

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Agroekosystémů

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

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Využití cihelného a betonového recyklátu
stavebních odpadů při kompostování
biodegradabilních odpadů**

Vedoucí práce:

prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.

Autor:

Bc. Pavlína Nováčková

České Budějovice, 2015

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE (PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Pavlína NOVÁČKOVÁ**
Osobní číslo: **Z13444**
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**
Studijní obor: **Agroekologie**
Název tématu: **Využití cihelného a betonového recyklátu stavebních odpadů při kompostování biodegradabilních odpadů**
Zadávací katedra: **Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií**

Zásady pro vypracování:

Je známo, že některé inertní látky významně zlepšují proces aerobního rozkladu organické hmoty při kompostování. Příčina dosud není zcela známa, spíše než o provzdušnění jde o katalytickou oxidaci či hydrolýzu na povrchu inertu. Hlavně není známo, zda tento příznivý efekt se projevuje také v syntézním procesu humifikace, který po rozkladu hmoty v kompostu by měl nastat.

Proveďte modelové zkoušky kompostování v laboratorních podmínkách s jednotnou organickou labilní směsí a s různými přísadkami cihelného a alternativně betonového recyklátu stejné zrnitosti a zkoušky hodnotěte podle těchto kritérií:

1. Docílený stupeň stability organické hmoty (metoda dle Yokozawy).
2. Docílená hodnota kationtové výměnné kapacity (metoda dle Sandhoffa).
3. Dosažená hodnota $Q_{4/6}$, z které je známý dosažený stupeň kondenzace případně vzniklých humusových látek.

Rozsah grafických prací: **dle potřeby**
Rozsah pracovní zprávy: **40-60 stran**
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**
Seznam odborné literatury:

Pokuste se najít v databázích literární prameny, které se ve světové literatuře zabývají přídávky inertů do surovinové skladby při kompostování.

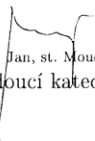
Literaturu pro experimentální práci Vám předá vedoucí diplomové práce.

Vedoucí diplomové práce: **prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.**
Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

Datum zadání diplomové práce: **10. února 2014**
Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2015**


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

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
270 02 České Budějovice


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

V Českých Budějovicích dne 26. března 2014

Anotace

Je známo, že některé inertní látky významně zlepšují proces aerobního rozkladu organické hmoty při kompostování. Příčina dosud není zcela známa, spíše než o provzdušnění jde o katalytickou oxidaci či hydrolyzu na povrchu inertu. Hlavně není známo, zda se tento příznivý efekt projevuje také v syntézním procesu humifikace, který by měl po rozkladu organické hmoty v kompostu nastat.

Klíčová slova:

Organická hmota, aerobní rozklad, kompostování, humus, recyklace, recyklát

Annotation

It is known that certain inert substances significantly improve the process of aerobic degradation of organic mass during composting. The cause is not completely clear yet, but it improves catalytic oxidation or hydrolysis process rather than aeration at the surface of inert substance. Generally, it is not clear, whether this benefit effect occurs during synthesis process of "humification", which should happen after decay of organic mass in compost.

Key words:

Organic mass, aerobic degradation, composting, humus, recycling, recycle

PROHLÁŠENÍ

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) 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 dne 16. dubna 2015

.....

vlastnoruční podpis autora

Poděkování

Děkuji prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc. za cenné rady, připomínky a za čas, který mi věnoval při vedení diplomové práce.

OBSAH

1 ÚVOD	7
2 LITERÁRNÍ REŠERŠE	8
2.1 BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÉ ODPADY	8
2.1.1 Biologicky rozložitelné komunální odpady	9
2.2 KOMPOSTOVACÍ PROCES.....	14
2.2.1 Obecné zásady výroby kompostů.....	15
2.2.2 Technologie kompostování	17
2.3 STAVEBNÍ A DEMOLIČNÍ ODPADY	18
2.3.1 Možnosti nakládání se stavebními a demoličními odpady.....	18
2.3.2 Využití recyklátů.....	22
2.3.3 Betonový recyklát	24
2.3.4 Cihelný recyklát	25
2.3.5 Směry dalšího rozvoje recyklace SDO	26
2.4 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA	27
2.4.1 Labilní frakce půdní organické hmoty, její kvalita a kvantita.....	29
3 CÍL PRÁCE	32
4 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST	33
4.1 MATERIÁLY A METODY	33
4.2 Výsledky	38
5 DISKUZE	39
6 ZÁVĚR	41
7 POUŽITÁ LITERARURA	42

1 ÚVOD

Význam organické části půdy byl znám již v dávné minulosti. I když nebyla známa podstata jejího působení, bylo zřejmé, že s ní souvisí půdní úrodnost. Půdní úrodnost je funkce složitého souboru vlastností, které při vhodné kombinaci jednotlivých složek zajišťují rostlinám optimální podmínky pro růst a vývoj a tím zajišťují realizaci jejich výnosového potenciálu, vždy pro konkrétně půdně-ekologické podmínky.

V současné době zemědělská praxe řeší dopady a změny zemědělské politiky v ČR. Byly sníženy stavy hospodářských zvířat, to mělo za následek snížení produkce statkových hnojiv, přestaly se pěstovat krmné plodiny jako jeteloviny, lusko-obilné směsky, ze zemědělských ploch zmizely luskoviny i organicky hnojené okopaniny. Důsledkem těchto změn jsou monokulturní osevnické postupy (řepka, obiloviny, kukuřice), které nesplňují základní agrotechnická a půdoochranná opatření pro udržení půdní úrodnosti – dochází k nedostatku organické hmoty v půdě. Změny v zemědělských podnicích vedou ke změnám a hledání nových technik a technologií pro zajištění ekonomické udržitelnosti.

Jedním z opatření nové legislativy ochrany půdy je i využití kvalitního kompostu, jako zdroje organické hmoty pro návrat do koloběhu organické hmoty zpět do půdy. Zdrojem pro výrobu kompostu mohou být nevyužité zbytky bioodpadu v zemědělském provozu, biomasa, která vzniká údržbou zeleně jako bioodpad a také v nemalé míře biologický odpad z lidské spotřeby. Kompostování i využití kompostu je významným parametrem pro vyhodnocení ekonomické, ekologické i sociální udržitelnosti zemědělského podniku.

Cílem mojí diplomové práce je v modelových kompostovacích zkouškách zjistit chování a význam přídavku dvou dosud nezkoumaných přísad do základní kompostované organické směsi, betonového a cihelného recyklátu, jako produktu z recyklace stavebních odpadů.

2 LITERÁRNÍ REŠERŠE

2.1 BIOLOGICKY ROZLOŽITELNÉ ODPADY

Biologicky rozložitelné odpady (BRO) jsou ty odpady, které podléhají aerobnímu nebo anaerobnímu rozkladu. Jsou to zejména odpady ze zemědělství, lesnictví a potravinářství, dále odpady z průmyslu papírenského a textilního, odpady ze zpracování dřeva, kůží a dalších výrob. Jde o kvantitativně významnou skupinu – představují zhruba 23 % veškeré produkce odpadů, která v případě uložení na skládky ohrožuje složky životního prostředí skleníkovými plyny a škodlivými průsaky.

Biologicky rozložitelné odpady se totiž na skládkách rozkládají, a jelikož se tak děje v anaerobních podmínkách, tak vznikající skládkový plyn obsahuje vysoký podíl metanu, který k zesílení skleníkového efektu přispívá násobně více než hlavní skleníkový plyn oxid uhličitý, který vzniká při rozkladu aerobním. Dá se tedy shrnout, že hlavním cílem je snížit množství biologickým rozkladem uvolnitelného uhlíku ukládaného na skládky a tento materiál z části přeměnit na oxid uhličitý a z části vrátit zpět do půdy - nejlépe ve formě stabilního humusu, který je zárukou, že uhlík zůstane dlouhodobě uložen v půdě a nebude tak přispívat ke globálnímu oteplování.

Nová právní úprava odpadového hospodářství důsledně přibližuje předpisy EU. Směrnicí Rady 1999/31/EC o skládkách odpadů je členským státům ukládáno vypracování národních strategií k omezení množství biologicky rozložitelného odpadu odcházejícího na skládky. Opatření v České republice by měly zabezpečit snížení množství biologicky rozložitelného komunálního odpadu na skládkách v roce 2010 na 75% množství ukládaného v r. 1995, v roce 2013 by toto snížení mělo být na 50% a v roce 2020 na 35% množství ukládaného v roce 1995. Účelem těchto opatření je omezení antropogenního skleníkového efektu a globálního oteplování. Strategie k omezení dysfunkcí skládkování biologicky rozložitelných odpadů umožňuje jako významný nástroj **aerobní kompostování**.

2.1.1 Biologicky rozložitelné komunální odpady

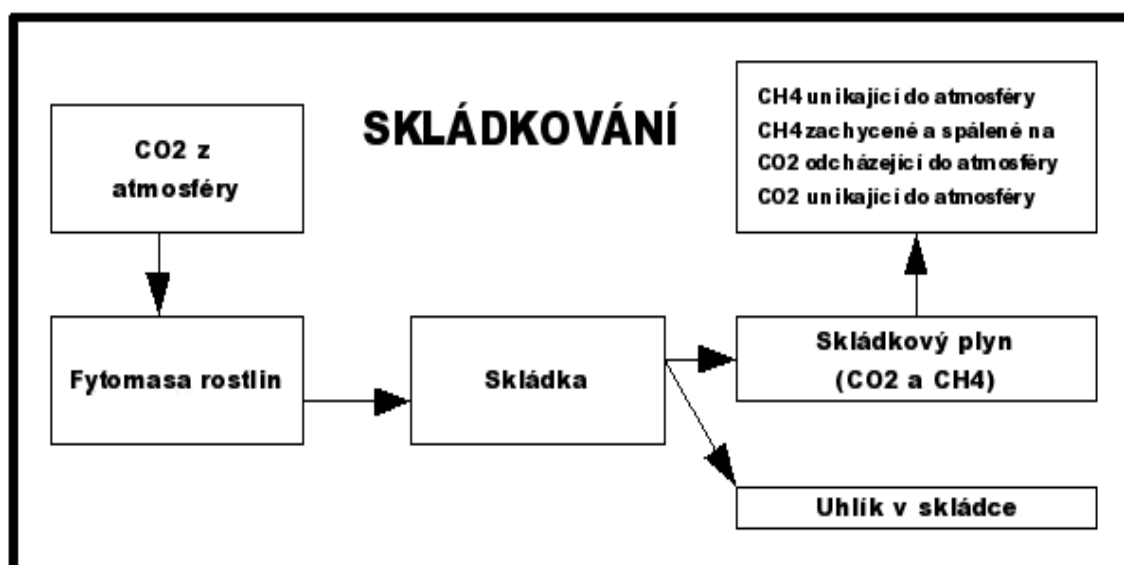
Biologicky rozložitelné komunální odpady (BRKO) patří rovněž do skupiny BRO, ale jsou i kvantitativně významnou skupinou tzv. směsných odpadů: jejich podíl je, v závislosti na oblasti, kolem 40 procent. BRKO mají různorodé vlastnosti a proto je jejich sběr, zpracování a odstraňování problematické. Mají i negativní vliv na životní prostředí - jde jak už bylo řečeno o tvorbu skleníkových plynů a kyselých výluhů při hydrologických procesech. Životní prostředí může výrazně ovlivnit i způsob nakládání s nimi, a to jak pozitivně, tak negativně. Některé druhy odpadů, vykazovaných jako BRKO, však mají jen určitý podíl biologicky rozložitelné složky (viz tabulka č. 1).

Tabulka č. 1 – Druhy odpadů tvořící BRKO, dle Katalogu odpadů

Kód odpadu	Název druhu odpadu	Koeficient biologického rozkladu
20 01 01	Papír a lepenka	1
20 01 08	Biologicky rozložitelný odpad z kuchyní a stravoven	1
20 01 10	Oděvy	0,60
20 01 11	Textilní materiály	0,50
20 01 38	Dřevo neuvedené pod č. 20 01 37	1
20 02 01	Biologicky rozložitelný odpad	1
20 03 01	Směsný komunální odpad	0,54
20 03 02	Odpad z tržišť	0,80
20 03 07	Objemný odpad (započteno koeficientem dle 1)	0,50

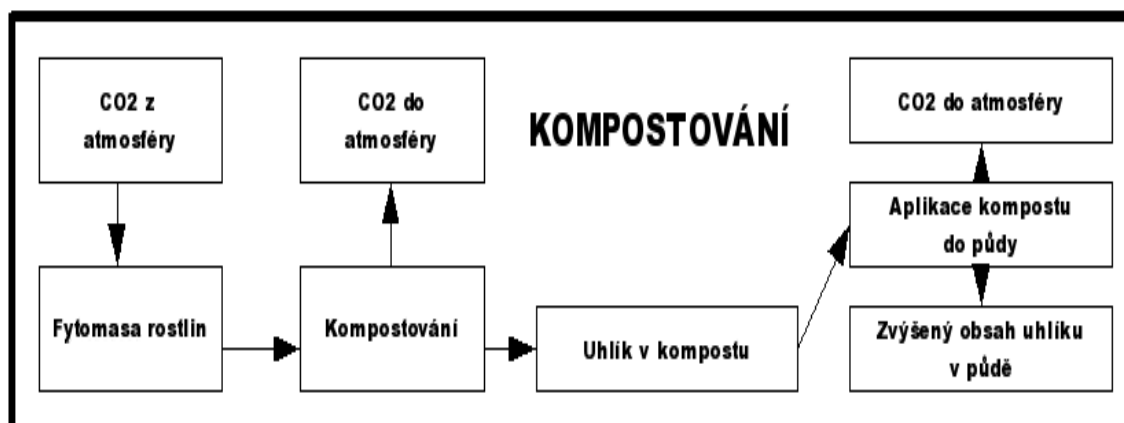
Kotoulová, Z: Metodika výpočtu postupného snižování množství biologicky rozložitelných komunálních odpadů (BRKO)

Obr. č. 1 Toky uhlíku při skládkování biologicky rozložitelných odpadů



(SMITH et al. 2001)

Obr. č. 2 Toky uhlíku při kompostování biologicky rozložitelných odpadů



(SMITH et al. 2001)

Důvody pro snižování ukládání biologicky rozložitelných odpadů na skládky jsou zejména následující:

- snížení emisí skleníkových plynů,
- vracení organické hmoty a živin do půdy,
- snížení záboru půdy skládkami,
- zisk energie (v případě využívání BRO anaerobní digescí, spalováním, apod.).

LECHNER (2002) uvádí následující metody pro snížení produkce metanu na skládkách:

- **oddělený sběr bioodpadu,**
- **výroba kompostu coby jímky uhlíku,**
- **biologická předúprava odpadu před skládkováním a využívání skládkového plynu.**

BATES a HAVORTH (2001) uvádí následující možnosti:

- **Odklonění biologicky rozložitelných odpadů ze skládek:**
 - kompostování BRO,
 - anaerobní digesce BRO,
 - bio-mechanická předúprava zbytkového odpadu,
 - spalování zbytkového odpadu,
 - recyklace papíru a lepenky.
- **Sběr a spalování skládkového plynu.**
- **Zdokonalená oxidace skládkového plynu ve vrchních vrstvách skládky.**

Kompostování mělo vždy velký význam pro rychlou obnovu úrodnosti půdy vyrobeným kompostem. Ekologický význam kompostování spočívá v recyklaci organické hmoty a živin do půdy a zabránění hnití organických odpadů v přírodním prostředí a na skládkách odpadů. Nekontrolovaným hnitím organických odpadů vzniká skleníkový plyn methan, který má až 27krát vyšší účinek při globálním oteplování než oxid uhličitý. Při hnití organických odpadů se uvolňují kyselé výluhy obsahující látky, které mohou negativně ovlivnit kvalitu spodních i povrchových vod (VÁŇA 2009).

Omezování bioodpadů na skládkách se projevuje stále větším rozvojem kompostování. Kompostárny uvádějí do oběhu podle zák. č. 308/2000 Sb. (o hnojivech) registrovaný kompost, který je typem organického a organominerálního hnojiva stanoveným v příloze č. 3 vyhlášky č. 474/2000 Sb., o stanovení požadavku na hnojiva.

Vyhláška uvádí typy hnojiv, které lze vyrobit kompostovacím procesem:

*organické hnojivo – vyrobené jako **průmyslový kompost**

*organické hnojivo – ze statkových hnojiv, vyrobené **termofilní aerobní fermentací**

*organické hnojivo – vyrobené ze statkových hnojiv pomocí **žížal Eisenia foetida**

*organické hnojivo – vyrobené z **melasy po vydestilování lihu**

Registrovaný kompost nesmí ohrožovat úrodnost půdy, zdraví lidí a zvířat, nesmí poškozovat životní prostředí a do oběhu je nepřípustné uvést kompost, u něhož je obsah rizikových prvků vyšší než stanoví příloha č. 1 Vyhlášky č. 474/2000 Sb. (o stanovení požadavků na hnojiva) s přípustnými odchylkami podle přílohy č. 2 citované vyhlášky.

Limitní hodnoty rizikových prvků stanovené (mg.kg^{-1} sušiny) pro organická hnojiva jsou uvedeny v tabulce v příloze č. 1 k vyhlášce č. 474/2000 Sb. Tabulka č. 2

Tabulka č. 2 Limitní hodnoty rizikových prvků pro organická hnojiva

Prvek	Limitní hodnota (mg.kg^{-1} sušiny)
Cd	2,0 ^{*)}
Pb	100
Hg	1,0
As	10
Cr	100
Cu	100
Mo	5,0
Ni	50
Zn	300

*) 1mg.kg^{-1} pro substráty určené k pěstování ovoce a zeleniny

(Zdroj: Vyhláška 474/2000 Sb.)

Schválená technologie výroby, surovinová skladba a způsob kontroly by měla vždy zabezpečit naprostou nezávadnost kompostu pro půdu a plodiny. Agronomická účinnost průmyslového kompostu bývá zpravidla vyšší než u chlévského hnoje a to zejména na půdách s deficitem organické hmoty. V tabulce č. 3 jsou uvedeny základní jakostní znaky **Průmyslového kompostu dle ČSN 46 5735**

Tabulka č. 3 Chemické a fyzikální vlastnosti kompostu

Momentální vlhkost	40-60%
Spalitelné látky v sušině	min. 25%
Celkový dusík jako N _t v sušině	min. 0,60%
Hodnota pH	6,0 - 8,5
Poměr C: N	max. 30
Nerozložitelné příměsi	max. 2%

(KOLÁŘ, KUŽEL 2000)

Požadavky na nejvyšší přípustné množství sledovaných látek v kompostu (tabulka č. 4) uváděných do oběhu upřesňuje vyhláška č. 474/2000 Sb. "o stanovení požadavků na hnojiva". Z této vyhlášky vyplývá, že registrované komposty musí splňovat požadavky podle třídy I.

Tabulka č. 4 Nejvyšší přípustná množství sledovaných látek v kompostu a v surovinách pro přípravu kompostu (ČSN 465735)

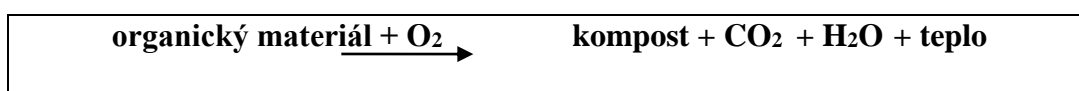
Sledované látky	Nejvyšší přípustné množství sledované látky v mg v 1 kg vysušeného vzorku kompostu podle třídy	
	I.	II.
As	10	20
Cd	2	4
Cr	100	300
Cu	100	400
Hg	1,0	1,5
Mo	5	20
Ni	50	70
Pb	100	300
Zn	300	600

(Zdroj: Vyhláška 474/2000 Sb.)

2.2 KOMPOSTOVACÍ PROCES

Kompostování je řízený proces, který probíhá za aerobních podmínek a dochází při něm k rozkladu organických látek v kompostovaných surovinách, kde je konečným akceptorem elektronů při rozkladných reakcích kyslík (GRODA 1995). Výsledkem kompostování je především převedení nestabilních organických surovin na **stabilní produkt – kompost**, což doprovází snížení objemu a hmotnosti, pokles obsahu vody a potlačení nežádoucích mikroorganismů v původních surovinách (PLÍVA et al. 2009).

Celý proces lze vyjádřit obecnou rovnicí:



(PLÍVA et al. 2009)

Veškeré výše uvedené změny způsobují mikroorganismy, které vlivem svých somatických enzymatických systémů rozkládají vyšší organické molekuly na jednodušší sloučeniny a jednoduché prvky. Jako u každé chemické reakce je z hlediska jejího využití nejdůležitější její reakční rychlost, tj. v jakém rozsahu jsou reagující složky podle reakce změněny. Reakční rychlost je synonymem pro rychlost rozkladu. Rozsah reakce určuje hloubku rozkladu organických surovin neboli stupeň stabilizace (EPSTEIN 1997). Aby byly zajištěny podmínky pro optimální průběh rozkladných reakcí kompostovacího procesu za aerobních podmínek, je nutno v jeho průběhu splnit několik technologických předpokladů:

- Zvolit vhodnou technologii kompostování
- Provést kontrolu fyzikálních, chemických a mikrobiologických vlastností kompostovaných surovin
- Vhodně skladovat suroviny a případně provést jejich úpravu před založením kompostu
- Zvolit vhodnou recepturu zakládky
- Kompostovat dostatečně dlouhou dobu
- Monitorovat průběh kompostovacího procesu
- Rozhodnout, zda je kompost dostatečně zralý a stabilizovaný
- Používat vhodné stroje a zařízení

2.2.1 Obecné zásady výroby kompostů

Výroba kvalitních kompostů je obecně velmi nákladná. Proto při volbě kompostovací technologie většinou převažují ekonomická hlediska. Obecně lze říci, že není problém technicky vyřešit jakoukoliv kompostovací technologii, otázkou je výše počáteční investice a následných provozních nákladů, které se následně promítají do ceny vyrobeného kompostu (PLÍVA et al. 2009). V ČR je nejvíce rozšířeno kompostování na volných plochách v plošných nebo pásových hromadách. Tuto technologii lze provozovat na zpevněných, vodohospodářsky zabezpečených plochách pod širým nebem.

Základní složkou surovinové skladby pro dobrý kompost je organická hmota. Musí však být snadno rozložitelná mikroorganismy, které transformační procesy v kompostu uskutečňují. Kdyby tato důležitá zásada byla přehlédnuta a do surovinové skladby byla určena organická hmota hůře mikrobiálně rozložitelná, vyrobili bychom pouze organominerální směs, bez valné ceny, nikoliv kompost. Nedošlo by totiž k dosažení potřebné teploty v kompostované směsi při kompostování. A právě výše dosažené teploty a délka trvání této maximální teploty v kompostu je zárukou, že k žádoucím změnám organické hmoty a k jejímu reakčnímu spojení s koloidní minerální půdní frakcí (jílem) opravdu dojde (KOLÁŘ, KUŽEL 2000).

Skutečný kompost je tedy charakterizován takto:

- 1) Musí obsahovat hotové humusové látky, stabilizované jílem, se kterým musí vytvořit organominerální komplexy. Tím je zajištěno, že organická hmota dobrého kompostu mineralizuje celkem málo a je proto možné kompostem organicky hnojit i velmi těžké neprovzdušněné půdy, ve kterých např. i hnůj velmi rychle mineralizuje a z hlediska přírůstku obsahu humusu prakticky bez užitku.
- 2) Obsah humusových látek v kompostu je příčinou jeho vysoké sorpční a iontovýměnné kapacity. Měření této iontovýměnné kapacity lze využít jako metody k hodnocení jakosti kompostu.

Aby komposty byly vysoce kvalitním organominerálním hnojivem a splňovaly všechny agrochemické požadavky, je nutno při jejich výrobě zajistit:

- a) optimální rozvoj mikroflóry úpravou pH prostředí a jeho živného režimu, zvláště však rovnováhu mezi vzduchem a vodou v kompostové směsi;
- b) minimální ztráty tepla z fermentující směsi vedením, sáláním a prouděním tepla;
- c) dokonalou homogenizaci složek
- d) omezenou aerobiózu a dostatek mobilního fosforu k zajištění energetiky humifikace (přenosu energie z exotermní mineralizace do endotermní humifikace energetickými organofosfáty);
- e) optimalizaci poměru C:N složek a snadnou mikrobiální rozložitelnost organické složky kompostované směsi;
- f) dostatek koloidní minerální půdní frakce (jílu) v homogenizované formě;
- g) zaočkování kompostované směsi nikoli střevními (močůvka, hnůj), ale půdními mikroorganismy. To znamená, že k očkování lze použít jediné mikrobiálně živou, středně těžkou, neutrální ornici;
- h) nepřítomnost organických polutantů, zdrojů minerálních škodlivin a mikrobiálních jedů, těžkých kovů, insekticidů, obecně všech pesticidů, tenzidů, tuků a olejů (KOLÁŘ, KUŽEL 2000).

Z výše uvedeného je zřejmé, že skutečným kompostem nemusí být ani výrobek, který normě ČSN 46 5735 vyhovuje. Na druhé straně je však nutno říci, že nesplňují-li komposty dva základní uvedené požadavky, je bezpředmětné je vyrábět. Lze pak organickou hmotu použít jako organické hnojivo k přímému hnojení, třeba s doplněním dusíku. To je z hlediska látkové bilance dokonce výhodnější, protože zaorání organické hmoty do půdy se zpomalí její mineralizace a uvolněný CO₂ obohatí půdní vzduch, zatímco při rychlé mineralizaci v hromadě organického materiálu s nevhodnými minerálními přísadami se CO₂ bez užitku mísí s ovzduším.

Proč norma ČSN 46 5735 „Průmyslové komposty“ uvádí jako znak jakosti vlhkost, spalitelné látky ve vysušeném vzorku, celkový dusík, poměr C:N, hodnotu pH, obsah nerozložitelné příměsi a homogenitu celku a neuvádí obsah humusových látek schopných reakce s minerální (jílovou) koloidní frakcí, když tyto látky vlastně skutečný kompost charakterizují? Důvod je prostý. Doba fermentace kompostu by byla příliš dlouhá, volba organické složky surovinové sklady ještě komplikovanější a cena vyrobeného kompostu neúnosná. Proto se předpokládá, že humifikační a stabilizační procesy čerstvého kompostu proběhnou až po jeho zaorání do hnojené půdy. V půdách dobře vápněných, s vysokou mikrobiální aktivitou, k tomu opravdu dojde. Ve špatných půdních podmínkách je však takový kompost pouze organominerální směsí (KOLÁŘ, KUŽEL 2000).

2.2.2 Technologie kompostování

Průběh kompostovacího procesu je, až na malé odchylky, podobný u všech technologií kompostování (EPSTEIN 1997). Z hlediska probíhajících dějů je téměř lhostejné, zda je kompostování realizováno zcela volně na hromadách, bez jakéhokoliv řízení, nebo na urovnaných hromadách, kde lze působit na podmínky ovlivňující kompostovací proces, či v některých speciálních kompostovacích zařízeních (v bioreaktorech, ve vacích apod.). V těchto technologiích se významně odlišuje pouze **intenzita probíhajících dějů** (PASTOREK 1999).

Z technologického hlediska lze základní způsoby výroby kompostu rozdělit na:

I. Kompostování na volné ploše

- Kompostování v plošných hromadách
- Kompostování v pásových hromadách

II. Kompostování v uzavřeném, resp. polozavřeném zařízení

- Kompostování v bioreaktorech
- Kompostování v boxech nebo žlabech

III. Kompostování ve vacích (AgBag kompostování)

IV. Vermikompostování (zpracování žížalami Eisenia foetida)

2.3 STAVEBNÍ A DEMOLIČNÍ ODPADY

Stavební a demoliční odpady (dále **SDO**), jako jeden z druhů odpadů produkovaných lidskou činností, představují velmi značnou část produkce všech odpadů. Jsou to odpady, vznikající při zřizování nových staveb, při změnách a rekonstrukcích a následném odstraňování staveb (demolici) po ukončení jejich životnosti. Stejně jako u ostatních druhů odpadů spočívá řešení jejich problematiky nejenom v minimalizaci jejich vzniku, ale také v jejich využívání pro následnou stavební, příp. i jinou výrobu (ŠKOPÁN 2008).

Stavební a demoliční odpad není definován přímo v základních pojmech v §4 zákona č. 185/2001 Sb. o odpadech a změně některých dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, lze však říci, že je to odpad vznikající při zřizování, údržbě, rekonstrukcích a odstraňování staveb, vymezený **skupinou 17 Katalogu odpadů** (Vyhláška č.381/2001Sb.) Jedná se např. o beton, zdivo, tašky, keramiku, dřevo, sklo, plasty, asfaltové směsi, kovy, azbest a vytěženou zeminu.

V České republice představují stavební a demoliční odpady zhruba čtvrtinu produkce všech odpadů (VOŠTOVÁ et al. 2009). Podle ŠKOPÁNA (2011) až třetinu. V řadě zemí EU mají dle dostupných statistických údajů dokonce výrazně vyšší podíl – v Rakousku, Německu a Holandsku je to více než 50% (Eurostat year book 2010).

2.3.1 Možnosti nakládání se stavebními a demoličními odpady

Materiálové využití odpadů je na stupnici hierarchie způsobů nakládání na druhém místě hned po předcházení jejich vzniku. Stavební a demoliční odpady jsou tím tokem odpadu, který vzhledem k relativně jednoduchému způsobu úpravy a dostupnosti může být využíván bez větších problémů. Ale je toto konstatování oprávněné? Pokud se začneme seznamovat s dostupnými právními předpisy a požadavky na nakládání s předmětným odpadem zjistíme, že realita je poněkud odlišná. S jakými otázkami, či okruhy problémů se setkáváme? Nakládáme vždy s odpadem? Jaké požadavky klademe na odpad (materiál) pro různé způsoby využití?

Jsou v souladu požadavky technologické a požadavky ochrany zdraví a životního prostředí? Jaké jsou výsledky konfrontace přírodních materiálů a materiálů získaných z odpadů? Jaké ukazatele používat pro hodnocení? To jsou pouze některé z otázek, a odpovědi na ně by měly tvořit základ při tvorbě strategií a plánů.

Při zpracování těchto dokumentů je ale vždy nutné na první stupeň úvah klást udržitelné využívání přírodních zdrojů, tj. co nejvyšší možné využívání vhodných upravených odpadů (SIROTKOVÁ, VOLOŠINOVÁ 2014).

Pro rozhodnutí jak se vzniklým odpadem nakládat je nutná znalost kvality odpadu, od které se odvíjí další proces. Vyhláška č. 294/2005 Sb., „o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu“ a změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění vyhlášky č. 341/2008 Sb., kromě části věnující se ukládání odpadů na skládky obsahuje i část s požadavky na využití odpadů na povrch terénu. Novelou vyhlášky č. 61/2010 Sb. byl do §2 doplněn pojem recyklát – v) *recyklátem ze stavebního a demoličního odpadu je materiálový výstup ze zařízení k využívání a úpravě stavebních a demoličních odpadů kategorie ostatní odpad a odpadů podobných stavebním a demoličním odpadům, spočívající ve změně zrnitosti a jeho roztrídění na velikostní frakce v zařízeních k tomu určených*. Stejnou novelou byl doplněn §12 v odst. 1 – odpady využívané na povrchu terénu, s výjimkou odpadů využívaných k rekultivaci skládek podle §13 odst. 1 nesmí obsahovat vyšší koncentrace škodlivin, než je uvedeno v tabulce č. 10.1 přílohy č. 10 k této vyhlášce a jejich vodný výluh musí splňovat požadavky stanovené v tabulce č. 10.2 přílohy č. 10 k této vyhlášce. Na povrchu terénu lze ze stavebních odpadů využívat pouze vytěžené zeminy a hlušiny a upravené odpady v podobě recyklátu ze stavebního a demoličního odpadu nebo stavební a demoliční odpady, ze kterých byly odstraněny nebezpečné složky a lze z nich odebrat vzorek ke zkouškám.

Z uvedených doplňujících ustanovení je patrné, že nakládání s recyklátem jako odpadem pro účely využití na povrchu terénu je legislativně ošetřeno, ovšem všemi povinnostmi pro nakládání s odpady.

Tabulka č. 5 Nejvýše přípustné koncentrace škodlivin v sušině odpadů

Ukazatel	Jednotka	Limitní hodnota
Kovy		
As	mg/kg sušiny	10
Cd	mg/kg sušiny	1
Cr celk.	mg/kg sušiny	200
Hg	mg/kg sušiny	0,8
Ni	mg/kg sušiny	80
Pb	mg/kg sušiny	100
V	mg/kg sušiny	180
Monocyklické aromatické uhlovodíky (nehalogenované)		
BTEX	mg/kg sušiny	0,4
Polycyklické aromatické uhlovodíky		
PAU	mg/kg sušiny	6
Chlorované alifatické uhlovodíky		
EOX	mg/kg sušiny	1
Ostatní uhlovodíky (směsné, nehalogenované)		-
Uhlovodíky C ₁₀ - C ₄₀	mg/kg sušiny	300
Ostatní aromatické uhlovodíky (halogenované)		
PCB	mg/kg sušiny	0,2

(Tabulka č. 10.1 z vyhlášky 294/2005 Sb.)

Použité zkratky:

BTEX - suma benzenu, toluenu, ethylbenzenu a xylenů

PAU - polycyklické aromatické uhlovodíky (suma antracenu, benzo (a)antracenu, benzo (a)pyrenu, benzo (b)fluoranthenu, benzo (ghi)perylenu, benzo (k)fluoranthenu, fluoranthenu, fenanthrenu, chrysenu, indeno(1,2,3-cd) pyrenu, naftalenu a pyrenu)

EOX – extrahovatelné organicky vázané halogeny

PCB - polychlorované bifenylly (suma kongenerů č. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)

Tabulka č. 6 Požadavky na výsledky ekotoxikologických testů

Testovaný organismus	Doba působení [hodina]	I.	II.
Poecilia reticulata, nebo Brachydanio trio	96	ryby nesmí vykazovat v ověřovacím testu výrazné změny chování ve srovnání s kontrolními vzorky a nesmí uhynout ani jedna ryba	ryby nesmí vykazovat v ověřovacím testu výrazné změny chování ve srovnání s kontrolními vzorky a nesmí uhynout ani jedna ryba
Daphnia magna Straus	48	procento imobilizace perlooček nesmí v ověřovacím testu přesáhnout 30 % ve srovnání s kontrolními vzorky	procento imobilizace perlooček nesmí v ověřovacím testu přesáhnout 30 % ve srovnání s kontrolními vzorky
Raphidocelis subcapitata (Selenastrum capricornutum) nebo Scenedesmus subspicatus	72	neprokáže se v ověřovacím testu inhibice růstu řasy větší než 30 % ve srovnání s kontrolními vzorky	neprokáže se v ověřovacím testu inhibice nebo stimulace růstu řasy větší než 30 % ve srovnání s kontrolními vzorky
semena Sinapis alba	72	neprokáže se v ověřovacím testu inhibice růstu kořene semene větší než 30 % ve srovnání s kontrolními vzorky	neprokáže se v ověřovacím testu inhibice nebo stimulace růstu kořene semene větší než 30 % ve srovnání s kontrolními vzorky

(Tabulka. 10.2 z vyhlášky 294/2005 Sb.)

Zkoušky akutní toxicity se provádějí s neředěným vodným výluhem odpadu.

V případě odpadů obsahujících anorganická pojiva (vápno, hydraulické vápno, cement apod.) může být pH výluhu upraveno na hodnotu ležící v intervalu $7,8 \pm 0,2$

2.3.2 Využití recyklátů

Recyklace stavebních a demoličních odpadů má dvě hlavní pozitivní stránky. Na jedné straně výrazně omezuje objemy skládkovaných odpadů a na straně druhé jsou tyto materiály cenným zdrojem druhotných surovin.

Při recyklaci pomocí kombinace různého drcení a následného třídění stavebního odpadu vzniká recyklovaný materiál. Recyklovaný materiál se rozděluje podle hrubosti na různé velikosti a podle druhu materiálu na **betonový, cihelný a asfaltový**, přičemž každý z nich má ve stavebním průmyslu jiné využití.

Recyklované stavební a demoliční odpady (SDO) se staly v uplynulých dvaceti letech takřka nedílnou součástí značného množství stavebních děl a v řadě aplikací začaly úspěšně nahrazovat přírodní nerostné suroviny. Tento vývoj byl a stále je provázen řadou dílčích úspěchů i řadou problémů. Bylo jednoznačně prokázáno, že využití **recyklovaných inertních minerálních stavebních materiálů** má svá specifika, která je nutno při zabudování do stavby důsledně respektovat. Dodržení technologického postupu zde výrazně více ovlivňuje celkový výsledek než při použití přírodního kameniva (ŠKOPÁN 2014)

Inertním odpadem je dle vyhlášky 294/2005 odpad, který nemá nebezpečné vlastnosti a u něhož za normálních klimatických podmínek nedochází k žádným významným fyzikálním, chemickým nebo biologickým změnám. Inertní odpad nehoří ani jinak chemicky či fyzikálně nereaguje, nepodléhá biologickému rozkladu ani nezpůsobuje rozklad jiných látek, s nimiž přichází do styku, a to způsobem ohrožujícím lidské zdraví a ohrožujícím nebo poškozujícím životní prostředí nebo vedoucím k překročení limitů znečišťování stanovených zvláštními právními předpisy. Směsné odpady se nepovažují za odpad inertní.

S ohledem na uplatnění recyklátů hraje velmi významnou roli i certifikace výsledného produktu. V současnosti vystupuje do popředí nejenom certifikace samotného produktu, ale celého systému, vedoucímu k jeho produkci. To zahrnuje nejenom vlastní výrobu, ale i technologické postupy při demolicích, dopravě apod., ale také systému personálního zajištění.

V posledních několika letech je odvětví recyklace inertních stavebních materiálů postiženo stagnací, která souvisí s hlubokou krizí stavební výroby v ČR a trend není příliš optimistický. Produkce recyklátu je zhruba stejná jako v minulých letech, ale produkce šterkopísku a stavebního kamene rychle roste. Poměr používání recyklátu vůči využívání stavebního kamene je proto stále nepříznivější. Důvodem je především to, že recykláty jsou používány hlavně na velkých akcích – stavbách dopravní infrastruktury a dalších, zejména plošně rozsáhlých stavbách (např. hyper a supermarkety, logistická centra). Před několika lety začali právě obchodní a logistická centra stavět hlavně soukromí investoři, kteří byli většinou ze zahraničí, respektive z Evropské unie. Recyklát byl pro ně běžně používaný materiál, navíc o 20-30% levnější než primární surovina.(ŠKOPÁN 2008) V současné době se těžiště přesouvá ke stavbám komunikací a železnic, kde je hlavním investorem stát, a jak se zdá není u těchto staveb použití recyklátů a tudíž minimalizace nákladů prioritou. Jsou zde však i další důvody. Otevřelo se velké množství malých těžebních lokalit, zejména v okolí velkých měst. Prodeje také ovlivňují marketingové možnosti producentů primárních surovin a producentů recyklátů, které jsou velmi odlišné. Je však třeba říci, že uplatnění recyklátů je regionální záležitostí. Uplatnění recyklátů se výrazně liší podle místní situace. Ve větších městech, kde je recyklátů přebytek, někteří producenti nabízejí recyklát zdarma, jen za odvoz, aby se uvolnilo místo v deponii. (ŠKOPÁN 2014) Na druhé straně v městech, kde se budovala kanalizace a vodovody, byla po recyklátech pro zásypové účely značná poptávka. Recyklát je velmi levný materiál, jehož cenu silně ovlivňuje doprava. Ekonomická vzdálenost pro jeho dopravu je maximálně 35km, ale spíše méně (VOŠTOVÁ et al. 2009).

Z těchto důvodů by bylo vhodným řešením využití přebytku cihelného a betonového recyklátu stavebních odpadů při kompostování biodegradabilních odpadů v regionu obcí, při tak zvaném „**decentralizovaném kompostování**“. Decentralizovaným kompostováním se rozumí vytvoření sítě regionálních kompostáren, která pokryje dané území tak, aby veškerý vznikající odpad, především BRKO z údržby ploch zeleně obcí a zahrad občanů a rostlinných zbytků z domácností, byl svezem a zpracován s co nejnižšími náklady a následně využit pro zvýšení půdní úrodnosti místě jejich vzniku (AMLINGER 2004).

2.3.3 Betonový recyklát

Použití betonového recyklátu je v současné době zakotveno i v některých normách a je poměrně rozšířené. Betonový recyklát je vhodný pro použití do aktivní zóny pozemních komunikací, vhodný pro podloží do třídy I-III, použitelné pro zásypy rýh a výkopů. Velmi vhodný je pro použití do násypů, hrubší frakce jsou však obtížněji zhutnitelné a silně propustné. Velmi vhodným je také jako surovina pro výrobu vlákonobetonu (VYTLAČILOVÁ 2011).

Foto č. 1 Betonový recyklát, frakce 0-12, 12-32, 32-63mm



autor: Pavlína Nováčková

2.3.4 Cihelný recyklát

Cihelný recyklát je především využíván jako zásypový materiál pro inženýrské sítě, stabilizace podkladů cest a pro nestmelené vrstvy vozovek, také jako zásyp pro základové desky nových objektů, úpravy povrchů stavenišť a provozních komunikací (VRBÍK 2011). Zvýšení kvality zpracování a čistoty recyklátu však tento materiál pozvedají na vyšší úroveň a je předmětem zkoumání jejich využití v různých aplikacích. Cihelný recyklát se u většiny drtících linek získává v zrnitosti do cca 80mm a to nejméně ve třech frakcích 0-16mm, 16-32mm a 32-80mm, přičemž producenti tohoto materiálu jsou schopni vytřídit i jiné požadované frakce. Tento recyklát nabízí podstatně širší možnosti využití než je doposud obecně známo. Je to zejména výroba cihlobetonu a výroba stavebních směsí jako plniva malt pro zdění s využitím drobných frakcí.

Foto č. 2 Cihelný recyklát, frakce 0-12, 12-32, 32-63mm



autor: Pavlína Nováčková

2.3.5 Směry dalšího rozvoje recyklace SDO

V letech 2010 až 2012 zpracovalo Ministerstvo průmyslu a obchodu ve spolupráci s celou řadou vědeckých a odborných institucí ČR včetně profesních svazů dokument „**Politika druhotných surovin České republiky**“ Jedná se o první ucelený dokument České republiky, který vytváří strategický rámec pro efektivní využívání druhotných surovin. Stavební hmoty (stavební a demoliční odpady) v oblasti druhotných surovin přitom představují velmi významnou komoditu – z hlediska vznikajícího množství.

Politiku druhotných surovin ČR vzala vláda ČR na vědomí v říjnu 2013 a uložila její předložení do procesu posuzování vlivů na životní prostředí (SEA).

Jedním z konkrétních opatření uvedených v tomto dokumentu, které podporují další rozvoj recyklace stavebních materiálů je deklarovaná „podpora na úrovni státní správy pro možnost stanovení kvót pro využívání druhotných surovin pro stavební projekty financované ze státních prostředků“

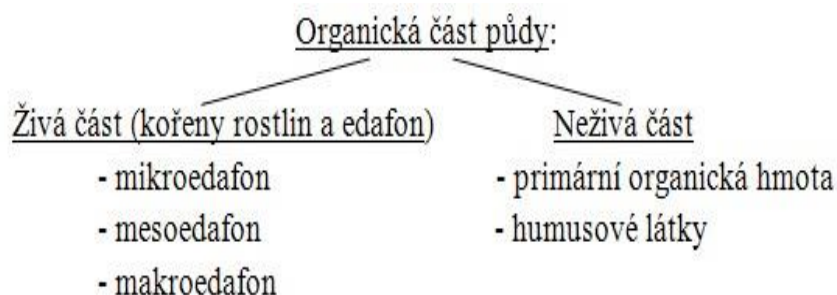
Při naplňování tohoto dokumentu by při rozhodování o stavbách hrazených z veřejných zdrojů měla být zohledňována i tato skutečnost – tedy využít pokud možno recyklované stavební materiály místo přírodních nerostných surovin tam, kde je to možné a ekonomicky výhodné. Tento způsob podpory využívání recyklovaných stavebních materiálů je již řadu let realizován např. ve Švýcarsku, kde v některých lokalitách předepisuje podíl recyklovaných materiálů vůči přírodním na hodnotu 20% i výše.

Výše uvedené skutečnosti tak vytvářejí v celku reálný předpoklad dalšího postupného zvyšování produkce a využívání recyklovaných stavebních materiálů v letech 2015-2016 a to i přes to, že v tomto období není ještě očekáván růst produkce stavební výroby. Jako rozhodující se v tomto odvětví jeví zcela jednoznačně prokazatelné zajišťování kvality výsledného produktu tak, aby koncový odběratel měl vždy jistotu (garantovanou i příslušnými certifikáty), že v případě využití recyklovaných stavebních materiálů při dodržení předepsané stavební technologie budou splněny veškeré projektované stavebně technické i environmentální požadavky.

2.4 PŮDNÍ ORGANICKÁ HMOTA

Půdní organická hmota – Soil Organic Matter (SOM) je neobyčejně složitá heterogenní směs organického materiálu převážně rostlinných a mikrobiálních zbytků. Zahrnuje všechny živé půdní organismy spolu se zbytky uhynulých půdních organismů v různých stupních rozkladu (obrázek č. 3). Organická část půdy tvoří ve většině půd jen malý podíl celkové hmotnosti (nejčastěji 2-5%), přesto však významně ovlivňuje řadu půdních vlastností i život v ní a právě obsah uhlíku, prezentující rozhodující element organických sloučenin, odlišuje půdu od původního geologického substrátu. Půdní organická hmota je zdrojem potravy pro půdní faunu a přispívá k biodiverzitě půdy, protože funguje jako zásobárna půdních živin, jako je dusík, fosfor a síra. (VANĚK, KOLÁŘ, PAVLÍKOVÁ 2010)

Obr. č. 3 Rozdělení organické části půdy



(VANĚK, KOLÁŘ, PAVLÍKOVÁ 2010)

Půdní organická hmota obsahuje mono-až polymerní molekuly organických látek, ligninu, různých proteinů, různých polysacharidů (celulózy, hemicelulózy, chitinu, peptidoglykenů), lipidů a dalšího alifatického materiálu (vosků, mastných kyselin, kutinu, suberinu, terpenodů) o jejíž třídění podle chemického složení se pokusil KÖGEL-KNABCHER (2002). Z této základní směsi primární organické hmoty v půdě vzniká řada poloproduktů v exotermickém rozkladném procesu **mineralizace** i endotermickém syntetickém procesu **humifikace**, včetně samotných produktů humifikace – fulvokyselin, huminových kyselin, huminů a jejich dalších teakčních produktů, solí humusových kyselin a organominerálních sloučenin – komplexně heteropolárních solí a adsorpčních komplexů.

Působení primární organické hmoty v půdě lze charakterizovat takto:

- zaručuje rozvoj mikroorganismů a makroedafonu (zdrojem energie pro mikroorganismy)
- mineralizací organické hmoty je produkován CO₂ a ostatní minerální látky, ty jsou zdrojem živin pro mikroorganismy i rostliny
- je primárním zdrojem pro tvorbu humusových látek – transformace určité části organických látek
- zlepšuje fyzikální vlastnosti půd

Humusové látky jsou složité vysokomolekulární látky, které vznikají v procesu humifikace. Produktem jsou **fulvokyseliny, huminové kyseliny a huminy**.

Humusové látky mají na rozdíl od primární organické hmoty zcela jiné poslání v půdě, nejsou zdrojem živin, vyznačují se značnou stálostí a mají:

1. **Významné sorpční a iontovýměnné vlastnosti**
2. **Schopnost tvorby organominerálních komplexů**, které mají vysokou stabilitu a vykazují vysokou pórovitost – předpoklad tvorby dobré a stabilní struktury půdy
3. **Stálost humusových látek**, patří z hlediska jejich působení k pasivním složkám s vysokou stálostí. Je proto pochopitelné, že krátkodobější změny, které v obsahu organických látek v půdách nastávají, nemohou být působeny humusem, ale primární organickou hmotou.

Tabulka č. 7 Stabilita humusových složek v půdě

Složka	Poločas rozkladu
Fulvokyseliny (stabilizované složky)	několik desetiletí
Huminové kyseliny a humáty	600 – 3000 let
Huminy	nad 3000 let

(VANĚK, KOLÁŘ, PAVLÍKOVÁ)

Během humifikace prodělává původní organická hmota řadu rozkladných procesů, ale především syntetické procesy, při kterých se spotřebovává energie. Tvorba jednotlivých komponentů je závislá na stanovištních podmínkách. V první fázi humifikace se tvoří více fulvokyselin, což je významné z hlediska vlivu primární organické hmoty na pohyblivost živin a těžkých kovů. Humusové látky vznikají v procesu humifikace převážně v rozpustné formě a v prostředí se vyskytují v relativně nízkých koncentracích. Pro humusové látky je typické, že se vliv na metabolismus rostlin projeví již při jejich velmi nízké koncentraci v půdním roztoku. Zvýšení koncentrace humusových látek přinese zvýšený efekt na rostliny jen tehdy, zvýší-li se současně úroveň i dalších vnějších faktorů, například minerálních živin nebo slunečního svitu (VANĚK, KOLÁŘ, PAVLÍKOVÁ 2006).

2.4.1 Labilní frakce půdní organické hmoty, její kvalita a kvantita

Snaha po rychlé, relativně levné informaci o vlastnostech SOM v původním, izolačním postupu neovlivněném stavu v poslední době spoléhá na možnosti moderní instrumentální analýzy, např. difusní reflexní spektroskopie v infračervené (DRIFT) a blízké infračervené oblasti (NIRS) a ¹³C NMR spektroskopie (CAPRIEL 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 fulvokyselin nebo poměr extinkcí deklacinovaných 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 fulvokyselin je značný počet individuů, 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. (KOLÁŘ et al. 2009)

DRIFT, NIRS i ¹³C NMR spektroskopie je ovšem nenahraditelná při vědeckém studiu chemické struktury frakcí SOM (BALDOCK et al. 1992).

Abstrahujeme-li všechny vedlejší funkce SOM v půdě, zbydou jen dvě základní: schopnost k mineralizaci s uvolněním energie pro půdní mikroedafon, CO₂ a minerálních živin. To je vlastnost primární části SOM, která může být více či méně rozložená. Většinou má sorpční vlastnosti, má však jen nepatrnou nebo žádnou iontovýměnnou kapacitu. Může být ale i téměř nerozložená, 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 pestré 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 (HAYNES 2005, GHANI et al. 2003, MAIA et al. 2007). Labilní frakce je charakterizována velmi různě. Jsou za ni považovány uhlíkaté látky rozpustné v horké vodě, ve studené vodě, látky extrahovatelné roztoky solí, obsah rozpustných proteinů, hemicelulóz a cukrů a mineralizovatelné organické látky. Na labilitu organických látek se usuzuje z uhlíku bazální respirace, z obsahu uhlíku aminocukrů, uhlíku mikrobiální biomasy, obsahu uhlíku particulate organic matter, z frakcí postupné oxidace K₂Cr₂O₇ v 6 M, 9 M a 12 M H₂SO₄, z obsahu uhlíku oxidovatelného 15,6 + 33 + 333 mM KMnO₄ (BLAIR et al. 1995, CHAN et al. 2001, ROVIRA, VALLEJO 2002,2007, 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 hydrolyze 1 M a 2,5 M H₂SO₄ při 105 °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 4 frakcí podle oxidovatelnosti C-látek $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 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 2003) a orientuje se na hydrolýzu polysacharidických struktur (MARTENS, LOEFFELMANN 2002, ROVIRA, VALLEJO 2000) a rozdělení SOM do frakcí dle různé stability při kyselé hydrolýze a permanganátové oxidaci (LEAVITH 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).

3 CÍL PRÁCE

V modelových kompostovacích zkouškách jsem měla zjistit chování a význam přídatku dvou dosud nikde nezkoumaných přísad do základní kompostované organické směsi, betonového a cihelného recyklátu.

Základní myšlenkou návrhu mé práce je úvaha, že úspěšné kompostování a transformace zvláště labilních frakcí organické hmoty mineralizací je přísně aerobní proces, který je exotermický. Uvolněná energie ve formě tepla nastaví příznivější podmínky na další důležitou transformaci organické hmoty kompostu – endotermickou humifikaci, která vede k tvorbě humusu. Kompost bez humusu není kompostem, je to jen rozložená organická hmota.

Část energie z mineralizace je prostřednictvím enzymů mikroorganismů, zúčastňujících se humifikace, převedena do tohoto procesu, který na rozdíl od mineralizace je rozsahem mnohem menší a energii spotřebovává.

V orientačních pokusech mých kolegů-předchůdců, kteří se podobnými inertními materiály při kompostování zabývali, bylo zjištěno, že v malých dávkách tyto složky prohlubují procesy transformace organické hmoty surovinové skladby.

Vysvětlení této skutečnosti je v podstatě dvojí:

- buď hrubé inertní materiály zlepšují provzdušnění v kompostové hromadě a tím působí podobně příznivě jako např. dřevěná štěpka,
- nebo svým specifickým povrchem jsou schopny sorpce nejen mikroorganismů, ale i jejich enzymů a potom působí na procesy mineralizace a humifikace jako heterogenní katalyzátory.

Podobný jev byl popsán mým školitelem u elektrárenských popílků.

Poznání, zda betonový a cihelný recyklát má ve zrajícím kompostu nějaký kladný efekt a zda tento efekt je vyvolán kontaktně-katalytickým účinkem těchto materiálů nebo jen pouhým zlepšením provzdušnění, má přinést tato diplomová práce.

4 EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST

4.1 MATERIÁLY A METODY

Mým úkolem bylo posoudit vliv dvou přísad při kompostování v modelových pokusech v laboratorních podmínkách, betonového a cihelného recyklátu. K dispozici jsem měla dva vzorky směsný **betonový recyklát** zrnitosti **0-16mm** a směsný **cihelný recyklát** zrnitosti **0-12mm**.

Směsné recykláty jsem k pokusům přímo použít nemohla, protože maximální velikost zrn betonového recyklátu byla větší než maximální velikost zrn směsného cihelného recyklátu. Kromě toho velké částice by sice mohly být účinné v provzdušnění kompostové směsi, ale určitě bych od nich nemohla očekávat heterogenní kontaktní katalýzu, pro kterou jsou charakteristické velké specifické povrchy katalyticky účinných částic, jak je obecně známo z chemické průmyslové technologie.

Provedla jsem tedy nejprve síťový rozbor metodou, která se běžně používá v pedologii. Jde o SAVINOVU metodu, která se provádí takto: na vzduchu vysušený vzorek se nasype do vysokého válce s vodou a pohybem válce se vypuzuje vzduch z pórů materiálu. Po ukončení vývinu bublinek se materiál třídí sítě s velikostí ok 3,2,1,1 /2 a 1/4 mm prosíváním pod hladinou vody.

Tím jsem ze směsných recyklátů odstranila především velmi hrubé částice. K práci jsem u obou recyklátů použila **3mm prosev** jako „**velké částice**“ a **0,5mm prosev** jako „**malé částice**“. Vzorky betonového recyklátu jsem označila **VB** a **MB** a vzorky cihelného recyklátu **VC** a **MC**.

Základní kompostovací směs jsem připravila z jemně řezané jetelové řezanky (částice 1-2cm) jako zdroje labilní organické hmoty v množství 70% celkové kompostové směsi. Minerální část byla tvořena 20% zdravé, humózní (2,6% C_{ox}) písčitohlinité ornice, která posloužila současně k funkci očkovacího media. 5% kompostové směsi, tvořil jemně zrnitý vápenec (průměrná zrnitost 0,5-1,0mm).

Funkci stabilizátoru mladých humusových látek tvorbou jílovito-humusových komplexů tvořilo 2% jílu dokonale dispergovaného vodou na jílové mléko, které bylo použito k zálivce směsi v množství 60-65% její retenční vodní kapacity. Další 2% hmotnosti směsi tvořil síran draselný jako zdroj K a S a 1% dihydrogenfosforečnan hořečnatý jako zdroj P a Mg.

Ve výsledné směsi byl pak stanoven nikoli celkový C, jak je bohužel v kompostovací technice obvyklé, ale labilnější, tedy rychleji přístupný uhlík permanganátový podle TIROL-PADRE a LADHY (2004). Jde v podstatě o organické látky oxidovatelné neutrálním roztokem $KMnO_4$. Tato metoda zaručuje, že do sumy celkového uhlíku se nedostanou uhlíkaté látky, které se stejně v kompostu nerozloží např. lignin. To umožňuje stanovit velmi důležitý poměr C:N mnohem přesněji než dříve, kdy se bral v úvahu celkový uhlík, tedy uhlík rozložitelných i nerozložitelných organických látek.

Poměr C:N byl upraven hnojivem s močovinou s 46% N, bez ohledu na využitelný či nevyužitelný dusík materiálu kompostové směsi. Tento poměr jsem nastavila na hodnotu C:N = 15:1 a zvyše uvedeného textu je zřejmé, že tento poměr je pro průběh kompostování ideální a ve skutečnosti byl ještě o něco nižší, protože nebyl brán v úvahu mobilní dusík materiálu kompostové směsi před úpravou.

Do této jednotné kompostové směsi byly v jednotlivých variantách přidávány různé přísady recyklátů obou zrnitostí podle schématu, uvedeném v tabulce č. 8

Tabulka č. 8 Varianty pokusu s přísady recyklátů do jednotné kompostové směsi

Betonový recyklát			Cihelný recyklát		
%	Varianta	Označení	%	Varianta	Označení
8	V ₁	VB 8	8	V ₅	VC 8
4	V ₂	VB 4	4	V ₆	VC 4
8	V ₃	MB 8	8	V ₇	MC 8
4	V ₄	MB 4	4	V ₈	MC 4

Všechny varianty byly 3x opakovány, matematicko-statistické hodnocení (interval spolehlivosti průměru při pravděpodobnosti 95%) byl vypočítán z rozpětí R výsledků s použitím koeficientů DEANA a DICKSONA, které je vhodné pro máloprvkové soubory (ECKSCHLAGER et al. 1980).

Dokonale homogenizované a optimálně zvlhčené jednotlivé varianty byly odváženy po 40g do gumových balonků, které byly naplněny směsí vzduchu a čistého kyslíku, uzavřeny, pečlivě zváženy a hmotnost zapsána. Pak byly uloženy do termostatu nejprve 24 hod. při teplotě 24°C, pak 30dnů při teplotě 55 °C a dalších 30dnů při teplotě 40°C. Každý den byly balonky otevřeny, vzduch s vzniklým CO₂ vypuštěn, znovu upraven obsah vody podle úbytku hmotnosti odpařenou vodou, znovu naplněny čerstvou směsí vzduchu a kyslíku. Byla používána směs vzduch:kyslík = 3:1. V poslední fázi fermentace (při teplotě 40°C) už nebyla příměs kyslíku používána a vzorky byly větrány jen vzduchem.

Po skončené hlavní aerobní fermentaci byly všechny varianty v baloncích zbaveny vzduchu, bylo k nim přidáno 1% hmotnosti anaerobního kalu z fermentoru bioplynové stanice s obsahem sušiny 8% jako inokulum. Balonky byly uzavřeny a naskládány do PVC krabice, která byla umístěna na 60 dnů do nitra dozrávajícího zahradního kompostu bez jakékoliv další péče.

Po uvedené době byly obsahy balonků usušeny volně na vzduchu a potom s nimi byly provedeny tyto analýzy:

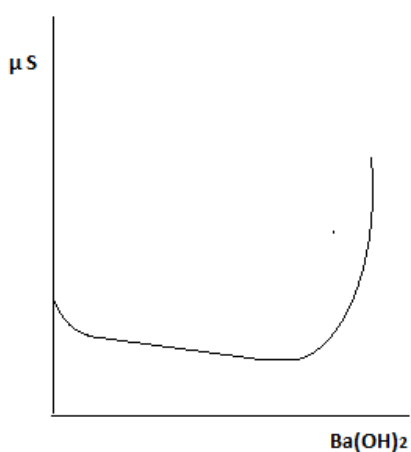
1. Stanovení iontovýměnné kapacity konduktometrickou metodou podle Sandhoffa (HRAŠKO 1962)

Princip této metody spočívá v uvedení materiálu do H[±] cyklu promytím 0,2 M HCl, pak odstranění Cl⁻ iontu až filtrát nereaguje tvorbou bílé sraženiny s iontem Ag⁺. Suspenze vzorku se pak filtruje 0,05 M Ba (OH)₂ a současně se měří vodivost.

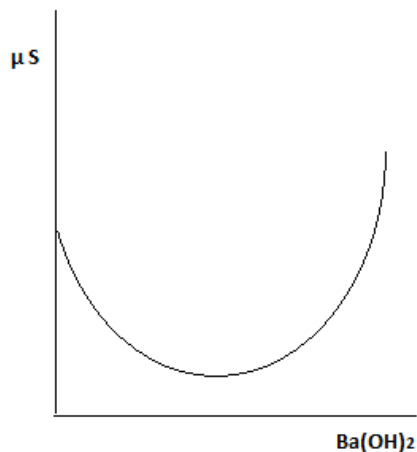
Tato metoda má proti řadě moderních metod na stanovení kationové výměny dvě velké výhody:

- a) Je velmi rychlá levná a výhodná i pro nechemiky, protože lze při jejím provádění jen těžko udělat chybu.

- b) Už zápis konduktrometrické křivky (závislost vodivosti směsi na celkovém přídávku $\text{Ba}(\text{OH})_2$) jasně ukazuje, zda v kompostu vznikl humus, nebo je to jen rozložená organická hmota primární:



Obr.4 kompost s humusem, tedy s iontovýměnnou kapacitou



Obr.5 kompost bez humusu nemá iontovýměnnou kapacitu, jen kapacitu sorpční

2. Docílený stupeň stability organické hmoty

K tomuto cíli jsem použila dnes široce používanou metodu japonských autorů (SHIRATO, YOKOZAWA 2006). Tato metoda je vlastně modifikací metody ROVIRA et VALLEJO (ROVIRA, VALLEJO 2000, 2002). Tyto metody jsou vlastně kyselá hydrolýza vzorků různě koncentrovanou H_2SO_4 při různé teplotě a různých dobách působení. Jakákoliv organická hmota, jejíž obsah uhlíku položíme roven 100%, se podle těchto metod rozdělí do třech frakcí podle procentického zastoupení uhlíku původních 100% vzorku k analýze. První frakce **LP1** představuje **organické látky labilní**, druhá frakce **LP2** **organické látky semilabilní** a třetí **LP3** frakce **organické látky stabilní**.

Protože správně vedený kompost by měl mít nejen rozloženou převodní primární organickou hmotu, ale především humus, který je stabilní organickou hmotou, očekává se u kvalitního kompostu vyšší procentické zastoupení frakce LP3 a naopak snížení frakce LP1.

3. Stanovení „barevného kvocientu“

Dále mi diplomový úkol ukládal stanovit tzv. „barevný kvocient“, který prozrazuje dosažený stupeň kondenzace případně vzniklých humusových látek. Je to hodnota, která se dříve často používala v pedologii k odhadu kvality humusu, konkrétně huminových kyselin. Je to poměr extinkce roztoku huminových kyselin v 0,02 M NaHCO₃ při dvou vlnových délkách 465 a 619 nm při jednotkovém obsahu uhlíku 0,136g C/1000ml roztoku.

Postup stanovení popisuje již HRAŠKO (1962). Dnes je barevný kvocient v pedologické literatuře už dosti kritizován, jako málo vypovídající a v moderní literatuře se vyskytuje už spíše sporadicky.

Stanovení začíná dekalcinací vzorku HCl, pak následuje extrakce humusových látek 0,1M NaOH, potom se huminové kyseliny sráží 0,2M H₂SO₄, po jejich izolaci se huminové kyseliny rozpouští v 0,02M NaHCO₃, pak se roztok ředí na předepsaný obsah uhlíku a konečně se změří extinkce při daných dvou vlnových délkách.

Ačkoliv jsem Q_{4/6} změřila u všech variant, rozdíly byly tak malé a odlehle výsledky tak četné, že jsem tyto výsledky ve své diplomové práci ani nemohla statisticky vyhodnotit a proto je po dohodě s vedoucím práce ani neuvádím. Příčinu neúspěchu tohoto málo významného stanovení jsem odvodila takto:

- Samotná metoda je pouze orientační, nespolehlivá, má řadu chyb, které vznikají samovolně. Např. stupeň kondenzace HK ovlivňuje pH, teplo, doba stání roztoku, otřesy, vlastní relativní molekulová hmotnost daných HK.
- Když jsem pro fermentaci mých kompostových vzorků připravila téměř ideální podmínky, které v praxi komposty samozřejmě nemají, přece jen případně vzniklé HK jsou zajisté mladé, tedy s nízkou relativní molekulovou hmotností a vliv jednotlivých přísadků recyklátů, byl příliš malý na to, aby mohl tuto skutečnost změnit. Jinými slovy huminové kyseliny mých pokusných kompostů jsou příliš daleko od huminových kyselin černozemních půd, které měly čas kondenzovat celé věky.

4.2 Výsledky

Tabulka č. 9 Hodnota iontovýměnné kapacity (SANDHOFF 1956, cit. HRAŠKO 1962) variant pokusu (O₁ + O₂ = varianty bez recyklátů)

Variant a	T [mmol.chem.ekv. H ⁺ /1000g]	Variant a	T [mmol.chem.ekv. H ⁺ /1000g]
V1	218 ± 32	V5	284 ± 37
V2	230 ± 25	V6	269 ± 28
V3	205 ± 28	V7	275 ± 32
V4	215 ± 21	V8	258 ± 25
O1	219 ± 26	O2	209 ± 19

Tabulka č. 10 Rozdělení organické hmoty kompostů a nulové varianty do frakcí podle stupně lability dle SHIRATO, YOKOZAWA (2006)

Varianta	% zastoupení frakce			Varianta	% zastoupení frakce		
	LP 1	LP 2	LP 3		LP 1	LP 2	LP 3
V ₁	19 ± 2	63 ± 5	18 ± 1	V ₅	12 ± 1	64 ± 5	24 ± 2
V ₂	21 ± 2	63 ± 6	16 ± 2	V ₆	14 ± 1	65 ± 4	21 ± 2
V ₃	17 ± 3	65 ± 4	18 ± 2	V ₇	13 ± 2	65 ± 4	22 ± 1
V ₄	18 ± 1	67 ± 5	15 ± 1	V ₈	15 ± 2	66 ± 4	19 ± 2
0	36 ± 5	52 ± 4	12 ± 2	-	-	-	-

5 DISKUZE

Z tabulky č. 9 je zřejmé, že přídavek betonového recyklátu do kompostu je zcela bez účinku, ať už bereme v úvahu vyšší (8%) či nižší (4%) přídavek i větší zrna recyklátu (3mm) či menší zrna recyklátu (0,5mm). Do pokusu byly zařazeny 2 x 3 opakované varianty nulové, bez přídavku recyklátů a z tabulky č. 9 je zřejmé, že vzhledem k širší intervalu spolehlivosti $\alpha = 0,95$ se rozdíly pokusných variant a nuly vůbec neprojevíly.

Výsledky s cihelným recyklátem jsou na rozdíl od aplikace betonového recyklátu mnohem slibnější. Z tabulky č. 9 je vidět, že u všech variant s cihelným recyklátem došlo ke statisticky významnému zvýšení iontovýměnné kapacity a to znamená, že z dosud neznámých důvodů cihelný recyklát kompostovací proces prohloubil, vedl ke zvýšení obsahu humusu a ten vyvolal zvýšení iontovýměnné kapacity.

Na druhé straně je však nutno si uvědomit, že dokázaný kladný vliv cihelného recyklátu je přece jen malý. Jestliže nulová varianta má T v hodnotě 210-220 mmol. chem. ekv. $H^+/1000g$ a toto T je způsobeno koloidy minerální zrnité přísady a koloidy humusu vzniklého bez recyklátu v nulových variantách, pak zvýšení o 40-70 mmol.chem.ekv. $H^+/1000g$ je opravdu malé, zvláště když si uvědomíme, že obyčejná písčitá půda mívá T kolem 40-60 mmol., jílovitá až 200 mmol. a humózní těžká půda až kolem 300 mmol. chem. ekv. $H^+/1000g$.

Překvapujícím faktem je zjištění, že hrubší zrnění cihelného recyklátu se na iontovýměnné kapacitě produktu (kompostu) projevilo lépe, než jemnější disperze. Na otázku, zda zlepšilo proces fermentace kompostové směsi lepší provzdušnění či kontaktně-katalytická působení porézní příměsi ve formě recyklátu by se z toho poznatku mělo vyvodit, že provzdušnění má zde větší význam. To proto, že hrubší částice zajistí lépe základní kompostovanou hmotu větráním a protože mají malý specifický povrch, kontaktně-katalytické působení se u nich proto nedá předpokládat. Kdyby tato představa odpovídala skutečnosti, musel by mít pozitivní vliv na fermentační proces i betonový recyklát.

Protože ten se však jednoznačně projevil jako inert, zůstává jediná možnost a to že aktivní je kontaktně-katalytické působení cihelného recyklátu. Ale pak by musely být výsledky pokusů s jemným zrněním lepší, než se zrněním hrubým. A je záhadou, proč je tomu naopak.

Výsledky tabulky č. 10 zcela potvrzují výsledky v tabulce č. 9. Rozdělení organické hmoty kompostů a nulové varianty do frakcí podle stupňů lability potvrzují, že proces kompostování ve všech případech proběhl úspěšně, protože obsah labilní frakce LP1 ve všech variantách se proti nulové variantě snížil zhruba o polovinu, zatímco obsah stabilní frakce LP3 ve všech variantách se proti kontrole zvýšil. U variant s betonovým recyklátem však nebyl nalezen žádný statisticky významný rozdíl a proto mohu na základě shody výsledků také v tabulce č. 9 prohlásit, že betonový recyklát je při kompostování naprosto neúčinný.

Cihelný recyklát se stejně jako ve výsledcích tabulky č. 9 i ve výsledcích tabulky č. 10 projevil jako mírně účinný a proces fermentace kompostů zlepšil, jak se lze přesvědčit srovnáním všech variant V5 – V8 s variantami V1 – V4 s betonovým recyklátem.

Bohužel se i zde potvrdila neočekávaná skutečnost, že hrubší zrnění cihelného recyklátu bylo nepatrně účinnější, než zrnění jemné. Chceme-li vysvětlit jev kontaktně-katalytickým působením porézního cihelného recyklátu s velkým specifickým povrchem, není tento výsledek logický.

Musím proto i představu o kontaktně-katalytickém působení cihelného recyklátu na fermentaci kompostové směsi opustit, a konstatovat, že příčina jeho mírně kladného působení je neznáma a bude nutno v budoucnu výzkum orientovat na mikrobiologická šetření, která snad přinesou odpověď na dosud nevyřešenou otázku, jaká je příčina kladného účinku cihelného recyklátu.

6 ZÁVĚR

Bylo zjištěno, že betonový recyklát jako přísada do kompostové směsi je naprosto neúčinný. Zcela jiné je působení cihelného recyklátu, který prohlubuje fermentaci kompostu zcela jednoznačně. Zvyšuje se iontovýměnná kapacita kompostu jako odraz zvýšené produkce iontovýměnně aktivního humusu, jehož větší produkce je potvrzena i zvýšením stabilní frakce organických látek. Lepší průběh fermentace kompostů v přítomnosti cihelného recyklátu prozrazuje i větší úbytek labilní frakce organických látek v produktu. Představu kontaktně-katalytického působení cihelného recyklátu je nutno vyloučit, protože jeho hrubší zrnění působí lépe než zrnění jemnější. Rovněž efekt lepšího provzdušnění není pravou příčinou účinku cihelného recyklátu.

7 POUŽITÁ LITERARURA

ALTMANN, Vlastimil: Nakládání s biologicky rozložitelnými odpady. *Biom.cz* [online]. 2010-08-18 [cit. 2014-11-17]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/nakladani-s-biologicky-rozlozitelnymi-odpady>>. ISSN: 1801-2655

AMLINGER, Florian, HABART, Jan: Decentralizované kompostování. *Biom.cz* [online]. 2004-10-04 [cit. 2015-01-13]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/decentralizovane-kompostovani>>. ISSN: 1801-2655.

APPHUN, A., JORGENSEN, 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. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 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. *Mar. Chem.*, 92: 39 – 64

BALDOCK, J. A., OADES, J. M., WATERS, A. G., PENG X., VASSALLO, A. M., WILSON M. A., 1992: Aspects of the chemical structure of soil organic materials as revealed by solid – state ¹³C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry*, 16: 1-42

BALDOCK, J. A., SMERNIK, R. J., 2002: Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Org. Geochem.*, 33: 1093: 1109

BARANČÍKOVÁ, G., 2008: Application of NMR spectroscopy in studies of organic matter in soil. *Chemické listy*, 102: 1100-1106

BATES, J., HAVORTH, A.: Economic Evaluation of Emission Reductions of Methane in the Waste Sector in the EU, březen 2001, http://www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/sectoral_objectives.htm

BLAIR, G. J., LEFROY, 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 systems. *Aust. J. Agric. Res.*, 46: 1459-1466

CAPRIEL, P., 1997: Hydrophobicity of organic matter in arable soils: influence of management. *Europ. J. Soil Sci.*, 48:457-462

ECKSCHLAGER, K., HORSÁK, J., KODEJŠ, Z., 1980: Vyhodnocování analytických výsledků a metod. SNTL Praha, DT 543, 04-610-80, 223 s.

EPSTEIN, E.; *The Science of Composting*. Technomic Publishing Co INC, Pennsylvania, 1997, ISBN No. 1-56676-478-5

EUROSTAT YEARBOOK 2010, Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2010, ISBN 978-92-79-14884-2

GRODA, B.; *Technika zpracování odpadů*, skripta MZLU v Brně, 1995, 260 s., první vydání, č. publ. 1489, ISBN 80-7157-164-4

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, 85: 221-268

HRAŠKO, J. a kol., 1962: Rozbory pod, 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 Sci.*, 166, 1: 61-67

CHRISTENSEN, B. T., 2001: Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur J. Soil Sci.*, 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

KOLÁŘ, Ladislav; KUŽEL, Stanislav. *Odpadové hospodářství*. 1. vydání. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích Zemědělská fakulta, 2000. 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 Water Research* 1 (2), 57-64

KOLÁŘ, L., KUŽEL, S., HORÁČEK, J., ČECHOVÁ, V., BOROVIČKOVÁ, J., PETERKA, J., 2009: Labilní frakce půdní organické hmoty, její kvantita a kvalita. *Plant, Soil and Environment*, 55,6,245-251

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. *Sci Total Environ.*, 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. *Sci Total Environ.*, 113: 89-106

KÖGEL-KNABCHER, I., 2002: The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 139-162

KOTOULOVÁ, Z., VÁŇA, J.: Příručka pro nakládání s komunálním bioodpadem. MŽP, Praha, 2001, 68 s.

LECHNER, P.: Minimizing Methane from Landfills, *Biocycle*, červenec, 2002, http://www.boku.ac.at/abf/aktuell/aktuell_main_01_07_2002.html

LEAWITT, S. W., FOLLETT, 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 46

MARRIOT, E. E., WANDER, M. M., 2006: Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming system. *Soil Science Society of America Journal*, 70 (3): 950-959

MARTENS, D. A., LOEFFELMANN, K. L., 2002: Improved accounting of carbohydrate carbon from plants and soils. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 1393-1399

MARTENS, D. A., LOEFFELMANN, K. L., 2003: Soil amino acid composition quantified by acid hydrolysis and anion chromatography-pulsed amperometry. *J. Agric. Food Chem.*, 51: 6521-6529

PASTOREK, Z.; Využití biomasy zemědělského původu, metodika pro zemědělskou praxi, Mze ČR, Praha, 12/1999

PAUL, E. A., COLLINS, H. P., LEAVITT, S. W., 2001: Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring ¹⁴C abundance. *Geoderma*, 104: 239-256

PLÍVA, P. a kol. *Kompostování v pásových hromadách na volné ploše*. 1. vyd. Praha: Profi Press, 2009. ISBN 978-808-6726-328.

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., 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., 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., 2007: Labile, recalcitrant and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (1): 202-215

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 & Biochemistry*, 38 (4): 812-816

SIROTKOVÁ, D., VOLOŠINOVÁ, D. Nové přístupy k hodnocení SDO – vedlejší produkt, konec odpadu, výrobek. In *Recycling 2014: "možnosti a perspektivy recyklace stavebních odpadů jako zdroje plnohodnotných surovin" : sborník přednášek 19. ročníku konference*. Brno: Vysoké učení technické, Fakulta strojního inženýrství, 2014, s. 53-59 ISBN 978-80-214-4866-7.

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. *Aust. J. Soil Res.*, 42: 79-88

SLEJŠKA, Antonín: Možnosti snižování množství skládkovaných BRKO. *Biom.cz* [online]. 2004-06-21 [cit. 2014-12-31]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/moznosti-snizovani-mnozstvi-skladkovanych-brko>>. ISSN: 1801-2655.

SMITH, A., BROWN, K., OGILVIE, S., RUSHTON, K., BATES, J.: *Waste Management Options and Climate Change*, Final report to the European Commission, DG Environment, červenec 2001,

SOON, Y. K., ARSHAD, M. A., HAG, 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 & Tillage Research*, 95 (1-2): 38-46

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

ŠKOPÁN, M. Analýza materiálových toků v recyklaci stavebních a demoličních odpadů v ČR. In *Sborník konference RECYCLING 2008, "Možnosti a perspektivy recyklace stavebních materiálů jako zdroje plnohodnotných surovin"*. Brno: VUT v Brně, 2008. s. 73-79. ISBN: 978-80-214-3576- 6.

ŠKOPÁN, M. Statistická data o demoličním odpadu se rozcházejí. *Odpady*, 2009, roč. 2009, č. 7-8, s. 9-10 ISSN:1210-4922.

ŠKOPÁN, M. Analýza produkce recyklátů ze SDO a možnosti jejich uplatnění na trhu. In *Sborník konference RECYCLING 2010 - "Možnosti a perspektivy recyklace stavebních materiálů jako zdroje plnohodnotných surovin"*. 1. Brno: Vysoké učení technické v Brně, 2010. s. 56-63. ISBN: 978-80-214-4061- 6.

ŠKOPÁN, M. Výrobky z recyklátů ze stavebních a demoličních odpadů jako druhotné suroviny. In *RECYCLING 2011, Možnosti a perspektivy recyklace stavebních odpadů jako zdroje plnohodnotných surovin*. 1. Brno: VUT v Brně, 2011. s. 49-55. ISBN: 978-80-214-4253- 5.

ŠKOPÁN, M. Recyklované materiály – stav a cesty k dalšímu rozvoji. In *Recycling 2014: "možnosti a perspektivy recyklace stavebních odpadů jako zdroje plnohodnotných surovin" : sborník přednášek 19. ročníku konference*. Brno: Vysoké učení technické, Fakulta strojního inženýrství, 2014, s. 44-52 ISBN 978-80-214-4866-7.

TIROL-PADRE, A., LADHA J. K., 2004: Assessing the reliability of permanganate – oxidizable carbon as an index of soil labile carbon. *Soil Science Society of America journal*, 68, 3: 969-978

VANĚK, Václav, KOLÁŘ, Ladislav, PAVLÍKOVÁ, Daniela: Úloha organické hmoty v půdě. Racionální použití hnojiv - sborník z konference, ISBN 978-80-213-2006-2

VÁŇA, Jaroslav: Kompostování bioodpadu je technologií trvale udržitelného života. *Biom.cz* [online]. 2009-08-05 [cit. 2014-11-17]. Dostupné z WWW: <<http://biom.cz/cz/odborne-clanky/kompostovani-bioodpadu-je-technologie-trvale-udrzitelneho-zivota>>. ISSN: 1801-2655.

VOŠTOVÁ, Věra, a kol. *Logistika odpadového hospodářství*. 1. vydání. Praha České vysoké učení technické v Praze, 2009. 349 s. ISBN 978-80-01-04426-1.

VRBÍK, O. Recyklace stavebních odpadů z pohledu provozovatele. In *Recyklace stavebních a demoličních odpadů*. 1. České vysoké učení technické v Praze, 2011. s. 43-48. ISBN:978-80-01-04976-1.

Vyhláška Ministerstva zemědělství č. 474/2000 Sb. *o stanovení požadavků na hnojiva*, příloha 1, limitní hodnoty rizikových prvků v hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech <http://eagri.cz/public/web/mze/legislativa/pravni-predpisy-mze/tematicky-prehled/100050345.html>

Vyhláška č. 294/2005 Sb., ze dne 11. července 2005 , o *podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu* a změně vyhlášky 383/2001 Sb., o *podrobnostech nakládání s odpady* ve znění pozdějších předpisů. <http://www.inisoft.cz/strana/vyhlaska-294-2005-sb>

Vyhláška č 381/2001 Sb., Ministerstva životního prostředí ze dne 17. 10. 2001, kterou se stanoví *Katalog odpadů, Seznam nebezpečných odpadů a seznamy odpadů a států pro účely vývozu, dovozu a tranzitu odpadů a postup při udělování souhlasu k vývozu, dovozu a tranzitu odpadů (Katalog odpadů)*

VYTLAČILOVÁ, V. Netradiční využití odpadů a vedlejších produktů ve stavitelství. In *Recyklace stavebních a demoličních odpadů*. 1. České vysoké učení technické v Praze, 2011 a.s. 61-70. ISBN:978-80-01-04976-1.

WALKLEY, A., 1947: A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soils. *Soil Sci.*, 63: 251-263

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