu je také možné nahradit již vyzrálým kompostem.

2.3.3 Fáze procesu kompostování

Jde o analogické procesy jako při přeměně organické hmoty v přírodním prostředí: fáze rozkladu, fáze přeměny a fáze syntézy.

Úvodní fáze rozkladu polysacharidů, bílkovin a tuků obsažených v odpadech je provázena uvolňováním tepla a zahříváním zrajícího kompostu na teplotu 60 – 70°C. V této fázi se uplatňují též termofilní organismy, rozkládající složité organické sloučeniny na jednodušší sloučeniny anorganického charakteru. Při těchto hydrolyzních procesech se výrazně zvyšuje kyselost substrátu hromaděním organických kyselin. Tato fáze trvá zpravidla 2 – 3 týdny, ale u kompostu s velkým podílem dřevní štěpky až 2 měsíce (Kalina, 2004, Kolář a Kužel, 2000).

V následující fázi přeměny teplota klesá na 30 - 35°C, mění se složení mikroorganismů, vznikají humusové látky a ve zrajícím kompostu nelze již poznat původní odpady. V této fázi přeměny se ještě odbourávají hůře rozložitelné látky. Období probíhá od 3.- 4. týdne od založení zakládky.

V následující fázi syntézy (dozrávání) kompost získává hnědou barvu, molekulární váha humusových látek se zvyšuje a kyselost substrátu klesá. Kompost dosahuje zralosti a přestává být fyto toxický. Zralý kompost vykazuje známky stabilní hmoty, připomíná zahradnickou zeminu se stálou teplotou bez rozdílů od okolní teploty prostředí (Plíva, 2006).

Proces kompostování probíhá intenzivně v podmínkách provzdušňování. Provzdušňování se provádí nejčastěji překopáváním kompostu. K rychlejšímu uzrání kompostu dochází se stoupající intenzitou provzdušňování. Při nedostatečném

provzdušňování zrajícího kompostu nastupují anaerobní procesy (hnití) a kompost tzv. „kysne“. Největší potřeba provzdušňování zrajícího kompostu je v hydrolyzní fázi zrání (Kalina, 2004).

2.3.4 Faktory ovlivňující proces kompostování

Mezi faktory ovlivňující rychlost (při níž kompostování může pokračovat) a kvalitu dokončeného produktu patří především poměr uhlíku a dusíku, vlhkost, teplota, přítomnost kyslíku, očkování kompostem, tepelná izolace kompostu a hodnota pH (Šťastný, 1991).

Pro vytvoření optimálních podmínek pro rozvoj mikroorganismů je třeba zabezpečit zejména správný poměr uhlíku a dusíku (C:N) vhodnou surovinovou skladbou čerstvého kompostu. Poměr C:N by měl být v čerstvém kompostu v rozmezí 30-35:1 a ve zralém kompostu 20-30:1. Příliš široký poměr C:N prodlužuje zrání kompostu. Při příliš úzkém poměru C:N v čerstvém kompostu převyšuje obsah dusíku metabolickou přeměnu mikroorganismů, vznikají ztráty čpavkového dusíku a klesá produktivita tvorby humusových látek.

Vlhkost čerstvého kompostu je optimalizována na hodnotu, při níž je cca 70 % objemu pórovitosti kompostu zaplněno vodou. Nedostatečná vlhkost způsobuje vývoj nevhodné mikroflóry s převahou plísní a aktinomycet. Při nadbytečné vlhkosti dochází rychle k nedostatku kyslíku v kompostu a k vývoji anaerobní mikroflóry. Komposty zemité vyžadují optimální vlhkost 50 – 55 % a komposty s převahou dřevní štěpky nebo stromové kůry vlhkost 65 – 70 %.

Zvlášť je nutno doporučit k závlaze kompostu močůvku či zředěnou kejdu, kde je to možné. Nikoli z důvodu mikrobiologického oživení kompostu, jak se kdysi tvrdilo, ale z důvodu využití levného dusíku močůvky a kejdy (Kolář, Kužel, 2000).

Požadavek na minimální přítomnost fosforu v kompostu je 0,2 % P_2O_5 v sušině. Surovinová skladba kompostu musí zabezpečovat přítomnost lehce rozložitelných organických látek pro počáteční rozvoj mikroorganismů a zároveň vhodnou mikroflóru. Doplnění mikroflóry inokulací se při praktickém kompostování jeví jako značně problematické a zpravidla méně účinné. Výhodnější je očkování čerstvého kompostu zrajícím kompostem, nebo zeminou (ČSN 465735, Himmelhuber, 2004, Kalina, 2004).

Aby se rozklad dostal vůbec do pohybu, je především nutná počáteční teplota. Nejrychleji to jde, když materiál vykazuje 20 až 25 °C. Když se tlení již rozběhlo, nehraje v první fázi tlení vnější teplota téměř žádnou roli (Kalina, 2004).

Váchalová (2012) uvádí, že nárůst teploty při kompostování závisí na energetické bilanci celého systému, na velikosti a složení vsádky, aeraci a izolaci. Výše dosažené teploty v kompostu a doba jejího trvání jsou dva základní ukazatele dobrého průběhu kompostování. Optimální teplota v první fázi kompostování je cca 55 °C. Pro dobrý průběh aerace je potřebná dostatečná poróznost vsádky 20 až 30%. Nejvyšší potřeba kyslíku je v první fázi procesu. Kyslík se dodává přirozenou ventilací (difúze) nebo nucenou aerací (Váchalová, 2012).

2.3.5 Způsoby kompostování

Kompostování odpadů ze zeleně a dalších bioodpadů se z organizačního hlediska může provádět následovně:

- domácí kompostování (v rodinných zahradách) je jednoduchý způsob jak omezit podíl odpadů ze zahrad a kuchyňského bioodpadu ve smíšeném tuhém domovním odpadu. Domácí kompostování je možno organizovat v kompostových zakládkách v boxech nebo v kompostérech.
- komunitní kompostování (na sídlištích, u škol, v zahrádkářských koloniích). Při tomto typu kompostování občané třídí své odpady a vytríděný bioodpad přinášejí na kompostoviště, které je společným zařízením příslušné komunity. Z technologického hlediska se při komunitním kompostování využívají kompostové zakládky jako na centrální kompostárně, vhodné je i kompostování v otevřených boxech. Jako mechanizační prostředek k překopávání slouží nakladač, v menším rozsahu může jít o překopávání manuální.
- centrální kompostování (průmyslové kompostování) organizují obce, jejich technické služby a další většinou soukromé podnikatelské subjekty. Jde o náročnou činnost, která musí splňovat řadu předpisů vodohospodářských, hygienických a z hlediska legislativy odpadů. Další požadavky jsou kladeny na kompostárny, jestliže se vyrobený kompost uvádí do oběhu prodejem (Kalina, 2004).

Centrální zařízení bývají tradičně označovány jako průmyslové kompostárny a způsob výroby kompostu je usměrněn platnou ČSN 465735 Průmyslové komposty, která ukládá dodržovat tyto parametry:

- spalitelné látky ve vysušeném vzorku minimálně 25%
- celkový dusík (jako N) přepočtený na vysušený vzorek minimálně 0,6 %
- vlhkost minimálně 40% a maximálně 65%
- poměr C : N maximálně 30 : 1
- hodnota pH od 6,0 do 8,5
- nerozložitelné příměsi maximálně 2%.

Průmyslový kompost dle požadavků této normy musí být hnědá, šedohnědá až černá homogenní hmota drobtovité až hrudkovité struktury bez nerozpojitelných částic. Nesmí vykazovat pachy svědčící o přítomnosti nežádoucích látek (Kalina, 2004).

- kompostování s využitím žížal (tzv. vermikompostování) se v současnosti rozvíjí po celém světě. V našich podmínkách se využívá druh *Eisenia foetida* – kalifornský hybrid s vysokou produktivitou a plodností. Princip výroby biohumusu je založen na schopnosti žížal přeměňovat ve svém traktu organické látky (Váňa, 1997).

Z výsledků mé bakalářské práce (Broučková, 2015) je patrné, že průmyslové komposty vyhovující české normě, vlastně zemědělské komposty nejsou. Většinou mají zanedbatelné množství humusu a jsou ve svém organickém podílu tvořeny jen primární půdní organickou hmotou, sice dokonale rozloženou, ale nedostatečně zhumifikovanou. Čs. norma nařizuje obsah živin, obsah organických látek, ale nejdůležitější údaj – obsah humusu nebo alespoň hodnotu T vůbec neuvádí. Takový kompost je sice využitelný k podpoře mikrobiální půdní aktivity, ale nikoliv ke snížení ztrát živin z půdy elucí, což zásadním způsobem určuje ekonomiku hnojení a ta je dnes pro zemědělce rozhodující. Ti pak hnojení drahými průmyslovými komposty mohou snadno nahradit zaoráním většího množství např. posklizňových zbytků a o komposty ztratí zájem.

Nelze opomenout, že kompost je podle definice nejen organické, ale přímo humusové hnojivo (Duchoň, Hampl, 1962).

Podle Váchalové et al. (2016) nemůže moderní průmyslová výroba kompostů vyrábět takový kvalitní kompost, který byl v minulosti vyráběn staršími zahrádkáři (pomalým dozráváním desítky let), protože by byl neúnosně drahý. Průmyslový kompost nemá dostatek kvalitní suroviny, aby snížil cenu produktu a snaží se jí nahradit využíváním nejrůznějších organických odpadů. Stupeň lability těchto odpadů je podstatně menší a pro humifikaci i substrátově jsou tyto odpady méně výhodné.

3. CÍL PRÁCE

Cílem mé práce je ověřit, zda po šestileté aplikaci běžného průmyslového kompostu a kompostu zemědělského s aplikací jílového mléka a dlouhodobě fermentovaného v dávce 5 kg/m^2 (50t/ha) každým rokem do kultizemě hortické (původně kambizemě modální) ve srovnání má statisticky významné rozdíly v množství humusu a primární organické hmoty v půdě a v kvalitě primární půdní organické hmoty.

4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

4.1 Materiál a metody

4.1.1 Odběr vzorků půd

K experimentu, který byl naplánován před osmi lety, použil vedoucí mé diplomové práce lokalitu, kde původně byla kambizem modální ze středně těžkých substrátů. Původní vlastník této lokality – ZD Lišov, využíval pozemek nejen k rostlinné výrobě, ale také k likvidaci přebytečné kejdy z blízkého chovu skotu. Dávky kejdy vysoko překračovaly tehdy doporučovanou jednorázovou dávku 30t/ha i celkovou, která dosahovala hodnot blízkých extrému – 180t/ha, které se tehdy připouštěly jen pro monokulturu srhy laločnaté. Těmto extrémním dávkám se musela přizpůsobit i agrotechnika a tím došlo k vytvoření nového půdního typu – kultizemě (KU).

Použití tohoto půdního typu a subtypu pro cíl mé práce je zvlášť výhodné, protože přebytek organických látek a relativně krátká doba (40-45 let) jejich přirozené humifikace ztěžuje podmínky pro uplatnění změny, kterou přinese aplikace průmyslového „pseudokompostu“ ve srovnání s pravým kompostem s obsahem humusu. Jinými slovy: Budou-li zvýšeny rozdíly v těchto tak nepříznivých podmínkách, lze s jistotou očekávat rozdíly v podmínkách příznivějších.

Půdní vzorky včetně výsledků analýz kompostů mi byly předány vedoucím mé diplomové práce dle níže uvedených zásad:

Na 5 odběrových místech byly do hloubky 25 cm odebrány vzorky z plochy pokusnými komposty nehnojené – označené písmenem O. Dále vzorky z plochy 6 let každoročně hnojené kompostem průmyslovým – označeném písmenem P a kompostem humusovým – označeném písmenem H. Vzorky byly odebrány rýčem podle obecných zásad odběru vzorků pro agrochemické analýzy (ořez na ploše rýče na hranol 6 x 6 x 25 cm). Kromě toho byly odebrány neporušené vzorky zeminy do Kopeckého válečků objemu 100 ml opět obvyklým způsobem pro stanovení fyzikálně chemických vlastností půdních vzorků.

Půdní vzorky pro agrochemickou analýzu byly odebrány do polyetylenových sáčků, v laboratoři byly na pečícím papíru hrubě rozdrceny a na vzduchu usušeny. Dále z nich byly odstraněny kořeny, štěrky a případné manganoželezité konkréce, poté

na strojním desintegrátoru s 2 mm sítím byla ze vzorků připravena jemnozem – 2 mm prosev. Z této jemnozeme byl stanoven obsah P, K, Ca a Mg a hodnota iontovýmenné kapacity T a stupeň sorpčního nasycení V, samozřejmě i obsah výměnných bází S, zrnitost půdy, výměnné kyselosti a potřeby vápnění.

Půdní vzorky odebrané do Kopeckého válečků byly použity ke stanovení měrné hmotnosti zeminy, redukované objemové hmotnosti, pórovitosti, maximální kapilární vodní kapacity.

Pro stanovení organických látek byla ze všech vzorků pro agrochemické rozbory připravena z jemnozeme - jemnozeme II, tj. prosev sítím 0,25 mm.

Chemické a fyzikální vlastnosti půdních vzorků, byly provedeny ve spolupráci ČZU a VŠCHT v Praze, v laboratoři v Chotěboři a v zemědělské laboratoři AGROLA s.r.o. v Jindřichově Hradci. Z uvedených analýz celé mé diplomové práce jsem se podílela s Ing. Janou Borovou – Batt, Ph.D. pouze na stanovení C_{ox} v půdních vzorcích. Je to sice jen jediná analýza, ale provádí se v různých modifikacích časových, teplotních, koncentrace oxidovadla i reakce prostředí – což je hlavní výhoda této zcela nové metody.

Z důvodu snížení chyby měření bylo nutno práce nejen mnohokrát opakovat, ale také současně metodu realizovat pod dohledem a kontrolou Ing. Jany Borové-Batt, Ph.D. z VŠCHT Praha.

Přípravné analýzy půdních vzorků jsem sama nedělala, postupy a principy jsem si prostudovala a pro úplnou informaci uvádím.

Příprava jemnozeme II (prosev sítím 0,25 mm) vyžaduje rozetřít jemnozeme I (prosev 2 mm) v achátové třecí misce. Před použitím prosévacího stroje je nutno odstranit skelet větší než 10 mm a větší hrudky předem rozpojit. Jinak nejsou při přípravě jemnozeme II žádné problémy.

Fyzikální vlastnosti vzorků byly měřeny z odběrů do Kopeckého válečků. Vzorky se ale musí zpracovat nejpozději do 24 hodin po odběru (do prvního vážení), další operace do 2 dnů.

4.1.2 Použité metody

Z fyzikálních vlastností byly ve vzorcích stanoveny tyto hodnoty:

a) stanovení zrnitosti

Stanovení zrnitosti bylo provedenou starou, ale spolehlivou vyplavovací metodou na Kopeckého plavidlech. Je to soustava 3 válců s různým průměrem, kterými protéká voda za stálého tlaku. Největší rychlost proudu vody je v nejužším válci, nejnižší rychlost v nejširším válci. Části zeminy se potom rozdělí na 4 kategorie zrn, částice jílnaté, menší než 0,01 mm se z přístroje odplaví. V nejširším válci se usadí částice 0,01 – 0,05 mm, ve středním 0,05 – 0,1 mm a v nejužším válci částice 0,1 – 2,0 mm, tzn. IV. kategorie. Vzorek jemnozeme I se 24 hod. máčí, pak 1 hod. s vodou třepe, zákal se vlije do druhého válce, hrubší částice do nejužšího. Přístroj se vyplní vodou a pak se promývá tak, aby 1 l vody vytekl z přístroje za 201 vteřin. Promývá se do vyčiření vody ve válcích. Metoda se dnes už málo používá, protože vyžaduje mnoho prostoru. Je ale velmi jednoduchá a spolehlivá. K určení zrnitosti se používá Kopeckého klasifikátor. Běžně se ale k výpočtu používá postup podle Nováka, kde k určení druhu půdy stačí jen znalost obsahu I. kategorie, tedy jílnatých částic (do 0,01 mm).

b) stanovení měrné hmotnosti zeminy

Je to hmotnost 1 ml zeminy bez pórů v gramech. Zjišťuje se poměrně pracně pyknometrem. K výpočtu je nutno znát hmotnost sušiny zeminy, hmotnost pyknometru naplněného vodou a hmotnost pyknometru naplněného vodou s 20 g jemnozeme vysušené při 105 °C.

c) objemová hmotnost zeminy (redukovaná)

Je to hmotnost 1 ml suché, pórovité zeminy v neporušeném stavu. Musí se tedy použít vzorek z Kopeckého válečku. K výpočtu je třeba znát hmotnost vysušené zeminy, objem Kopeckého válečku.

d) pórovitost půdy

Vypočítá se ze specifické a objemové hmotnosti. Vyjadřuje se v %, rozdíl obou hmotností se dělí specifickou hmotností a celek se násobí 100. Je to objem pórů vyjádřený v % z celkového objemu zeminy v neporušeném stavu.

e) stanovení bodu vadnutí

Byla použita Vášova technická metoda, bod vadnutí se zjišťuje z vlhkosti rozhraní ve skleněné trubici průměru 12 mm v rozsahu 2 cm rozhraní. Měří se až po 8 hodinách zvlhčení destilovanou vodou.

f) číslo hygroskopicity

Je to vlhkost, kterou přijme vzorek jemnozeme v escilátoru z koncentrovaného (nasyčeného) roztoku Na_2SO_4 pro vysátí vzduchu z escilátou vývěvou po 4-5 dnech (do konstantní hmotnosti).

g) množství vody v zemině, které je fyziologicky neúčinné

Je to dvojnásobek čísla hygroskopicity. Lze také vypočítat podle Solnářova vzorce: $V_h = \% \text{ zrn I. kat.} \times 2,4$

h) stanovení maximální kapilární vodní kapacity

Je to vlhkost neporušeného vzorku půdy, která je poutána kapilárními silami, bez gravitační vody. Vzorky v Kopeckého válečcích nejprve nasávají vodu prostřednictvím filtračního papíru pod skleněným zvonem 24 hodin. Pak se odsává voda filtračním papírem nasyceným vodními parami, celkem 2 hodiny. Pak se zjistí vlhkost zeminy.

Z chemických vlastností byly ve vzorcích stanoveny tyto hodnoty (Valla et al., 2007):

a) stanovení výměnného pH a potřeby vápnění

Byla použita metoda doporučená ÚKZÚZ v Brně. Draselné ionty vyluhovaného roztoku (74,5 g KCl/1) vytěsní ze sorpčního komplexu půdy ionty vodíku. Jejich aktivita v suspenzi se měří potenciometricky se skleněnou elektrodou (metoda ISO/DIS 10390).

b) stanovení podílu H^+ v sorpčním komplexu dle Mehlicha

pH tlumivého roztoku dle Mehlicha přidaného do půdní suspenze se změní vlivem uvolněných hydroxoniových iontů. Změna o 0,1 jednotky pH odpovídá 2 mmol H^+ na 1 kg půdy.

c) stanovení P, K, Ca a Mg

Byl použit půdní extrakt podle Mehlicha II, jak doporučuje ÚKZÚZ. Je to kyselý roztok, který obsahuje NH_4F pro vyšší rozpustnost P, který je vázán Fe a Al. Kyselost se nastavuje HCl a CH_3COOH . V extraktu se P stanoví spektrofotometricky jako fosformolybdenová modř, draslík se stanoví atomovou emisní spektrofotometrií, vápník a hořčík rovněž atomovou emisní spektrofotometrií. (Některá pracoviště stanoví všechny živinné parametry (P,K,Ca, Mg) modernější metodou AES-ICP).

d) stanovení kationtové výměnné kapacity

I když se dnes používá řada nových metod (Bascomb ISO/DIS 13536, Gillmann ISO/DIS U260, Mehlich, stanovení octanem amonným dle ÚKZÚZ), považuje můj školitel za nejrychlejší, nejspolehlivější a nejlevnější konduktometrickou metodu dle Sandhoffa (1954). Umožňuje totiž jako jediná rozpoznat fyzikální a iontovýměnnou sorpci.

Tato metoda je podrobně popsána např. ve veřejných skriptech (Kolář, Kužel, 2000). Je k tomu potřeba konduktometr (dobré a levné přístroje dodává u nás firma GRYF, Havlíčkův Brod), tj. přístroj na měření reciproké hodnoty odporu, tedy vodivosti, dále elektromagnetickou míchačku a automatickou byretu s 0,05 N roztokem $\text{Ba}(\text{OH})_2$. Vzorek kompostu (0,5 – 1 g) se nejprve promyje 0,1 HCl, tím se vyplaví poutané ionty a výměnná místa se nasatí vodíkem. Pak se vzorek dlouho promývá destilovanou vodou, až v eluátu nevzniká kapkou roztoku AgNO_3 bílý zákal. Teprve tehdy jsou poslední zbytky HCl vymyty. Vymytý vzorek kompostu v H^+ - cyklu se spláchne do měrné kádinky, do kádinky se vloží míchadélko a nádobka se postaví na elektromagnetickou míchačku. Umístí se vodivostní čidlo konduktometru, zapne se míchání a změří se vodivost suspenze kompostu s vodou. Pak se v pravidelných časových intervalech (30 – 60 sek.) přidává po 0,1 až 0,2 ml roztoku $\text{Ba}(\text{OH})_2$ a vždy před dalším přídatkem se změří vodivost. Do grafu na osu x se zaznamenává spotřeba hydroxidu v ml, na osu y vodivost suspenze v mS či μS . Z grafické závislosti vodivosti na koncentraci $\text{Ba}(\text{OH})_2$ se zjistí T ze zlomu křivky.

e) stanovení C_{ox}

Mojí vlastní analytickou prací bylo stanovení uhlíku na mokré cestě, neboli C_{ox} . Je to metoda, která se běžně používá v laboratořích ke stanovení organických látek v půdě.

Princip metody: Uhlík v organických látkách půdního vzorku se oxiduje oxidovadlem, kterým je bichroman draselný v prostředí kyseliny sírové, jehož koncentrace je přesně určena. Část tohoto oxidovadla je uhlíkem půdního vzorku spotřebována. Nespotřebovaný zbytek oxidovadla se zjistí titrací Mohrovou solí. Bod ekvivalence se dá zjistit vizuálně pomocí indikátorů nebo pohodlně biampérometrickou titrací. V našem případě byla použita vizuální indikace, indikátorem byl difenylamin v kyselině sírové. Hnědě zbarvený roztok přechází do čistě fialové barvy. Jednou kapkou pak přejde do šedivé barvy – to je bod ekvivalence. Další kapka už vede k zelenému zbarvení.

Postup provedení (ISO 14235 v modifikaci ÚKZÚZ): Do kádinky se odváží $0,2 \pm 0,001$ g jemnozeme II. Dávkovačem se přidá 10 ml chromsírové směsi (40 g $K_2Cr_2O_7$ a 1000 ml koncentrované H_2SO_4 /n = 1,84/ v 2000 ml). Promíchá se krouživým pohybem a vloží do sušárny při 135 °C na 30 minut. Po vyjmutí se na 10 minut chladí, pak se zředí destilovanou vodou na 70 ml. Titruje se Mohrovou solí (40 g soli v 1000 ml vody okyselené 20 ml konc. H_2SO_4) po přidavku 5 kapek roztoku 0,5 g difenylaminu ve 100 ml konc. H_2SO_4 zředěné 20 ml vody a 2 ml kyseliny trihydrogenfosforečné (85 %) (Váchalová et al.,2016).

Množství C_{ox} se počítá takto:

$$C_{ox} = \frac{(a - b) \cdot f \cdot 0,03}{m} \quad [\%]$$

a = spotřeba [ml] Mohrovy soli při slepém pokusu (bez zeminy)

b = spotřeba [ml] Mohrovy soli při vlastním stanovení

f = faktor Mohrovy soli (musí se stanovit stejným způsobem, Mohrova sůl není stálá)

0,03 = přepočítávací faktor, 1 ml 0,1 mmol.chem.ekv. Mohrovy soli odpovídá 0,3 mg C_{ox} (další přepočet % a g z mg, tj. $100 : 1000 \times 0,3 = 0,03$)

m = navážka vzorku v [g] (Váchalová et al.,2016).

Důvodem četnosti opakování měření, byla plánovaná publikace výsledků této metody (jako novinky) ve vědeckém časopise s IF-faktorem.

Tato základní metoda byla opakována v různých modifikacích:

1. Kvalita primární půdní organické hmoty

Je nutno provést stanovení kinetiky oxidace půdního uhlíku. Půdní vzorky byly dispergovány v roztoku 0,07M $K_2Cr_2O_7$ v 12M H_2SO_4 ($n = 1,635 \text{ g/cm}^3$) a jejich organické látky byly oxidovány při 60 °C po celkovou dobu 120 minut. V průběhu této doby v intervalech nejméně 10 minut bylo odebráno 4-6 dílčích vzorků, v nichž se po odebrání stanoví C_{ox} . Ze změřených hodnot byla vypočítána rychlostní konstanta této oxidace, která je reakcí 1. řádu. Pak byla teplota zvýšena na 100 °C a po 45 minutách byl stanoven v posledním odběru C_1 .

Výpočet rychlostní konstanty [k] oxidace PPOH půdního vzorku:

Celkem šest dílčích vzorků bylo odebráno v intervalech po 10-20 minutách a v nich byl stanoven uhlík C_{ox} , který je možné označit C_{ox1} až C_{ox6} . Tyto vzorky byly stanoveny při oxidaci za teploty 60 °C, kromě toho je známa hodnota C_1 z konce stanovení při teplotě 100 °C (45 minut).

Oxidace organické hmoty je z hlediska reakční kinetiky reakce I. řádu a její rychlost je úměrná koncentraci ještě neoxidované organické hmoty:

$$\frac{dy}{dt} = K(L - y) = L \times L_z$$

L = celková organická hmota

y = oxidovaná část organické hmoty v čase (t)

K = rychlostní konstanta

L_1 = ještě neoxidovaná organická hmota v čase (t)

Integrací od 0 do t lze psát rovnici:

$$L_z = L \times e^{-Kt}$$

a po převedení na dekadické logaritmy se změní K na k :

$$L_z = L \times 10^{-kt}$$

Pro oxidovanou část organické hmoty v čase (t) lze psát rovnici:

$$x = L(1 - 10^{-kt})$$

Praktický výpočet lze velmi snadno provést graficky:

K hodnotám C_{ox1} až C_{ox6} vypočítáme rozdíly $C_{ox1}-C_1$, $C_{ox2}-C_1$ až $C_{ox6}-C_1$ a zjistíme logaritmy těchto rozdílů. Tyto logaritmy v pravoúhlém souřadnicovém systému zaznamenáme na osu y proti času v minutách na ose x . Rychlostní konstanta $[k]$ je souřadnicí vzniklé přímky a lze ji vypočítat ze vztahu:

$$k = 2,303 \times \text{tg } \alpha$$

a protože $\text{tg } \alpha$ je poměr mezi protilehlou a přilehlou odvěsnou pravoúhlého trojúhelníku, jehož přeponou je zaznamenaná přímka, je výpočet konstanty $[k]$ snadný – je to 2,303 násobek tohoto poměru a má rozměr [min].

2. Výpočet množství primární půdní organické hmoty a množství humusu

Hodnota C_1 z konečného výsledku měření kinetiky oxidace půdního uhlíku (0,07M $K_2Cr_2O_7$ v 12M H_2SO_4 při 100 °C za 45 minut) je mírou kvantity primární půdní organické hmoty PPOH, jejíž kvalitu určuje rychlostní konstanta $[k]$ její oxidace. Čím je hodnota vyšší, tím je PPOH labilnější a tedy z hlediska její hlavní funkce v půdě kvalitnější. Humus je složen z mnohem stabilnějších organických látek, které oxidaci v uvedeném roztoku $K_2Cr_2O_7$ a H_2SO_4 v daných podmínkách nepodléhají.

Odečte-li se od změřené hodnoty C_2 hodnota C_1 , je rozdíl uhlíkem humusu. Stupeň humifikace půdní organické hmoty (POH) lze vypočítat podle rovnice:

$$S_H = \frac{C_2 - C_1}{C_2} \cdot 100 [\%]$$

Stupeň humifikace je pak mírou kvantity humusu v celkové organické hmotě půdního vzorku.

3. Výpočet kvality humusu

V nové metodě je kvalita humusu odvozována z jeho hodnoty iontovýmenné kapacity, protože PPOH může mít i značnou sorbční kapacitu, ale její iontovýmenná kapacita je vždy ve srovnání s humusem zanedbatelná.

Iontovýmennou kapacitu humusu půdního vzorku lze zjistit konduktometrickou titrací suspenze, pak se humus oxiduje peroxidem vodíku (15%) v prostředí kyseliny octové. Metodu popsal Hraško (1962). Rozdíl výsledků po

opětovném stanovení iontovýměnné kapacity Sandhoffovou konduktometrickou metodou odpovídá iontovýměnné kapacitě humusu půdního vzorku a je tedy mírou kvality tohoto humusu.

Zápis konduktometrické titrační křivky při Sandhoffově metodě má výhodu v tom, že už na první pohled je zřejmé, zda vzorek půdy má opravdu iontovýměnnou kapacitu (křivka má dvě přímkové části), nebo jde o pouhou fyzikální sorpci iontů, velmi slabou (křivka je parabolická).

4.1.3 Analýza kompostů

Analýza vzorků kompostů byla provedena stejnými metodami, jako analýza půdních vzorků. Byla však mnohem skromnější, než analýza půd. Pro vyhodnocení mé diplomové práce jsem potřebovala především údaje o primární půdní organické hmotě a o humusu, také údaje o hodnotách iontovýměnné kapacity, určující kvalitu těchto kompostů. Data o obsahu přípustných živin a některé výsledky fyzikálně chemického rozboru už mají význam jen doplňující.

Analýzám půdních vzorků i kompostů by jistě prospělo, kdyby analytická práce byla ještě doplněna údajem nejen o množství, ale i o kvalitě humusu ve vzorcích. Tato metoda je také součástí nového způsobu hodnocení půdní organické hmoty.

4.1.4 Provedení hnojařského pokusu

Mým úkolem v diplomové práci bylo posuzování chemických a fyzikálně chemických vlastností pokusné zeminy – kultizemě hortické po dlouhodobé (šestileté) každoroční aplikaci dvou zcela odlišných kompostů, průmyslového (P) a humusového (H) ve srovnání s nulovou variantou, která nebyla žádným kompostem hnojena. Kompost P je průmyslový kompost komunální, kompost H je kompost humusový, zemědělský.

Ve všech třech variantách (O = nehnojeno kompostem, P = hnojeno průmyslovým kompostem a H = hnojeno humusovým kompostem) bylo do pokusné plochy vpraveno různé množství rostlinných živin, které mohly mít vliv nejen na rostlinný kryt pokusných ploch, ale především na aktivitu a rychlost procesů transformace organické hmoty jednotlivých variant, tedy na mineralizaci, humifikaci a tím i na konečnou iontovou výměnu a všechny další charakteristiky fyzikálně

chemických vlastností půd. Proto bylo nutno obsah N, P, K, Ca, Mg a S 2x ročně (na jaře a na podzim) kontrolovat a podle výsledků AZP minerálními hnojivy živinný režim všech tří variant stále upravovat. Byla k tomu použita tato hnojiva:

$(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, K_2SO_4 , MgSO_4 , $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$, K_2HPO_4 , $(\text{NH}_4)_2\text{HPO}_4$, NH_4NO_3

Tedy velmi dobře ve vodě rozpustná hnojiva. Ukázalo se, že po základní úpravě obsahu přípustných živin podle Nebergovy Komplexní metodiky výživy rostlin v r. 1990 ve všech třech pokusných variantách (O, P, H) byly pravidelné úpravy obsahu živin poměrně malé, kromě dusíku. U dusíku procesy imobilizace přebytkem přístupného uhlíku z přístupné minerální formy na nepřístupnou organickou formu byly neočekávaně vysoké a proto udržení alespoň přibližně stejné hladiny přístupného dusíku ve všech třech variantách bylo neobyčejně pracné. Ostatně dusíkem se na rozdíl od ostatních živin nehnojí půda, ale hnojí se přímo k dané pěstované rostlině a proto obsah minerálního dusíku v půdě je hodnota velmi proměnlivá. Přesto byla v tomto experimentu snaha udržet hladinu minerálního dusíku v pokusné půdě na hladině 40-50 mg/kg zeminy. Hladina P, K, Mg byla už poměrně snadno udržována na úrovni „vysokého obsahu“, tj. 116 – 185 ppm P, 311 – 420 ppm K a 266 – 330 ppm Mg, protože půda pokusné lokality odpovídala podle zrnitosti půdě střední.

Koncentrace vápníku nutná pro maximální rychlost biochemických procesů v půdě byla regulována úpravou výměnné půdní reakce všech třech variant na hodnotě $\text{pH} = 6,9$.

Problém koncentrace síry v tomto experimentu byl jen okrajový, protože hnojení přístupnými živinami převážně v síranové formě – ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, K_2SO_4 , MgSO_4) zajistilo síry dostatek a v zhruba stejném poměru k ostatním živinám. Proto obsah síry ve všech třech variantách se pohyboval v intervalu 200 – 300 mg/kg vzorku, tedy více, než je průměr pro půdy celé ČR (173 mg/kg) podle Beneše (1993).
Samotné provedení hnojařského pokusu:

Byly vytyčeny varianty O, P, H na zcela homogenním povrchu kultizemě hortické. Homogenita byla kontrolována obsahem přístupných živin a hodnotami C_{ox} a T. Potom bylo provedeno poměrně velmi pracné a zdlouhavé srovnání obsahu živin ve všech třech variantách do kategorie obsahu „vysoký“ dle AZP.

Každá varianta byla opakována podle zásad řecko-latinského čtverce celkem šestkrát. Plocha každé jednotlivé varianty byla 4 m² (2x2 m), na varianty P vždy začátkem března byl aplikován průmyslový kompost v dávce 20 kg/4m², tj. 5 kg/m², což odpovídá dávce 50 t/ha. Na varianty H byl aplikován stejným způsobem kompost humusový, což byl kompost desítky let fermentovaný s proléváním jílovým mlékem k stabilizaci mladých nízkomolekulárních humusových kyselin, který byl vyroben v dnes již zrušeném zahradnictví Psychiatrické léčebny v Opařanech, prý pod dohledem známého agrochemika z tábořské Zemědělské školy prof. Brodila v letech 2. světové války. Doklady o jeho výrobě, analýzách i výzkumném využití tehdejších výsledků se v archivu školy, ani v pozůstalosti prof. Brodila bohužel nenašly.

Aplikované dávky kompostu po pečlivém ručním rozmetání byly zapraveny do půdy malým rotavátorem z příslušenství zahradní techniky systému Terra.

Na pokusné ploše jednotlivých variant nebyla pěstována žádná plodina, plocha byla oseta jen nízkou travní směsí pro nízké trávníky. Porost byl strojní sekačkou občas posečen.

4.1.5 Matematicko-statistické zpracování výsledků

Rozhodující výsledky z opakování v řecko-latinském čtverci byly matematicko-statisticky zpracovány výpočty intervalu spolehlivosti průměru \bar{X} z rozpětí T , tj. rozdílu nejmenšího a největšího výsledku podle vztahu (Eckschlager et al., 1980)

$$\bar{X} \pm K_n \times R$$

kde K_n je koeficient odvozený Deanem a Dixonem (Anal. Chem. 23, 1951, cit. Eckschlager et al., 1980). Pokus je vhodný jen pro malý počet opakování jedné analýzy. Byla použita verze pro zvolenou pravděpodobnost danou koeficientem spolehlivosti $(1 - \alpha)$ v hodnotě 0,95.

4.2 Výsledky a diskuse

Tab. č. 1 Chemická analýza pokusné kultizemě hortické

Přístupný P (Melich III) [mg/kg]	42
Přístupný K (Melich III) [mg/kg]	87
Přístupný Mg (Melich III) [mg/kg]	66
Přístupný Ca (Melich III) [mg/kg]	1200
Vodorozpustný minerální N (iont.selektivní elektroda) [mg/kg]	4,5
Iontovýmienná kapacita - hodnota T (Sandhoff 1954) [mmol.chem.ekv. H ⁺ /kg]	78
Obsah výměnných bází - hodnota S [mmol.chem.ekv. H ⁺ /kg]	42
Stupeň sorpčního nasycení - hodnota V [%]	53,8
Výměnné pH	5,52
Potřeba vápnění [Goy-Ross] [kg Ca/ha]	1450
C _{ox} celkem [%]	7,441
Obsah primární půdní organické hmoty jako C _{ox} [%]	7,28
Obsah humusu (jako C _{ox} HK + FK) [%]	0,13
Stupeň humifikace celkové půdní organické hmoty [%]	1,79
Rychlostní konstanta <i>k</i> oxidace PPOH [min]	1,098

Zdroj: vlastní

Z tabulky č. 1 je zřejmé, že obsah živin v pokusné kultizemi hortické je vesměs nízký, platí to i o obsahu minerálního dusíku. Také výměnné pH je nízké a nepřekvapuje ani velmi nízký obsah vápníku, protože předávkování snadno rozložitelných organických látek do této půdy, která tak vlastně vznikla z kambizemě modální, vedla k značné produkci CO₂, který půdní CaCO₃ mění na vodorozpustný Ca (HCO₃)₂, který se pochopitelně z půdy vyplavil. Hodnota iontovýmienné kapacity T je vzhledem k tomu, že jde o půdu střední a hnojenou tak obrovskými dávkami organického hnojiva – kejdy, opravdu velmi malá. Je to tím, že organická hmota v této velmi kyselé půdě mohla sice mineralizovat, ale kyselou reakcí zubožené mikroorganismy svými enzymy na humifikaci už nestačily. Dokumentuje to extrémně nízký stupeň humifikace organické hmoty této půdy. Jestliže i u tak nízké hodnoty T bylo nalezeno i nízké V (pouze 53,8%) dokazuje to, že živný režim této půdy je mimořádně chudý. Poměrně malá potřeba vápnění při relativně velmi nízkém obsahu vápníku a vysoké půdní kyselosti dokazuje, že iontovýmienná kapacita této půdy musí být zcela mimořádně nízká, což potvrdilo také přímé stanovení T v této zemině.

Tab. č. 2 Fyzikálně chemická analýza pokusné kultizemě hortické

Měrná hmotnost ρ_z [g/cm ³]	2,32	Zrnitostní skladba	
Objemová hmotnost redukovaná ρ_d [g/ml]	1,27	% zrn. I. kategorie < 0,01mm	38,2
Pórovitost p [%]	41,05	% zrn. II. kategorie 0,01-0,05 mm	17,4
Maximální kapilární kapacita MKK [%]	29,13	% zrn. III kategorie 0,05-0,1mm	15,3
Bod vadnutí (Váša) BV [%]	9,84	% zrn. IV. Kategorie 0,1-2,0 mm	29,1
Číslo hygroskopicity V_h [%]	7,13	Druh zeminy dle Spirkauzlova klasifikátoru z obsahu zrn I. a II. kategorie Písčito - jílovito - hlinitá	
Voda fyziologicky neúčinná [%]	14,25		
Voda fyziologicky neúčinná (dle Solnáře) [%]	15,91		

Zdroj: vlastní

Z fyzikálně chemické analýzy pokusné kultizemě hortické (tabulka č. 2) vyplývá, že druh půdy je písčito-jílnato-hlinitý (dle Kopeckého), je to tedy půda střední.

Měrná hmotnost (ρ_z) této půdy je nižší, než by odpovídalo silně humózním horizontům. Spíše patří do skupiny zrašelinělých horizontů. Je to důkaz, že se zde organicky v minulosti nehnojilo, spíše přehnojovalo. Tomu odpovídá i objemová hmotnost redukovaná (ρ_d), která je zde nižší, než odpovídá intervalu pro střední půdy ČR (1,34 – 1,54). Pórovitost je v českých středních půdách obvykle v intervalu 45 – 55 % (Sáňka, Materna, 2004), v mé pokusné kultizemi je 41 %. Jde tedy vlastně o půdu ulehlou (Valla et al., 2007). Vysvětlení je prosté: Tvorbou provzdušněných agregátů vzniklých spojením organické a minerální koloidní frakce umožňuje jediné humus, nikoli primární organická půdní hmota.

Z tabulky č. 1 je zřejmé, že primární půdní organické hmoty je v pokusné půdě značný přebytek, ale humusu kritický nedostatek. Ze stejných důvodů má pokusná kultizem hortická i velmi malou maximální kapilární kapacitu MKK a sice jen 29,13 %, což odpovídá spíše písčité až hlinitopísčité půdě. U pokusné půdy jako půdy střední, by se dala očekávat hodnota MKK v intervalech 30 – 37 %.

Bod vadnutí BV je dolní mez vody v půdě, využitelné vegetací. Byl měřen Vášovou technickou metodou (Váša, 1959 cit. Hraško, 1962), která je doporučována i dnes (Valla et al., 2007).

Dá se i vypočítat ze zastoupení I zrnitostní kategorie:

$$BV = 0,3 \cdot \% I \text{ kat} + 4$$

nebo podle Solnářova vzorce:

$$BV = \% I \text{ kat} / 2,4$$

Moderně se zjišťuje z potenciálu půdní vody (energie, kterou půda poutá vodu, vztažená na jednotku vody. Jednotka vody může být vyjádřena jako jednotková hmotnost, objem, nebo tíha. Pro nejobvyklejší tíhu se používá termín tlaková výška). Byl zaveden termín „pF křivka“ tj. $pF = \log H$, kde H je vlhkostní tlaková výška v cm. Bod vadnutí BV se stanoví jako vlhkost odečtená na drenážní větvi pF křivky pro $pF = 4,18$. Měření retenčních křivek se provádí na podtlakových a hlavně přetlakových přístrojích. Tyto přístroje k analýzám nebyly bohužel k dispozici a proto byla použita starší metoda stanovení čísla hygroskopicity V_h .

Z tabulky č. 2 je zřejmé, že oba údaje, BV a číslo hygroskopicity se liší o 2,71% vody, není to tedy rozdíl zanedbatelný. Proto i výpočet obsahu vody fyziologicky neúčinné v pokusné kultizemi hortické je nutno posuzovat spíše jako údaj orientační, i když dva způsoby výpočtu podle obsahu zrn. I. kategorie (Solnářův vzorec) a podle čísla hygroskopicity (jeho dvojnásobek) se liší jen nepatrně – o 1,66 % H_2O . To je uspokojivé, uvážíme-li, že na vztah čísla hygroskopicity a množství vody v půdě fyziologicky neúčinné je velmi různý názor: V ČR se používá dvojnásobek V_h , ale různí autoři používají čísla v intervalu 1,7 – 3,3 (Hraško, 1962).

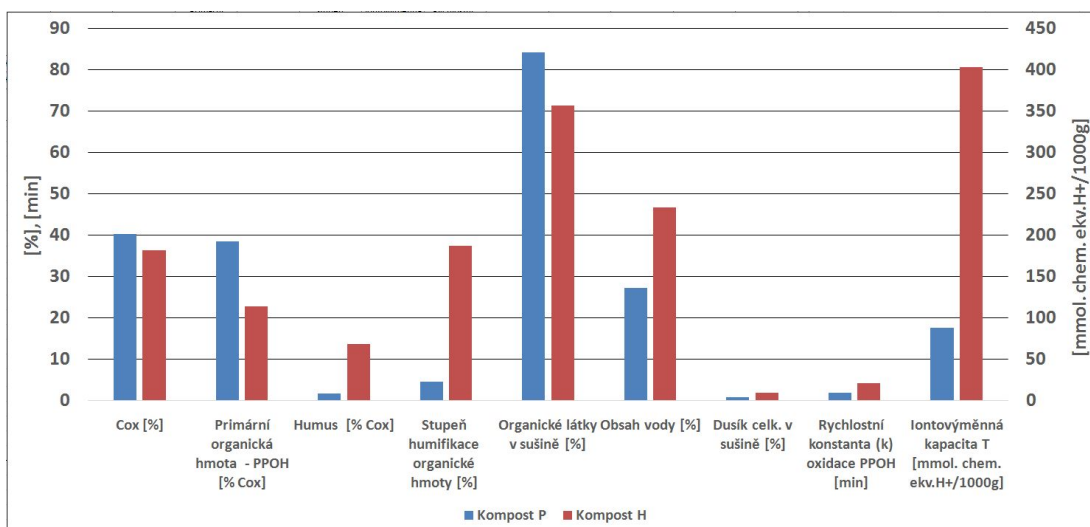
Vody fyziologicky neúčinné má pokusná půda příliš mnoho. Užitečná voda v půdě (fyziologicky účinná) je dána rozdílem polní vodní kapacity PVK a bodu vadnutí BV. Stanovení polní vodní kapacity je ekonomicky náročné, proto pro hrubé srovnání lze použít údaj MKK. PKV u středních půd bývá v intervalu 20 – 30%, MKK v intervalu 30 – 37 %. Má-li naše pokusná půda MKK jen 29,13% bude PVK jistě nejméně o $\frac{1}{4}$ nižší a pak rozdíl určující množství vody využitelné je zhruba 10 – 12%, což je velmi málo.

Tab. č. 3 Analýza kompostu P a kompostu H

	Kompost	
	P	H
C_{ox} [%]	40,41	36,5
Primární půdní organická hmota [% C_{ox}]	38,56	22,78
Humus [% C_{ox}]	1,85	13,72
Stupeň humifikace organické hmoty [%]	4,57	37,58
Iontovýmienná kapacita T [mmol. chem. ekv.H ⁺ /1000g]	88,2	403,6
Rychlostní konstanta [k] oxidace PPOH [min]	1,993	4,374
Organické látky v sušině [%]	84,2	71,4
Obsah vody [%]	27,4	46,8
Dusík celk. v sušině [%]	0,84	1,94
P ₂ O ₅ v sušině [%]	0,37	0,22
K ₂ O v sušině [%]	0,52	0,34

Zdroj: vlastní

Graf č. 1 Grafické znázornění analýzy kompostu P a kompostu H



Zdroj: vlastní

Z tabulky č. 3 a grafického znázornění v grafu č. 1 je zřejmé, že oba komposty P a H se výrazně liší především ve stupni humifikace své organické hmoty. Kompost H má téměř 40% své organické hmoty ve formě humusu, zatímco běžný průmyslový kompost z obchodní sítě má zhruba jen desetinu tohoto množství humusu. Tomu odpovídá i hodnota iontovýmienné kapacity: u průmyslového kompostu je tak nízká, že nedosahuje ani hodnot obvyklých v čistě minerální, středně těžké půdy (100 -180 mmol.chem.ekv. H⁺ na 1 kg vzorku) a blíží se hodnotám, které jsou typické pro

lehké, písčité, čistě minerální půdy (40–70 mmol.chem.ekv.H⁺/1000g). U humusového kompostu je hodnota T vysoká, ale vzhledem k vysokému stupni humifikace byla očekávána ještě mnohem vyšší. Důvodem je zřejmě kvalita tohoto kompostu – zřejmě chybí huminové kyseliny nižší molekulové hmotnosti a převládají vysokomolekulární huminové kyseliny a huminy. Ty už nejsou tak aktivní v iontové výměně, ale zase jsou cennější při tvorbě organominerálních asociátů. Mělo by se to projevit ve změnách vodního a vzdušného režimu půd hnojených tímto kompostem. Rychlostní konstanta [*k*] oxidace primární půdní organické hmoty dokazuje, že organické látky kompostu P jsou labilnější, než látky kompostu H. Bude tedy kompost P podporovat aktivitu půdní mikroflory hnojených půd mnohem více, než kompost H.

Vysvětlení je logické: Velmi dlouhá doba fermentace kompostu H vedla k vyčerpání labilních frakcí a nárůstu frakce stabilní, do které humus patří. Organických látek v sušině má kompost H méně, než kompost P. Důvod je stejný, labilní frakce už dříve zmineralizovaly, pokud nezhumifikovaly. Oba komposty se pronikavě liší obsahem vody – je to důsledek vyššího obsahu humusu kromě řady dalších důvodů. Obsah dusíku je v kompostu H více než dvojnásobný, než v kompostu P. Důkaz, že staří agrochemici poměru C:N při zakládání kompostů věnovali mimořádný zájem a nešetřili. Obsah P a K je v kompostu H naopak nižší, z neznámých důvodů, zřejmě ekonomických.

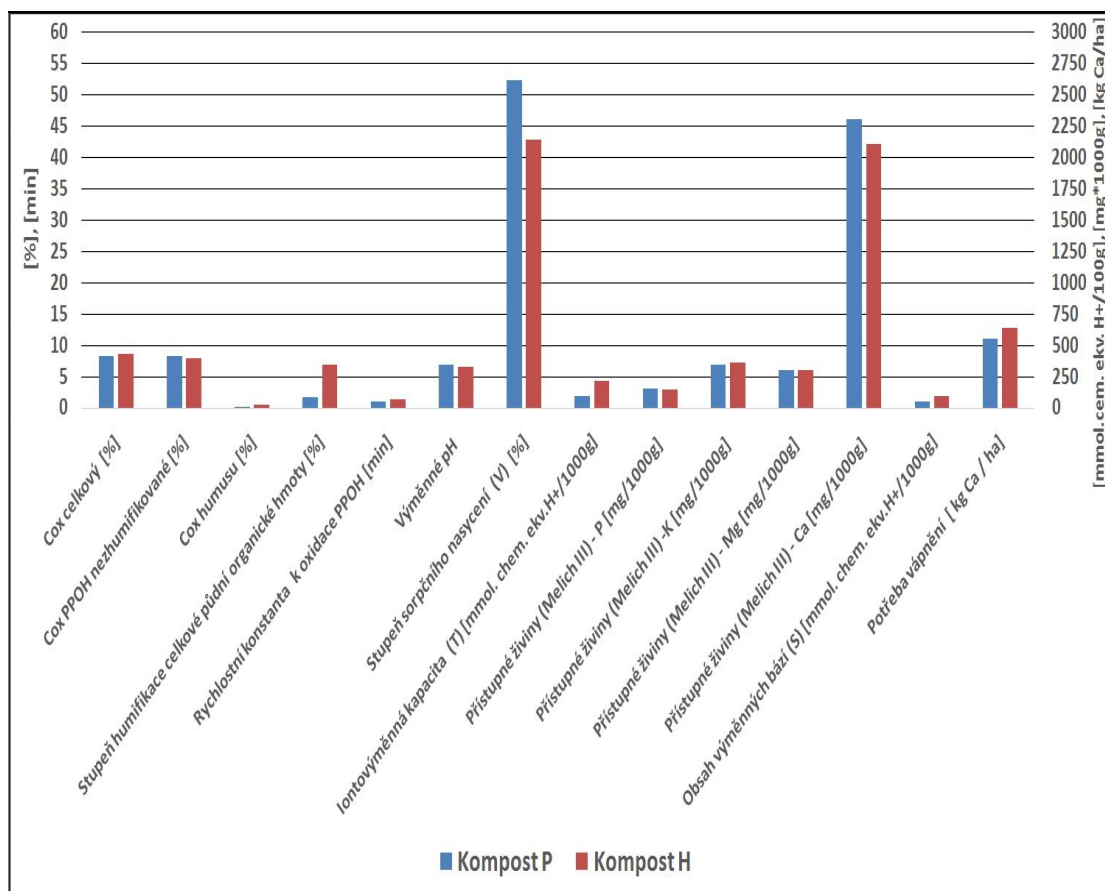
pH obou kompostů měřeno nebylo, protože ani ČSN 465735 „Průmyslové komposty“ hodnotu pH nestanovuje.

Tab. č. 4 Chemická analýza pokusné kultizemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha

	Kompost	
	P	H
C _{ox} celkový [%]	8,38	8,57
C _{ox} primární organické půdní hmoty nezhumifikované [%]	8,23	7,98
C _{ox} humusu [%]	0,15	0,59
Stupeň humifikace celkové půdní organické hmoty [%]	1,78	6,88
Rychlostní konstanta [k] oxidace PPOH [min]	0,978	1,341
Iontovýmienná kapacita) [mmol. chem. ekv.H ⁺ /1000g]	95	220
Přístupné živiny (Melich III) [mg/1000g]	P	152
	K	345
	Mg	299
	Ca	2310
Obsah výměnných bází S [mmol. chem. ekv.H ⁺ /1000g]	49,6	92,4
Stupeň sorpčního nasycení V [%]	52,3	42,9
Výměnné pH	6,91	6,54
Potřeba vápnění [kg Ca / ha]	550	640

Zdroj: vlastní

Graf č. 2 Grafické znázornění chemické analýzy pokusné kultizemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha



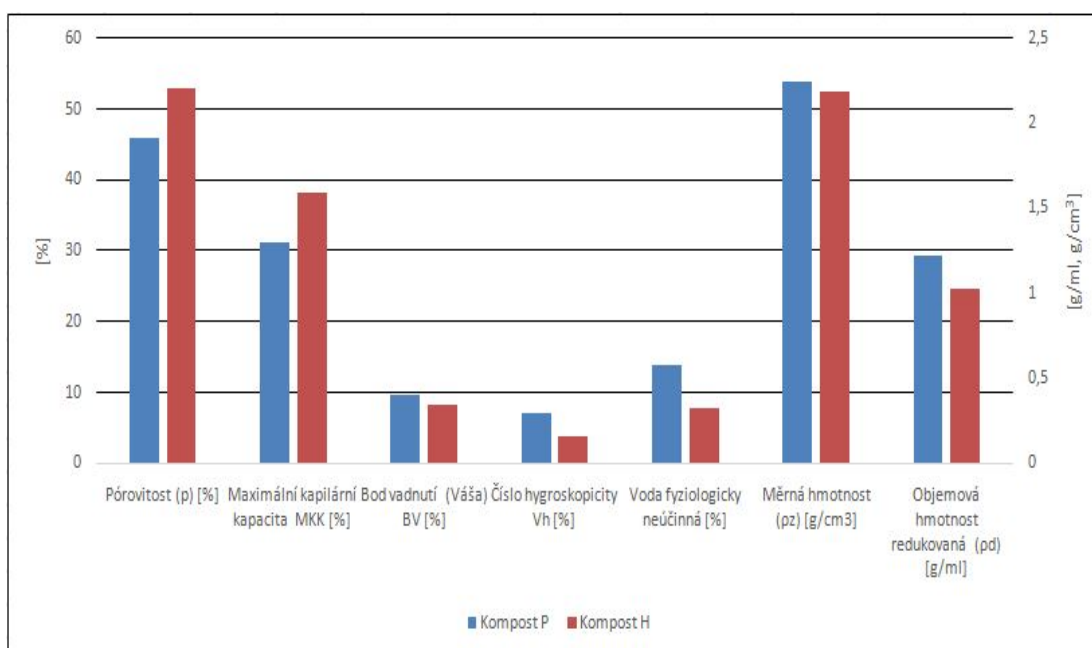
Zdroj: vlastní

Tab. č. 5 Fyzikálně – chemická analýza pokusné kultivemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha.

	Kompost	
	P	H
Měrná hmotnost ρ_z [g/cm ³]	2,25	2,19
Objemová hmotnost redukovaná ρ_d [g/ml]	1,22	1,03
Pórovitost p [%]	45,84	52,96
Maximální kapilární kapacita MKK [%]	31,22	38,20
Bod vadnutí (Váša) BV [%]	9,55	8,14
Číslo hygroskopicity V_h [%]	6,92	3,85
Voda fyziologicky neúčinná [%]	13,84	7,70

Zdroj: vlastní

Graf č. 3 Grafické znázornění fyzikálně – chemické analýzy pokusné kultivemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha



Zdroj: vlastní

Pro agrochemické účely je obvyklé uvažovat s hmotností ornice pro vzorkování (do hloubky 20-25 cm) na ploše 1 ha v hodnotě 6 000 000 kg. Tomu odpovídá hmotnost zeminy na ploše 1 m² do této hloubky zhruba 600 kg. Za 6 let pokusu při každoroční aplikaci kompostu bylo do zeminy této hmotnosti uloženo 30 kg kompostu P nebo H/1m². Protože kompost H měl 13,7 % C_{ox} ve formě humusu a tento humus byl dodán v organické hmotě s 36,5 % C_{ox}, je tedy zřejmé, že za celou dobu pokusu bylo do varianty H vpraveno 10,95 kg organických látek na 1 m²

a 4,11 kg humusu na 1 m², vyjádřeno v C_{ox}. Protože 1 m² je 600 kg zeminy, mělo by % zvýšení obsahu C_{ox} odpovídající humusu ve variantě H dosáhnout hodnoty o 0,68 % vyšší, a protože původní (počáteční) obsah humusu v pokusné zemině byl 0,13 % C_{ox}, měla by dosáhnout hodnota nálezu obsahu humusu ve variantě H po skončení experimentu 0,81 % C_{ox}.

Z tabulky č. 4 a grafu č. 2 je zřejmé, že zvýšení % C_{ox} humusu ve variantě H je podstatně nižší, dosahuje cca 73 % vypočítané hodnoty. Změny obsahu primární půdní organické hmoty by bylo zbytečné počítat, protože víme, že PPOH je různě labilní a že v procentech hydrolyzy a oxidace mineralizovala a její obsah se různě rychle měnil. Ale u humusu? Je-li poločas rozkladu fulvokyselin kolem 40 let a huminových kyselin dokonce tisíce let, je doba pokusu mžikem a analytické výsledky by se měly teoretickému výpočtu více blížit – i když nastavené údaje k výpočtu byly jen průměrné a úplnou shodu výpočtu a skutečnosti nebylo možno očekávat.

S pomocí vedoucího mé diplomové práce vysvětluji tento rozdíl takto:

- 1) Metoda k stanovení humusu není zcela specifická, určuje humus jako rezistentní k oxidaci velmi odolnou látku. V půdě existuje malé množství dalších rezistentních organických látek, které při analytickém stanovení reagují jako látky humusové, ale v půdě po několika letech působení enzymů půdních mikroorganismů jsou biodegradabilnější, než humus. Mohou to být např. některé ligniny.
- 2) Mladé fulvokyseliny i mladé nízkomolekulární huminové kyseliny humusu nejsou v půdě v klidu, ale v další dynamické přeměně. V pokračujících procesech polymerace a polykondensace zvětšují svoji relativní molekulovou hmotnost, tím získávají jiné často cennější vlastnosti (např. mladé huminové kyseliny a fulvokyseliny mobilizují v půdě těžké kovy, vysokomolekulární HK je naopak imobilizují). Polymerační reakce jsou charakteristické pouhým sledováním, ale pro polykondensační reakce je typické uvolnění malých skupin H₂S, NH₃, Co₂ a nejčastěji H₂O. To může být další příčinou ztrát.

Stupně humifikace půdní organické hmoty pro hnojení kompostem P zůstal prakticky nezměněn, pro hnojení kompostem H se zvýšil zhruba 4x. Naopak množství primární půdní organické hmoty a tedy energetický substrát pro půdní

mikroedafon byl vyšší v pokusné variantě P. Stupeň stability primární půdní organické hmoty se ve variantě H zvýšil, což je logické, ale ve variantě P se dokonce snížil. Lze z toho usuzovat, že průmyslový kompost má stejný účinek, jako zaoraná čerstvá rostlinná hmota zeleného hnojení.

Iontovými kapacita se ve variantě H zvýšila téměř trojnásobně a dosáhla úrovně $220 \text{ mmol.chem.ekv.H}^+/1000\text{g}$. Je to 2x více, než činí zvýšení T ve variantě P. Očekáváno však bylo mnohem výraznější zvýšení T ve variantě H. Dosažená hodnota T odpovídá asi střední hlinité půdě s průměrným obsahem kvalitního humusu, očekáván byl meliorační efekt.

Stupeň sorpčního nasycení V se ve variantě H o více než 10 % snížil. Je to logické, komposty mnoho živin nepřinesly, hnojení bylo jednotné a ve variantě H se tedy hodnot V snížila zvýšením hodnoty T. U varianty P s nepatrným zvýšením T se hodnota V prakticky nezměnila.

Obsah výměnných bází S je ve variantě H téměř dvojnásobný vzhledem k variantě P. Mohlo by se to zdát nelogické při vyrovnávacím hnojení, které bylo provedeno. Lze to vysvětlit snížením elučních ztrát při zvýšení hodnoty T a snížení hodnoty V ve variantě H.

Přístupné živiny byly vyrovnávacím hnojením na obou variantách (P i H) v kategorii „vysoký“ a prakticky beze změny.

Výměnné pH se vyrovnávacím hnojením spolu s úpravou půdní reakce na počátku pokusu zvýšilo, potřeba vápnění se snížila. Ve variantě H je však zřejmé nižší výměnné pH. Odpovídá to nižšímu stupni sorpčního nasycení V, daného při stejném imputu živin zvýšením hodnoty iontovými kapacity T.

Fyzikálně – chemická analýza pokusné kultizemě hortické (viz. tabulka č. 5, graf č. 3) po skončení pokusu přinesla na rozdíl od výsledků chemické analýzy výsledky lepší, než bylo očekáváno. Mírná hmotnost zeminy se obvykle pohybuje kolem hodnoty 2,65. Organicky přehnojená pokusná zemina měla na počátku měrnou hmotnost výrazně nižší, a sice $\rho_z = 2,32$ díky právě přebytku organických látek. Další imput kompostů P i H jako zdrojů další organické hmoty hodnotu ρ_z ještě snížil, ale již nepatrně. Rozdíly mezi komposty jsou nepodstatné, leží v intervalu experimentálních chyb. Objemová hmotnost redukována ρ_d , která původně byla už dost nízká ($\rho_d = 1,27$) se aplikací kompostů dále snížila a to

u varianty H více, než u varianty P a sice 1,22 a 1,03. Objemová hmotnost zeminy po aplikaci kompostu P odpovídá podle Kutílka (Saňka, Materna, 2004) kategorii nakypřenosti „slabě ulehlá“ a varianta H dokonce kategorii „velmi kyprá“ pro podorničí. Zvýšení objemové hmotnosti vedlo samozřejmě i k zvýšení pórovitosti, která u varianty P dosáhla hodnoty 45,84 % a to je podle přílohy č. 8 k Vyhláše č. 275/1998 Sb. (Saňka, Materna, 2004) pro hodnocení strukturního stavu humusového horizontu stav „dobrý“ a u varianty H je hodnota pórovitosti 53 %, což odpovídá stavu „výborný“.

Nejvýznamnější rozdíl mezi variantou P a variantou H je však v maximální kapilární kapacitě, která se sice zvýšila v obou variantách hnojených kompostem, ale ve variantě H o 22,4 % více, než ve variantě P.

Dokazuje to, že vysoce porézní organominerální asociáty jako základní kameny provzdušněných mikro i makroagregátů může účinně tvořit jediné humus, nikoliv primární organická půdní hmota, které na rozdíl od humusu chybí dostatečně silný záporný elektrický náboj na povrchu jejích částic.

Změna charakteru pórů tvorbou organominerálních asociátů humusu a jílové půdní frakce, která se tak příznivě projevila při měření maximální kapilární kapacity, především u varianty H se projevila rovněž příznivě i u čísla hygroskopicity V_h , které kleslo o téměř 44 % proti variantě P. Tím došlo k razantnímu snížení obsahu vody fyziologicky neúčinné, která z původních 14,25 % klesla ve variantě P na 13,84 % tedy zhruba jen o 0,5 %, ale ve variantě H na 7,70 % (tzn., že klesla o 6,14 % oproti variantě P) tedy o 44,4 %.

5. ZÁVĚR

Provedený výzkum dokázal, že běžný průmyslový kompost má zanedbatelné množství humusu a převážnou část jeho organické hmoty tvoří nezhumifikovaná, ale dokonale rozložená primární organická hmota. Její význam je v tom, že snadno mineralizuje a tím je výborným zdrojem energie pro půdní mikroedafon. Hnojení takovým kompostem má výhodu v tom, že dojde vždy ke zvýšení mikrobiální půdní aktivity a to samo o sobě je přínos potenciální půdní úrodnosti. Bohužel stejného efektu, i když se zpožděným účinkem může zemědělec dosáhnout tím, že zaorá větší množství snadno rozložitelné organické hmoty ve formě zeleného hnojení. Je pak otázka ceny průmyslového kompostu, zda se jeho aplikace vůbec vyplatí.

Kompostu se obecně přisuzuje funkce nejen organického, ale také humusového hnojiva. Tedy zvýšení iontovýmenné kapacity půdy a tím nižší ztráty živin z půdy vyplavením a tedy vyšší rentabilita hnojení. Připisuje se kompostu obecně i velmi příznivý vliv na fyzikálně chemické vlastnosti půdy, na její vodný a vzdušný režim. Tím také na schopnost zadržet zásobu vody v půdě a zvýšit množství fyziologicky využitelné vody v půdě. Takové vlastnosti ale průmyslový kompost nemá, protože mu chybí humus, který tyto vlastnosti půdy na rozdíl do primární organické hmoty vytváří.

K humusovým kompostům se bude společnost vracet obtížně, protože to jsou komposty, které fermentují přirozenou cestou velmi dlouho nebo jsou zpracovávány biochemickými technologiemi. Oba způsoby jsou drahé.

V diplomové práci byly přednosti teorie pravého humusového kompostu plně potvrzeny. V oblasti velikosti iontové výměny půdy s dlouhodobě aplikovaným humusovým kompostem byly odhadovány lepší výsledky. Naopak výsledky sledování změn vodního režimu půdy hnojené humusovým kompostem byly výrazně lepší, než bylo původně očekáváno.

Pro společnost by bylo úspěchem, kdyby si každý uvědomil, že rozhodujícím znakem kvality kompostu je jeho obsah humusu, který se bohužel vůbec nesleduje a nehodnotí. Mohlo by se stát, že bude vyráběno mnoho kompostů, které zemědělská praxe odmítne nakupovat. Primární organickou hmotu si vyrobí zemědělec sám.

Jedině kompost s humusem zajistí vyšší ochranu živin v půdě proti ztrátám elucí a tím zlepší rentabilitu hnojení a výrazně se vylepší vodně vzdušný režim půdy.

6. SEZNAM LITERATURY

- Amundson R. (2006): Soil Preservation and the Future of Pedology, Division of Ecosystem Sciences, University of California, Berkeley.
- Anderson D.W, Paul E.A. (1984): Organo–mineral complexes and their study by radiocarbon dating. *Soil Science Society of America Journal*, 48:298–301.
- Appuhn A., Joergensen R.G., Raubuch M., Scheller E., Wilke B. (2004): The automated determination of glucosamine, galactosamine, muramic acid, and mannosamine in soil and root hydrolysates by HPCL. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167: 17-21.
- Baldock J. A. (2007): Composition and cycling of organic carbon in soil, 1-35. In: Marschner P., Rengel Z., 2007: Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. *Soil Biology*, Vol. 10, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, 390 s.
- Baldock J. A., Masiello C.A., Gélinas Y., Hedges J.I. (2004): Cycling and composition of organic matter in terrestrial and marine ecosystems. *Marine Chemistry*, 92: 39-64.
- Baldock J. A., Oades J. M., Waters A. G., Peng X., Vassallo A. M., Wilson M. A. (1992): Aspects of chemical structure of soil organic materials as revealed by solid-state ^{13}C NMR spectroscopy, *Bio-geochemistry*, 16: 1-42.
- Baldock J.A., Skjemstad J.O. (1999): Soil organic carbon/soil organic matter. In: Peverill K.I., Sparrow L.A., Reuter D.J. (eds) *Soil analysis: an interpretation manual*. CSIRO Publishing, colingswood, Victoria, Australia, pp 159-170
- Baldock J. A., Smernik R. J. (2002): Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry*, 33: 1093-1109.
- Baldock J.A., Nelson P.N. (2000): Soil organic matter. In: Summer M. (ed) *Handbook of Soil Science*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 25–84.
- Barančíková G. (2008): Application of NMR spectroscopy in studies of organic matter in soil. *Chemické listy*, 102: 1100-1106.
- Beneš S. (1993): Obsahy a bilance prvků ve sférách životního prostředí. I. část, MZ ČR Praha.

- Blair G. J., Lefory R.D.B., Lisle L. (1995): Soil carbon fractions based on their degree of oxidation and the development of a carbon management index for agricultural system. *Australian Journal of Agricultural Research*, 46:1459–1466.
- Bremer E., Janzen H.H., Johnston A.M., (1994): Sensitivity of total, light fraction and mineralizace organic-matter to management-practices in a Lethbridge soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 74(2): 131-138.
- Broučková V. (2015): Výroba kompostu z pohledu agrochemika a z pohledu zpracovatele organického odpadu. [Bakalářská práce]. České Budějovice, 54 s. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, katedra agrosystémů.
- Capriel P. (1997): Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. *European Journal of Soil Science*, 48:457-462.
- ČSN 465735 Průmyslové komposty.
- Eckschlager K., Horsák J., Kodejš Z. (1980): Vyhodnocování analytických výsledků a metod. SNTL Praha + ALFA Bratislava, 223 s.
- Drake E.H., Motto H.L. (1982): *Soil Science* 133, cit. Stevenson, F.J. (1994): Humus chemistry, genesis, composition, reactions. John Willey, New York.
- Duchoň F., Hampl J. (1962): *Agrochemie. II. Vydání*, ČSAZV Praha.
- Ghani A., Dexter M., Perrott K. W. (2003): Hot-water extractable carbon in soils; a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (9): 1231-1243.
- Haynes R. J., 2005: Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils. *Advances in Agronomy*, 85, 86: 221-268.
- Hejátková K., Dvorská I., Jalovecký J., Kohoutek A., Kollárová M., Mičánková K, Plíva P., Valentová L., Vorlíček Z. (2007): Kompostování přebytečné travní biomasy. 1. Vyd., Náměšť nad Oslavou: Zemědělská a ekologická regionální agentura, 74 s. ISBN 978-80-903548-6-9.
- Himmelhuber P. (2004): *Komposty, pařeniště, truhlíky a stavba konstrukce*. 1. vyd. Praha: Grada, 96 s. ISBN 80-247-0754-3.
- Hraško J. (1962): *Rozbory pôdy*. SVPL Bratislava.

- 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.
- Chesworth W. (2008): *Encyclopedia of Soil Science*. Springer, Dordrecht, The Netherlands, ISBN 978-1-4020-3994-2.
- Christensen B.T. (1996): Carbon in primary and secondary organomineral complexes. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (eds) *Advances in soil science – structure and organic matter in agricultural soils*, CRC Lewis, Boca Raton, pp. 97-165.
- Christensen B. T. (2001): Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52: 345-353.
- Jiang P. K., Xu Q. F. (2006): Abundance and dynamics of soil labile carbon pools under different types of forest vegetation *Pedosphere*, 16 (4): 505-511.
- 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: 63-79.
- Kalina M. (2004): *Kompostování a péče o půdu*. 2 upr. vyd., Praha: Grada. 116 s. Česká zahrada. ISBN 80-247-0907-4.
- Kögel-Knabcher I., De Leeuw J.W., Hatcher P.G. (1992 a): Nature and distribution of alkyl carbon in forest soil profiles: implications for the origin and humification of aliphatic biomacromolecules. *Science of the Total Environment*, 117/118: 175-185.
- Kögel-Knabcher I., Hatcher P.G., Tegelarr E. W., De Leeuw J.W. (1992 b): Aliphatic components of forest soil organic matter as determined by solid-state ¹³C NMR and analytical pyrolysis. *Science of the Total Environment*, 113: 89-106.
- Kögel-Knabner I. (2002): The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry*, 34:139-162.

- Kolář L. (2016): Vliv organické hmoty na hospodaření půdy s vláhou a na tvorbu hospodářského výnosu zemědělských plodin. Sborník z mezinárodní konference „Kukuřice v praxi 2016“, KWS Osiva, s.r.o., Brno.
- Kolář L., Klimeš F., Gergel J., Kužel S., Kobes M., Ledvina R., Šindelářová M. (2005): Methods to evaluate substrate degradability in anaerobic digestion and biogas production. *Plant, Soil Environment*. 51 (4): 173-178.
- Kolář L., Klimeš F., Ledvina R., Kužel S. (2003): A method to determine mineralization kinetic of decomposable part of soil organic matter in the soil. *Plant, Soil Environment*, 49:8-11.
- Kolář L., Kužel S. (2000): *Odpadové hospodářství*. JČU, ZF, České Budějovice, 193 s. ISBN 80-7040-449-3.
- Kolář L., Ledvina R., Kužel S., Klimeš F., Štindl P., (2006): Soil organic matter and its stability in aerobic and anaerobic conditions. *Soil and Water Research*, 1 (2): 57-64.
- Kolář L., Moudrý J., Kopecký M. (2014): *Humus*. 1. vyd. Náměšť nad Oslavou: Zemědělská a ekologická regionální agentura, 25 s. ISBN 978-80-87226-34-6.
- Körschens M., Schulz E., Behm R. (1990): Heißwasserlöslicher C und N im Boden als Kriterium für das N-Nachlieferungsvermögen. *Zentralblatt. Mikrobiologie*, Jena, 145:305-311.
- Leavitt S.W., Follet R.F., Paul E.A. (1996): Estimation of slow and fast-cycling soil organic carbon pools from 6 N HCl hydrolysis. *Radiocarbon*, 38:231-239.
- Marriot E. E., Wander M. M. (2006): Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming systems. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (3): 950-959.
- Marschner B., Kalbitz K., (2003): Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. *Geoderma*, 113, 211-235.
- Martens D.A., Loeffelmann K.L. (2002): Improved accounting of carbohydrate carbon from plants and soil. *Soil Biology & 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.
- Muller P.E. (1987): Studien über die natürlichen Humusformen und deren Einwirkungen auf Vegetation und Boden. Springer, Berlin.
- Neff J.C., Asner G.P. (2001): Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. *Ecosystems*, 4:29-48.
- Nelson P.N., Baldock J.A., Oades J.M. (1993): Concentration and composition of dissolved organic carbon in streams in relation to catchment soil properties. *Biogeochemistry*, 19:27-50.
- Němeček J. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd České Republiky, 1. vyd. Praha: Česká zemědělská univerzita, 79 s. ISBN 80-238-8061-6.
- Paul E. A., Collins H. P., Leavitt S. W. (2001): Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring ¹⁴ C abundance. *Geoderma*, 104: 239-256.
- Plíva P. (2006): Zakládání, průběh a řízení kompostovacího procesu. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 65 s. ISBN 80-86884-11-2.
- Reeves D.W. (1997): The role of soil organic matter in maintaining soil quality in continuous cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 43:131-167.
- Rethemeyer J., Kramer C., Gleixner G., John B., Yamashita T., Flessa H., Andersen N., Nadeau M. J., Grootes P. M. (2005): Transformation of organic matter in agricultural soils: radiocarbon concentration versus soil depth. *Geoderma*, 128: 94-105.
- Rovira P., Vallejo V. R. (2002): Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. *Geoderma*, 107 (1-2): 109-141.
- Rovira P., Vallejo V. R. (2000): Examination of thermal and acid hydrolysis procedures in characterization of soil organic matter. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 31: 81-100.

- Rovira P., Vallejo V. R. (2007): Labile, recalcitrant and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (1): 202 – 215.
- Sandhoff H. (1954): Konduktometrische Bestimmung des T – Wertes von Boden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde*, 62.
- Sáňka M., Materna J. (2004): Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. MŽP ČR, edice Planeta, XII, 11, MK ČR E 8063.
- Shirato Y., Yokozawa M. (2006): Acid hydrolysis to partition plant material into decomposable and resistant fractions for use in the Rothamsted carbon model. *Soil Biology and Biochemistry*, 38 (4): 812-816.
- Skjemstad J. O., Clarke P., Taylor J.A., Oades J.M., McClure S.G. (1996): The chemistry and nature of protected carbon in soil. *Australian Journal of Soil Research*, 34: 251-271.
- 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. *Australian Journal of Soil Research*, 42: 79-88.
- Skjemstad J. O., Taylor J.A., Smernik R.J. (1999): Estimation of charcoal (char) in soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 30:2283-2298.
- Sohi S.P., Mahieu N., Arah J.R.M., Powlson D.S., Madari B., Gaunt J.L. (2001): A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Science Society of America Journal*, 65:1121-1128.
- Sohi S.P., Mahieu N., Powlson D.S., Madari B., Smittenberg R.H., Gaunt J.L. (2005): Investigating the chemical characteristics of soil organic matter fractions suitable for modeling. *Soil Science Society of America Journal*, 69:1248-1255.
- 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 (1-2): 38-46.
- Sotáková S. (1982): Organická hmota a úrodnost' pôdy. 1. vyd. SUPL Bratislava: Príroda, vydavateľstvo kníh a časopisov, n. p., 234 s.
- Stevenson F. J. (1982): Humus chemistry, genesis, composition, reactions. John Wiley, New York.

- Šarapatka B. (2014): Pedologie a ochrana půdy, 1. vyd., Olomouc: Univerzita Palackého, 232 s. ISBN 978-80-244-3736-1.
- Šimon T. (2005): Aliphatic compounds, organic C and N and microbial biomass and its activity in long-term field experiments. *Plant, Soil and Environment*, 51: 276-282.
- Šimon T. (2007): Quantitative and qualitative characterization of soil organic matter in the long-term fallow experiment with different fertilisation and tillage. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 53: 241-251.
- Šťastný M. (1991): Mechanizace kompostování (studie VTR). Praha: Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství. 68 s. Studijní informace.
- 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: 969-978.
- Váchalová R. (2012): Aerobní zpracování biomasy. 1. vyd., České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, 150 s. ISBN 978-80-7394-379-0.
- Váchalová R., Kolář L., Borová-Batt J., Váchal J. (2014a): Selectivity of ion exchange as a sign of soil quality. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 45 (20): 2673-2679. ISSN 0010-3624.
- Váchalová R., Kolář L., Borová-Batt J., Konvalina P., Váchal J. (2014b): Measurement of quality of primary soil organic matter and humus. *Bothalia*, 44(7), 106-116. ISSN 0006-8241.
- Váchalová R., Kolář L., Horáček J., Váchal J. (2014c): Způsob měření množství a kvality půdní organické hmoty. Patent CZ 304 265 B6, Úřad průmyslového vlastnictví Praha, 5.2.2014.
- Váchalová R., Kolář L., Muchová Z. (2016): Primární organická půdní hmota a humus, dvě složky půdní organické hmoty. 1.vyd. Nitra, Slovenská poľnohospodárska univerzita, 122 s. ISBN 978-80-552-1467-2.
- Valla M., Kozák J., Němeček J., Matula S., Borůvka L., Drábek O. (2007): Pedologické praktikum. ČZV Praha, 2. vyd., ISBN 978-80-213-0914-2.

- Váňa J. (1997): Výroba a využití kompostů v zemědělství. 2. vyd., Praha: Institut výchovy a vzdělávání Ministerstva zemědělství ČR, 38 s. Rostlinná výroba. ISBN 80-710-5144-6.
- Vaněk V., Balík J., Pavlík M., Pavlíková D., Tlustoš P. (2016): Výživa a hnojení polních plodin. 1. vyd., Praha: Profi Press, 224 s. ISBN 978-80-86726-79-3.
- Vašků Z. (2008): Základní druhy průzkumů pro krajinné inženýrství, využití a ochranu krajiny. 1. vyd. Praha: Česká zemědělská univerzita, 396 s. ISBN 978-80-213-1749-9.
- Waksman S. A. (1936): Humus. Williams and Wilkins. Baltimore, MD.
- Zhang J. B., Song C. C., Yang W. 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.

7. SEZNAM ZKRATEK A ZNAČEK

^{13}C NMR	spektroskopie
A	humózní horizont
AES-ICP	absorbčně emisní spektrometrie
AZP	agrochemické zkoušení půd
B	přechodný horizont (epipedon)
Bv	braunifikovaný horizont
BV	bod vadnutí
C	půdotvorný substrát
C_{ox}	oxidovatelný uhlík
ČSN	česká technická norma
ČZU	česká zemědělská univerzita
DRIFT	difusní reflexní spektroskopie v infračervené oblasti
FK	fulvokyseliny
H	kompost humusový
HK	humínové kyseliny
HM	huminy
ISO/DIS	certifikace systému managementu jakosti
k	rychlostní konstanta
KA	kambizem
KU	kultizem
KUho	kultizem hortická
MMK	maximální kapilární kapacita
NIRS	difusní reflexní spektroskopie v blízké infračervené oblasti
NMR	nukleární magnetická rezonance
O	nulový vzorek (srovnávací)
p	pórovitost
P	kompost průmyslový
pF	logaritmus vlhkostní tlakové výšky
pH	potenciál vodíku
POH	půdní organická hmota
PPOH	primární půdní organická hmota
PVK	polní vodní kapacita

S	obsah výměnných bází
S _H	stupeň humifikace
SOM	půdní organická hmota (soil organic matter)
t	čas
T	iontovýměnná kapacita
ÚKZÚZ	ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
V	stupeň sorpčního nasycení
V _h	číslo hygroskopicity
VŠCHT	vysoká škola chemicko-technologická
ZD	zemědělské družstvo
ZPF	zemědělský půdní fond
ρ_z	měrná hmotnost
ρ_d	objemová hmotnost redukováná

8. SEZNAM TABULEK

Tab. č. 1	Chemická analýza pokusné kultizemě hortické	37
Tab. č. 2	Fyzikálně chemická analýza pokusné kultizemě hortické	38
Tab. č. 3	Analýza kompostu P a kompostu H	40
Tab. č. 4	Chemická analýza pokusné kultizemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha	42
Tab. č. 5	Fyzikálně – chemická analýza pokusné kultizemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha	43

8. SEZNAM GRAFŮ

Graf č. 1	Grafické znázornění analýzy kompostu P a kompostu H	40
Graf č. 2	Grafické znázornění chemické analýzy pokusné kultizemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha	42
Graf č. 3	Grafické znázornění fyzikálně – chemické analýzy pokusné kultizemě hortické po šestileté každoroční aplikaci kompostu P a kompostu H v dávce 50t/ha	43