

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: N4101 Zemědělské inženýrství

Studijní obor: Agroekologie

Katedra: Katedra agroekosystémů

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

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Frakcionace biodegradabilní části komunálního odpadu  
k výrobě bioplynu a k výrobě pevného biopaliva

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

Autor diplomové práce: Bc. Jindřich Velek

České Budějovice, 2015

## ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Jindřich VELEK**  
Osobní číslo: **Z13462**  
Studijní program: **N4101 Zemědělské inženýrství**  
Studijní obor: **Agroekologie**  
Název tématu: **Frakcionace biodegradabilní části komunálního odpadu k výrobě bioplynu a k výrobě pevného biopaliva**  
Zadávající katedra: **Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií**

### Zásady pro vypracování:

Ve své bakalářské práci z r. 2013, s kterou jste se zúčastnil celostátní soutěže nejlepších diplomových prací z oblasti zpracování odpadů, jste předložil návrh užitého vzoru, podle kterého by bylo možno hodnotit stupeň lability organické složky komunálních odpadů a podle výsledků rozhodnout, zda tato organická složka, oddělená z odpadů technologií MBÚ, je vhodná pro výrobu bioplynu (nebo pro zpracování v průmyslové kompostárně), nebo je tak stabilní, že by byla vhodnější pro výrobu pevného biopaliva?

Ve své diplomové práci dokončete tuto myšlenku, která má velký význam při žádoucím omezení skládkování v ČR, praktickým pokusným ověřením Vašeho návrhu.

1. Proveďte literární rešerši o stupni lability frakcí organické hmoty a o metodách, které se k stanovení stupně lability dají použít.
2. Vyberte několik organických frakcí z biodegradabilního odpadu, získaného na MBÚ, stanovte potřebné hodnoty dle Vašeho užitého vzoru a vyhodnoťte je.
3. S pomocí vedoucího diplomové práce analyzujte tyto frakce a zjistěte na přístroji Oxi Top Control Merk jejich výtěžnost bioplynu, z analýzy vypočítejte teoretickou výtěžnost bioplynu, spalná tepla a výhřevnost.

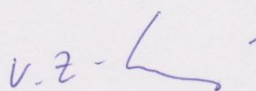
Rozsah grafických prací: **dle potřeby**  
Rozsah pracovní zprávy: **40-60 stran**  
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**  
Seznam odborné literatury:

**Kromě přístupných databází k provedení literární rešerše od r. 2000 Vám speciální literaturu technicko-energetickou předá vedoucí Vaší diplomové práce.**

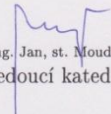
Vedoucí diplomové práce: **prof. Ing. Ladislav Kolář, DrSc.**  
Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

Datum zadání diplomové práce: **10. února 2014**

Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2015**

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

JIHOČESKÁ UNIVERZITA  
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA  
studijní oddělení  
Studená 13  
370 05 České Budějovice

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

V Českých Budějovicích dne 26. března 2014

### **Prohlášení:**

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci na téma „Frakcionace biodegradabilní části komunálního odpadu k výrobě bioplynu a k výrobě pevného biopaliva“ jsem vypracoval 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 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 Písku, 27. 3. 2015

Bc. Jindřich Velek

### **Poděkování:**

Tímto chci poděkovat vedoucímu diplomové práce prof. Ing. Ladislavu Kolářovi, DrSc., za odborné vedení, cenné rady, návrhy a poskytnutou pomoc v průběhu zpracování diplomové práce. Bez této pomoci bych se při psaní diplomové práce neobešel. A také bych chtěl poděkovat své rodině za trpělivost a podporu při studiu.

## **Abstrakt:**

Diplomová práce se zabývá využitím biologicky rozložitelného odpadu, který je nutno zpracovávat a následně využít v co největším množství. Je velice žádoucí používat nové a známé technologie, jak s tímto odpadem efektivně nakládat a neukládat ho neuváženě na skládky, jak je tomu v současné době.

Práce popisuje skládkování, kompostování, anaerobní digesci, mechanicko-biologickou úpravu odpadů a také stupně lability frakcí organické hmoty. A právě stupně lability frakcí organické hmoty jsou rozhodující, jak tento biodegradabilní odpad v jednotlivých technologiích nejlépe použít. Zde se nabízí využít technologie STEAM EXPLOSION nebo IFBB pro úpravu biologicky rozložitelných odpadů. Tyto technologie byly použity i ve vlastním návrhu na užitný vzor, podle kterého lze z odpadu získat bioplyn nebo pevné biopalivo.

**Klíčová slova:** skládkování, mechanicko-biologická úprava odpadů, kompostování, anaerobní digesce, labilní a stabilní frakce organické hmoty

## **Abstract:**

The theses deals with the use of biologically degradable waste which needs to be processed and utilized in maximum amount. It is highly desirable to apply new and well-known technologies to treat such waste efficiently and not to dispose it in landfills unreasonably, as is the case at present.

The paper describes landfilling, composting, anearobic digestion, mechanical and biological treatment of waste as well as various stages of the lability concerning fractions of organic compounds. The stages of the lability concerning fractions of organic compounds are in particular determining the best utilization of such biologically degradable waste in each technology. It is advisable in this case to apply the STEAM EXPOLOSTION or IFBB technology for treatment of biologically degradable waste. These technologies were used in the proposal for the utility model which specifies how to produce biogas or solid biofuel from waste.

**Key words:** landfilling, mechanical and biological treatment of waste, composting, anaerobic digestion, labile and stable fraction of organic compounds

## OBSAH

1. ÚVOD .....	9
2. CÍL A METODIKA PRÁCE .....	11
3. LITERÁRNÍ REŠERŠE .....	12
3.1 Odpady a jejich skládkování.....	12
3.1.1 Legislativa odpadového hospodářství ČR.....	12
3.1.2 Technologie a způsoby skládkování odpadů v ČR.....	15
3.1.2.1 Druhy skládek, jejich budování a provoz .....	16
3.1.2.2 Skládkové plyny .....	18
3.1.2.3 Uzavírání skládek a vliv na okolí .....	19
3.1.3 Nakládání s odpady vzhledem ke skládkování.....	19
3.1.3.1 Využití hlavních druhů odpadů .....	20
3.1.3.2 Biologicky rozložitelný odpad.....	21
3.1.3.2.1 Mechanicko-biologická úprava odpadů.....	22
3.1.3.2.2 Kompostování.....	23
3.1.3.2.3 Anaerobní digesce .....	24
3.2 Labilní a stabilní frakce organické hmoty .....	25
3.3 Posouzení rozložitelnosti organické hmoty při anaerobní digesci.....	28
4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST.....	31
4.1 Vlastní návrh na užitný vzor: Způsob frakcionace biodegradabilní části komunálního odpadu k použití při anaerobní digesci a výrobě pevného biopaliva.....	31
4.2 Materiály a metody .....	37
4.3 Výsledky .....	43
4.4 Diskuse.....	44
5. ZÁVĚR .....	46
6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A ZDROJŮ .....	47
7. PŘÍLOHY - POUŽITÉ ZKRATKY .....	54



## 1. ÚVOD

Zpracování biodegradabilní části komunálních odpadů je perspektiva, která by v ČR měla pomoci splnit přání EU a úplně zastavit skládkování komunálních odpadů. Některé země EU již tento problém vyřešily a komunální odpad neskládkují.

Ve své bakalářské práci v roce 2013 jsem se podrobně zabýval skládkováním komunálních odpadů a konsultoval jsem možný vývoj v této oblasti s odborníky velkých firem, které se zpracováním a využitím komunálních odpadů zabývají. Všichni se na vizi podstatného omezení skládkování těchto odpadů dívají velmi skepticky a jejich názor se diametrálně liší od velmi optimistických představ teoretiků v oblasti životního prostředí, od představ politiků, novinářů i laické veřejnosti. A to z těchto důvodů:

1. Skládkování komunálního odpadu je nejlevnější cestou jeho likvidace a i při současném provozu firmy těžce zápasí s ekonomickými problémy. Občané zvýšení poplatků odmítají, separovaný sběr provádějí nedůsledně, dotační peníze pro tento účel nejsou.

2. Nejlevnější, i když z dnešní úrovně ekonomiky zpracování komunálních odpadů je mechanicko-biologická úprava (MBÚ). Jde v podstatě o rozdělení rozdrčených odpadů na dvě specificky různě těžké složky. Těžší minerální a lehčí, převážně organickou složku. Lehčí složka by se měla využívat jako málo hodnotné energetické palivo (to české orgány už od počátku jednání v EU odmítly, protože české spalovny dosud nejsou zařízeny na likvidaci rakovino tvorných polychlorovaných dioxinů a dibenzofuranů, jejichž vznik je při spalování této frakce možný) nebo jako organická část surovinové skladby kompostů. Komposty z tohoto materiálu jsou však velmi nekvalitní, není o ně zájem a většinou končí jako překryv na skládkách. V Německu je dnes skládkováno už několik milionů tun produktů této MBÚ technologie, o které není zájem a hledá se pro ně uplatnění mimo Německo (KURAŠ et al., 2008). Těžší frakce z MBÚ technologie hledá své uplatnění ještě hůře, než frakce lehká. Je většinou kontaminována těžkými kovy a výjimečně se používá k výplni terénních vln.

Je zřejmé, že lepší než MBÚ je přímé spalování odpadů, zvláště při technologii biologického vysoušení, při kterém vzniká produkt „suchý stabilizát“. Vzniká v uzavřených boxech aerobním rozkladem organických složek za velmi intenzivního vzdušnění. Proces trvá jen asi týden, vzniká suchý materiál s mírně sníženým obsahem uhlíku, který se dá snadno frakcionovat. Po oddělení kovů, skla a dalších anorganických podílů vzniká palivo s výhřevností 15-18 MJ.kg<sup>-1</sup>. Stabilizát obsahuje však plasty s obsahem chloru, a proto je v českých spalovacích zařízeních kromě spalovny v Praze a jediné spalovny v severních Čechách zcela nepoužitelný.

Z těchto důvodů zůstává skládkování komunálních odpadů stále hlavním způsobem jejich likvidace. Proto je skládkování součástí diplomové práce z důvodu nutnosti se tímto problémem i nadále zabývat. Hlavní téma diplomové práce je frakcionace biodegradabilní části odpadů, včetně mého návrhu užitého vzoru, podle kterého by bylo možno hodnotit stupeň lability organické složky komunálních odpadů a dokonce podle výsledků rozhodnout, zda organická složka je tak labilní, že by se dala využít ve fermentoru bioplynových stanic, je zatím v ČR futuristická vize. Nicméně i přesto, současné skládkování by mělo být vedeno tak, aby možnost levného využití biodegradabilních složek v budoucnosti byla co největší a připravovat se na budoucí zdárný vývoj v této oblasti. A to je cíl mé diplomové práce.

## **2. CÍL A METODIKA PRÁCE**

Cílem práce je provést stručnou literární rešerši o stanovení stupně lability frakcí organické hmoty, vybrat několik frakcí z biodegradabilního odpadu získaného z technologie MBÚ (mechanicko-biologické úpravy komunálních odpadů) a testovat je podle vlastního návrhu na užitný vzor. Tyto frakce budou předány vedoucímu diplomové práce, prof. Ing. Ladislavovi Kolářovi DrSc., k analýze a k zjištění výtěžnosti bioplynu na přístroji Oxi Top Control Merck. Z výsledků analýzy bude vypočítána teoretická výtěžnost bioplynu, spalné teplo a výhřevnost jednotlivých frakcí a podle výsledků bude ověřena využitelnost vlastního návrhu na užitný vzor.

### **3. LITERÁRNÍ REŠERŠE**

#### **3.1 Odpady a jejich skládkování**

Bez vybudování další alternativy ke skládkování a materiálovému využívání (recyklaci) odpadů se může ČR dostat do situace, že nebude v budoucnosti vědět, co s odpadem. Skládky mají svou životnost (kapacity jsou většinou na cca 15 let) a další rozšiřování či výstavba vždy prochází hodnotícími procesy a nemusí mít podporu veřejnosti nebo vyhovět náročným podmínkám na ochranu zdraví a životního prostředí. Rovněž materiálové využití má své limity zejména u občanů v jejich ochotě třídít odpady (DRAHOVZAL a SÝKORA, 2013).

HŘEBÍČEK et al. (2009) například uvádějí, že odpadové hospodářství Rakouska podle ANONYM 1 (2008), klade důraz na principy udržitelného rozvoje. Za nejdůležitější opatření pro udržitelné odpadové hospodářství je považována předúprava odpadů před jejich uložením na skládku. Na základě vyhlášky o skládkování nesmí být od 1. ledna 2004 v Rakousku ukládány na skládky odpady bez předchozího zpracování (tj. nesmí obsahovat více než 5 % podílu organického uhlíku a nesmí přesahovat výhřevnost 6 MJ/kg, pokud jde o odpad z MBÚ). V Německu, jak dále popisují HŘEBÍČEK et al. (2009), jsou stanoveny dva druhy skládek pro komunální odpad – třída I, II a od 1. června 2005 platí v Německu zákaz skládkování organické hmoty a směsného komunálního odpadu (SKO), který organický materiál obsahuje (MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT, 2006).

V budoucnu bude jistě zásadní využívání odpadů uložených na skládkách. Tyto odpady dlouhodobě uložené bude nutné využívat jednak z důvodu získání materiálů, ale také z důvodu ekologické zátěže. „Urban mining“, jak se tento druh nakládání s již uloženým odpadem a jeho využitím nazývá, bude v budoucnu jistě zásadním krokem v oboru odpadového hospodářství. To popisuje i KURAŠ (2014), a také dodává, že tato strategie „urban mining“ se netýká jen skládek odpadů, ale také i dalších odpadních materiálů nacházejících se v městských aglomeracích.

##### **3.1.1 Legislativa odpadového hospodářství ČR**

V České republice je legislativa odpadového hospodářství řešena zákony, vyhláškami a nařízenými, které jsou také ovlivňovány především předpisy Evropské

unie, jejímž členem jsme od roku 2004. V podstatě nejdůležitějším právním předpisem v oblasti odpadového hospodářství u nás je zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech. Nicméně, do problému řešení odpadového hospodářství též zasahují a aplikují se i jiné zákony, které souvisejí s životním prostředím.

Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech stanovuje pravidla pro předcházení vzniku odpadů a pro nakládání s nimi při dodržování ochrany životního prostředí, ochrany lidského zdraví a trvale udržitelného rozvoje, dále stanovuje práva a povinnosti osob a působnost orgánů veřejné zprávy v odpadovém hospodářství.

MALEČKOVÁ a ŠIMEK (2014) uvádějí, že současný zákon o odpadech je v pořadí již třetí, který v naší zemi platí od roku 1991. Předtím byla ochrana jednotlivých složek životního prostředí před negativními vlivy odpadů zakotvena poněkud roztržitěně v tzv. složkových předpisech práva životního prostředí. Za dvanáct let své účinnosti (od 1. 1. 2002) byl zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech novelizován již 36krát. To je bohužel všeobecný trend v současné české legislativě (rozuměj „právo tvorně“) a nezdá se, že by v tomto ohledu chtěl zákonodárce v dohledné době něco měnit. Právní předpisy tak představují obtížně proniknutelnou džungli komplikovaných a neustále se měnících pravidel.

Jako další významný zákon týkající se nakládání s odpady je zákon č. 477/2001 Sb., o obalech, který udává jak chránit životní prostředí předcházením vzniku odpadů z obalů a nakládání s nimi. Uvádí, že obalem je výrobek zhotovený z materiálu jakékoliv povahy a určený k pojmutí, ochraně, manipulaci, dodávce, popřípadě prezentaci výrobku nebo výrobků určených spotřebiteli nebo jinému konečnému uživateli.

Nedílnou součástí legislativy jsou vyhlášky a nařízení vlády, které zahrnují podrobnosti o nakládání s konkrétními odpady v ČR. Zejména řeší podmínky ukládání odpadů na skládkách, stanoví Katalog odpadů, uvádí podrobnosti o nakládání s biologicky rozložitelnými odpady, stanoví plán odpadového hospodářství, výše zálohy pro vybrané druhy vratných zálohovaných obalů a další.

Mezi prováděcí předpisy v ČR patří:

Vyhláška č. 115/2002 Sb., o podrobnostech nakládání s obaly.

Vyhláška č. 116/2002 Sb., o způsobu označování vratných zálohovaných obalů.

Vyhláška č. 170/2010 Sb., o bateriích a akumulátorech a o změně vyhlášky č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.

Vyhláška č. 178/2013 Sb., kterou se mění vyhláška č. 352/2005 Sb., o podrobnostech nakládání s elektrozařízeními a elektroodpady a o bližších podmínkách financování nakládání s nimi.

Vyhláška č. 237/2002Sb., o podrobnostech způsobu provedení zpětného odběru některých výrobků.

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.

Vyhláška č. 341/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady a o změně vyhlášky 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 (vyhláška o podrobnostech nakládání s biologicky rozložitelnými odpady).

Vyhláška č. 351/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.

Vyhláška č. 352/2005 Sb., o podrobnostech nakládání s elektrozařízeními a elektroodpady a o bližších podmínkách financování nakládání s nimi.

Vyhláška č. 352/2008 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady z autovraků, vybraných autovraků, o způsobu vedení jejich evidence a evidence odpadů vznikajících v zařízeních ke sběru a zpracování autovraků a o informačním systému sledování toků vybraných autovraků.

Vyhláška č. 353/2005 Sb., kterou se mění vyhláška č. 237/2002 Sb., o podrobnostech způsobu provedení zpětného odběru některých výrobků, ve znění vyhlášky č. 505/2004 Sb., a vyhláška č. 383/2001 Sb., o podrobnostech nakládání s odpady, ve znění pozdějších předpisů.

Vyhláška č. 374/2008 Sb., o přepravě odpadů a o změně vyhlášky č. 381/2001 Sb., 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), ve znění pozdějších předpisů.

Vyhláška č. 376/2001 Sb., o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů.

Vyhláška č. 381/2001 Sb., 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.

Vyhláška č. 382/2001 Sb., o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě.

Vyhláška č. 383/2001 Sb. o podrobnostech nakládání s odpady.

Vyhláška č. 384/2001 Sb., o nakládání s polychlorovanými bifenyly, polychlorovanými terfenyly, monometyltetrachlorodifenylmetanem, monometyldichlorodifenylmetanem, monometyldibromdifenylmetanem a veškerými směsmi obsahujícími kteroukoliv z těchto látek v koncentraci větší než 60 mg/kg (o nakládání s PCB).

Vyhláška č. 641/2004 Sb., o rozsahu a způsobu vedení evidence obalů a ohlašování údajů z této evidence.

Nařízení vlády č. 111/2002 Sb., kterým se stanoví výše zálohy pro vybrané druhy vratných zálohovaných obalů.

Nařízení vlády č. 352/2014 Sb., o Plánu odpadového hospodářství České republiky pro období 2015-2024.

Právní předpisy EU o odpadech jsou nedílnou součástí i legislativy České republiky od roku 2004, a ta je musí plně respektovat. Jsou to zejména: směrnice Evropského parlamentu a Rady 94/62/ES o obalech a obalových odpadech, směrnice Rady 1999/31/ES o skládkách odpadu, směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/76/ES o spalování odpadů, směrnice Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 98/2008, nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 2150/2002 o statistice odpadů a nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 1907/2006 o registraci, hodnocení, povolování a omezování chemických látek – REACH.

### **3.1.2 Technologie a způsoby skládkování odpadů v ČR**

Technologií skládkování odpadů se zabýval VELEK (2013) a považuji za velice důležité se o tomto procesu „likvidace“ odpadů zmínit alespoň na okraj i v této práci.

Tato technologie obsahuje mnoho důležitých kroků, jak už před výstavbou tělesa skládky, během jejího provozu a následně po ukončení nebo uzavření

skládky. Také je nutno brát v potaz, procesy probíhající v tělese skládky během jejího provozu, po uzavření a také vliv na životní prostředí v bezprostředním okolí skládky.

### 3.1.2.1 Druhy skládek, jejich budování a provoz

Současné skládky jsou technologicky náročné stavby, které musí splňovat přísné požadavky jak na jejich výstavbu, tak i na provoz. Skládky dělíme na řízené, to jsou legální, zabezpečené skládky a na neřízené, které jsou černé či divoké skládky a ty jsou nelegální úložiště odpadů (VELEK, 2013).

Moderní integrovaná strategie odpadového hospodářství, jak popisuje KURAŠ (2014), považuje skládkování za konečný stupeň v hierarchii odstraňování odpadů, vzhledem k následujícím nevýhodám jako je: ztráta zdrojů (půda a materiál), emise výluhů vedoucích ke kontaminaci podzemních vod a plynné emise jako skleníkové plyny (CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub>), těkavé organické látky (VOC) a zápach s potenciálním rizikem požárů a explozí.

Skládky podle technického zabezpečení dělíme na skupiny, jak stanoví vyhláška č. 294/2005 Sb.:

- skupina S-interní odpad – určená pro interní odpady (S-IO).
- skupina S-ostatní odpad – určená pro odpady kategorie ostatní odpad (S-OO): podskupiny S-OO1, S-OO2, S-OO3.
- skupina S-nebezpečný odpad – určená pro nebezpečné odpady (S-NO).

Na skládky je třeba ukládat odpady stabilizované, mineralizované (popel ze spaloven, odpad z mechanicko-biologické úpravy odpadů) (VÁŇA et al., 2009). Vyhláška č. 294/2005 Sb., v příloze č. 6, definuje způsoby a postupy, které se považují za úpravu odpadů před jejich uložením na skládku: *biologickou úpravou (D8)* – řízené působení biologicky aktivní složky na odpad za účelem změny vlastností odpadu – biodegradace a *fyzikálně-chemickou úpravou (D9)* – např. odpařování, sušení, kalcinace, změna pH, odvodnění, filtrace, změna chemického složení, srážení, solidifikace, enkapsulace, vitifikace, bitumenace, zatavení do síry, kombinace postupů atd.



Technické požadavky na skládky odpadů včetně podmínek pro jejich umístění, technické zabezpečení provozu skládek, těsnění, monitorování a podmínek jejich uzavření a rekultivace se pokládají za splněné, odpovídají-li technickým normám ČSN 83 8030 Skládání odpadů – Základní podmínky pro navrhování a výstavbu skládek, ČSN 83 8032 Skládání odpadů – Těsnění skládek, ČSN 83 8033 Skládání odpadů – Nakládání s průsakovými vodami ze skládek, ČSN 83 8034 Skládání odpadů – odplynění skládek, ČSN 83 8035 Skládání odpadů – Uzavírání a rekultivace skládek a ČSN 83 8036 Skládání odpadů – Monitorování skládek (VELEK, 2013).

Skládky vzhledem k terénu jsou buď nadúrovňové, svahové nebo podúrovňové. Pro upřesnění se celá struktura skládky skládá z:

- oporné vrstvy (podloží),
- dna skládky,
- těsnicí vrstvy (minerální těsnění),
- ochranné vrstvy (izolační polyethylenová fólie 1,5 mm, geotextilie, ochranná vrstva 20 cm),
- odvodňovací vrstva (drenážní potrubí z polyethylenu, drenážní vrstva 30 cm),
- navážka odpadu (jemný odpad, odpad),
- vyrovnávací vrstva,
- separační geotextilie,
- plynová drenáž,
- ochranná geotextilie,
- těsnicí folie PEHD,
- ochranná geotextilie,
- odvodňovací drenážní vrstva,
- separační geotextilie,
- rekultivační vrstva a na konec vegetace.

Při budování skládky nesmíme opomenout i zákon 100/2001 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí, zákon č. 76/2002 Sb., o integrované prevenci a omezení znečišťování a také zákon č. 183/2006 Sb., o územním plánování a stavebním řádu, bez kterých bychom ani nemohli celý proces výstavby realizovat.

Po výběru vhodné lokality a procesu schvalování nastává samotná výstavba a technologické kroky spojené s těsněním skládky, odvodněním srážkové vody a odplyněním bud', aktivně nebo pasivně. Během hutnění odpadů se používají kompaktoři, jak uvádějí KURAŠ et al., (2008). To jsou zpravidla čelní nakladače, které jsou schopny svou vahou dostatečně utužovat odpad na skládce a též ho i přesunovat. Během provozu ve skládce probíhají aerobní procesy, kyselinotvorné (acidogenní) procesy, methanogenní procesy (KURAŠ et al., 2008; STRAKA et al., 2003). Neméně důležitá je třída vyluhovatelnosti odpadů, podle které se odpady umisťují na dané druhy skládek. Monitoring skládky jak během provozu, tak i po ukončení je nepostradatelný a je stanoven zákonem na minimálně 30 let.

### 3.1.2.2 Skládkové plyny

SLEJŠKA (2005) a LECHNER (2002) uvádějí, že metody pro snížení produkce metanu na skládkách jsou: oddělený sběr bioodpadu, výroba kompostu coby jímky uhlíku, biologická předúprava odpadu před skládkováním a využívání skládkového plynu. Dále SLEJŠKA (2005) a BATES a HAWORTH (2001) uvádějí tyto možnosti snížení skládkových plynů: odklonění biologicky rozložitelných odpadů ze skládek (kompostování BRO, anaerobní digesci BRO, bio-mechanická předúprava zbytkového odpadu, spalování zbytkového odpadu, recyklace papíru a lepenky), sběr a spalování skládkového plynu a zdokonalená oxidace skládkového plynu ve vrchních vrstvách skládky.

KURAŠ (2014) uvádí, že skládkový plyn je možné využít jako palivo pro výrobu elektřiny nebo přeměnit na chemické látky či palivo, přičemž je nejlevnější a nejsnazší přímé spalování, umožňující nahradit fosilní paliva.

ALTMANN et al. (2010) uvádějí, že celková energetická účinnost kogenerace bývá 80-88 %, přičemž cca 1/3 vyrobené energie představuje energii elektrickou a cca 2/3 energii tepelnou, kterou je možno využít např. pro ohřev fermentorů. Z 1 m<sup>3</sup> bioplynu lze získat přibližně 2 kWh elektrické energie, zbytek je tvořen energií tepelnou.

Celkové množství plynu vznikajícího v konvenční skládce se odhaduje na 100-200 m<sup>3</sup>.t<sup>-1</sup> odpadu, v závislosti na charakteru odpadu a době uložení, přičemž skutečné množství odčerpaného plynu je nižší (KURAŠ, 2014).

### **3.1.2.3 Uzavírání skládek a vliv na okolí**

Uzavřená skládka může sloužit jako zařízení pro nejrůznější sportovní a rekreační činnosti. Moderní skládka, má-li být v konečné fázi předána společnosti jako skutečně bezpečná krajina, musí být koncipována nejenom jako skládka odpadů a provozovatel skládky by měl být považován pouze za dočasného uživatele části krajiny (KURAŠ, 2014).

Jakákoliv skládka odpadů má negativní vliv na prostředí, ať už z pohledu na ráz krajiny nebo z ekologického hlediska. Je tedy důležité si počínat velice opatrně při nakládání s odpady touto metodou skládkováním.

Biologicky rozložitelné odpady, jak uvádějí HŘEBÍČEK et al. (2009) tvoří mezi komunálním odpadem kvantitativně významnou skupinu odpadů a způsob nakládání s nimi může pozitivně nebo negativně ovlivnit základní složky životního prostředí.

Pro rekultivaci a asanaci skládek se vytváří jako ekonomický nástroj finanční rezerva. Podle zákona o odpadech je provozovatel skládek povinen tuto finanční rezervu vytvářet (VÁŇA et al., 2009).

### **3.1.3 Nakládání s odpady vzhledem ke skládkování**

HŘEBÍČEK et al. (2009) uvádějí, že v ČR, ale i v dalších členských zemích Evropské unie se nedaří oddělit růst měrné produkce odpadů na jednoho obyvatele a rok od růstu životní úrovně jejich občanů. Daří se postupně zvyšovat podíl vytríděných a využitých odpadů, celková produkce odpadů v ČR i Evropské unii však roste. KOLÁŘ a KUŽEL (2000) dodávají, že využitelnost komunálního odpadu se snižuje tím, že se z něj neodstraňují nebezpečné látky.

Podle každoročních výsledků průzkumu nakládání s odpady (ANONYM 2, 2014) je patrné snižování skládkování a zvyšování využití odpad, ale nicméně je na vzestupu celková produkce odpadů (v roce 2013, 30,6 mil. tun = skládkováno 11 %, využito 79,5 %, jiné nakládání 9,5 %). A právě předcházení vzniku odpadu je jednou z důležitých věcí, kterou je nutno neustále připomínat. Pakliže tento odpad již vznikne, je nutno s ním náležitým způsobem, s jeho maximálním využitím, nakládat a odstranit ho.

### 3.1.3.1 Využití hlavních druhů odpadů

Využití odpadů by mělo být samozřejmé, a to v nejvyšší možné míře se všemi druhy odpadů jako jsou: sklo, papír a lepenka, plasty, stavební odpady, pryž, odpadní oleje, textil a oděvy, odpady z energetiky, kovový odpad a rostlinné odpady. Způsoby materiálového využití, jak uvádějí, VÁŇA et al. (2009), jsou repasování, regenerace a recyklace.

PAČESOVÁ (2013) uvádí, že materiálová recyklace využitelných složek komunálních odpadů představuje jeden z nejvýznamnějších způsobů nakládání s odpady a tento způsob nakládání je upřednostňován před jinými způsoby využití nebo odstraněním odpadů. Překážkou rozvoje recyklace může být: špatná interpretace a implementace legislativních nařízení, pokračující závislost na skládkování, pro některé typy odpadů je recyklace nákladná a ilegální skládkování odpadů (KURAŠ, 2014; BARTL, 2014). Uskutečnění odděleného sběru v domácnostech, jak uvádějí KOLÁŘ a KUŽEL (2000), který je podmínkou úspěšné recyklace druhotných surovin, vyžaduje kromě nádoby na běžné kuchyňské (v podstatě organické) odpady i sběrné nádoby na další druhy odpadů jako je papír, textil, sklo a kovy.

Čím více jsou odpady smíchány a stává se z nich heterogenní směs, tím je jejich využití pro materiálovou recyklaci komplikovanější, a to především z hlediska dosažení materiálové čistoty a obsahu kontaminujících látek (PAČESOVÁ, 2013).

Hnací silou recyklace odpadů může být řada technických, společenských a environmentálních výhod, spočívajících zejména ve využití odpadních materiálů jako druhotných surovin (jež by jinak končily na skládce), snížení nákladů na odstranění odpadů (což vede k úsporám společnosti), zvýšení zaměstnanosti, zvýšení zájmu veřejnosti a nutnosti zlepšení image odvětví, ochraně přírodních zdrojů a omezení znečištění životního prostředí. Neúčinné využívání zdrojů a nevhodné nakládání s odpady znamená materiálovou a ekonomickou ztrátu (KURAŠ, 2014).

PAČESOVÁ (2013) dále doplňuje, že na základě směrnice 2008/98/ES o odpadech musí být v členském státě zaveden do roku 2015 „na podporu vysoce kvalitní recyklace“ systém tříděného sběru odpadů z papíru, kovu, plastu a skla. Zavedení systému třídění odpadů je dle této směrnice podmíněné proveditelností z hledisek technického, hospodářského a z hlediska životního prostředí, tj. vždy musí

jít o zohlednění všech 3 složek trvalé udržitelnosti takového systému. Směrnice pro odpad pocházející z domácností (popř. od jiných původců, pokud tento odpad odpovídá odpadům z domácností), který je složen z kovu, papíru, skla nebo plastu, nařizuje, aby k opětovnému využití či recyklaci bylo využito 50 % hmotnosti takového odpadu v roce 2020.

### **3.1.3.2 Biologicky rozložitelný odpad**

Převážná část BRO je předurčena k materiálovému využití nebo energetickému využití. Tyto odpady obsahují rostlinné živiny a organickou hmotu, kterou je možno stabilizovat a výhodně uvádět do přírodního koloběhu jako organické hnojivo – kompost. Separovaný bioodpad se může také zpracovat metodou anaerobní digesce, jejímž produkty jsou bioplyn a rovněž organické hnojivo (ALTMANN et al., 2010).

Příkladem jsou i zahraniční sousedé, jak uvádějí HŘEBÍČEK et al. (2009), oddělený sběr BRKO v Rakousku vyúsťuje v zemědělské kompostování, kompostování v obecních nebo komerčních zařízeních, či zpracování v bioplynových stanicích a podobně je tomu i v Německu, kde je celý objem BRO zpracováván na kompost a anaerobní digescí.

MATĚJŮ (2005) uvádí, že nakládání s bioodpady může s sebou přinášet nebezpečí rozšiřování patogenních organismů pro lidi a zvířata i rostliny. Kromě posouzení výskytu patogenních mikroorganismů v konečném produktu zpracování je třeba sledovat i možnost šíření patogenních mikroorganismů během celého procesu nakládání s bioodpadem. Mikroorganismy z bioodpadů mohou ohrozit lidské zdraví vyvoláním infekčních onemocnění, vyvoláním alergií a produkcí toxických látek.

ZIMOVÁ (2005) dodává, že při nedostatečném zpracování biodegradabilního odpadu vznikají dva okruhy zdravotních rizik a to za prvé, rizika pro člověka, zvířata a rostliny z přítomných patogenních organismů a toxických chemických látek a za druhé, toxicita způsobená akumulací těžkých kovů a dalších nebezpečných látek v půdě, které přecházejí do rostlin, zvířat a lidí a mikrobiální kontaminace potravního řetězce a vody.

Ze všech způsobů zpracování bioodpadů mají biologické způsoby největší potenciál rozvoje. Tyto technologie se realizují v prostředí koloběhu látek, zejména rostlinných nutrientů a mikroelementů, a tím zabezpečují udržení úrodnosti půd

a výživy lidí (VÁŇA, 2005). Jako příklady biologického zpracování odpadů VÁŇA (2005) uvádí: aerobní kompostování, anaerobní digesce, vermikompostování, termofilní aerobní fermentace, biologické sušení a biologicko-fyzikální způsob lihové kvašení.

### **3.1.3.2.1 Mechanicko-biologická úprava odpadů**

Mechanicko-biologická úprava odpadů je zpracování zbytkového (reziduálního) komunálního odpadu, případně směsného komunálního odpadu nebo jakéhokoliv bioodpadu nevhodného pro kompostování nebo pro anaerobní digesce (VÁŇA et al., 2009).

Cílem MBÚ je získat pro skládkování materiál, který by měl minimální škodlivý vliv na životní prostředí. Výsledkem je podstatné omezení biologické činnosti a aktivity ve skládkovaném materiálu po jeho úpravě, v důsledku snížení obsahu organického uhlíku na minimum (za vzniku stabilizovaného produktu). Jedná se tedy o úpravu zbytkových směsných komunálních odpadů kombinací mechanických, fyzikálních a biologických procesů (KURAŠ et al., 2008; KURAŠ, 2014), účelem je mechanická separace, biologická stabilizace a redukce objemu odpadu (VÁŇA et al., 2009). KIZLINK (2007) dodává, že je alternativou ke spalování odpadů a napomáhá snížení emisí skládkového plynu a zvýšení stability skládky. KURAŠ (2014) zdůrazňuje, že ale nenahrazuje spalování nebo skládkování odpadů, ale pouze ve spojení s těmito technologiemi může zefektivňovat zejména materiálové zpracování odpadů.

Mechanická část, jak uvádí VÁŇA et al. (2009) spočívá v magnetické separaci kovů a v třídění odpadu na rotačním nebo vibračním sítu. Nadsítá část je dále rozdělována větrným tříděčem na lehkou energeticky využitelnou frakci a na těžkou frakci. Těžká frakce se homogenizuje s podsítou frakcí pro nastávající biologickou úpravu. KIZLINK (2007) doplňuje, že zahrnuje drcení, sekání, prosévání a třídění. Biologická úprava připraveného substrátu po separaci kovů a spalitelného podílu se provádí zpravidla aerobní fermentací nebo kombinací anaerobní a aerobní fermentace (VÁŇA, 2009; KIZLINK, 2007). Hlavní efekt technologií MBÚ je ekologický (VÁŇA et al., 2009), a výsledkem úpravy je oddělení recyklovatelných materiálů a výroba biopaliva (KIZLINK, 2007).

### 3.1.3.2.2 Kompostování

Každá kompostovací technologie by měla zajistit vhodné podmínky pro rozvoj a aktivitu aerobních mikroorganismů. Tyto organismy jsou závislé na dostatečném přísunu kyslíku a řádném odvodu oxidu uhličitého, který sami produkují. V žádném případě však není zapotřebí, aby byl kompost převlhčený. Materiál by měl být porézní a kyprý z důvodu výměny plynů mezi prostředím a hromadou kompostovatelného materiálu (MALAŤÁK a VACULÍK, 2008).

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 kompostu 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 kompostové 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 a KUŽEL, 2000).

Homogenizace a promíchání materiálu pozitivně ovlivňují procesy v průběhu kompostování uvnitř hromad. Poté, co jsou vytvořeny hromady, dochází vzápětí k nárůstu teploty uvnitř vytvořených hromad. Toto je signálem, že jsou vytvořeny vhodné podmínky pro život mikroorganismů, které nastartují procesy kompostování. Kompostování je nepřetržitý proces, u kterého nelze přesně určit jednotlivé fáze děje. Setkáváme se s 3 fázemi (MALAŤÁK a VACULÍK, 2008; KÁRA et al. 2002): fáze rozkladu, přeměny a zrání. Naproti tomu, HARANT a STAŇEK (2005), uvádějí dělení kompostovacího procesu do čtyř fází a to, fáze termofilní (do 5 dnů), termofilní (5-12 dnů), ochlazovací (12-21 dnů) a zrání (32-42 dnů).

MALAŤÁK a VACULÍK (2008) uvádějí tyto faktory ovlivňující kompostování: homogenizace, půdní mikroorganismy, poměr uhlíku a dusíku, vlhkost, provzdušnění, teplota, pH a biopreparáty pro stimulaci procesu.

KOLÁŘ a KUŽEL (2000) uvádějí, že výroba kvalitních kompostů je obecně velmi nákladná. Vysvětlení je zřejmé z definice kompostu: je to rozložená organická

hmota, částečně transformovaná na humusové látky, stabilizovaná minerální koloidní půdní frakcí.

ČSN 46 5735 stanovuje jakostní znaky kompostu takto:

Momentální vlhkost	40-60 %
Spalitelné látky v sušině	min. 25 %
Celkový dusík N <sub>t</sub> v sušině	min. 0,60 %
C : N	max. 30
pH	6,0-8,5
Nerозložitelné příměsi	max. 2 %

Tyto parametry jsou důležité a předepsané, ale bohužel jak uvádějí KOLÁŘ a KUŽEL (2000), neprokazují nic o tom, zda při kompostování vznikly humusové částice, typické schopností iontové výměny a reakce s jílovitou minerální frakcí, pro kterou kompost vlastně pracně a relativně draze vyrábíme. A proto je vhodné provést záznam průběhu konduktometrické titrace vzorku kompostu uvedeného z hlediska iontové výměny H<sup>+</sup> -cyklu odměrným roztokem hydroxidu barnatého a tím předepsané ČSN zkoušky doplnit. MALAŤÁK a VACULÍK (2008) dále doplňují, že u kompostů je také závazný požadavek ČSN na nejvyšší přípustné množství sledovaných látek v kompostovaných odpadech (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Zn).

### 3.1.3.2.3 Anaerobní digesce

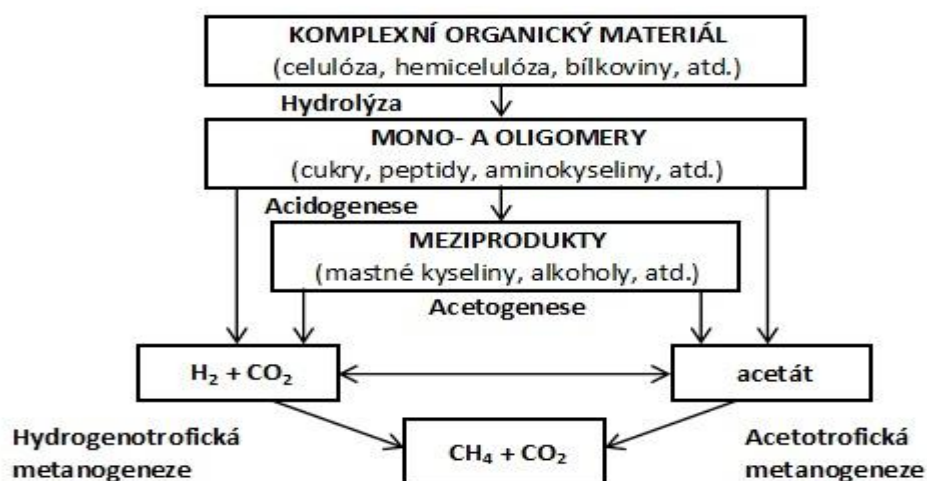
Jednou z metod podle ALTMANN et al. (2010), které se používají ke zpracování biologicky rozložitelných odpadů je technologie anaerobní fermentace (fermentační technologie bez přístupu vzduchu). Touto technologií se získává z biologicky rozložitelného odpadu plyn – bioplyn a tento proces označovaný jako „anaerobní metanová fermentace organických látek“ se také někdy nazývá anaerobní digesce, biogasifikace a biometanizace. Hlavní přínosem, jak dodává MAREK (2005), je významná úspora nákladů na poplatky za legální způsob zneškodňování odpadů jejich předáním odpadářským firmám nebo za uložení na skládky.



Produkcí bioplynu zejména ovlivňuje pufovítost substrátu (odolnost vůči změnám pH), poměr C:N, obsah proteinů, polysacharidů a ligninu (ALTMANN et al., 2010).

Anaerobní rozklad organické hmoty na  $\text{CH}_4$  a  $\text{CO}_2$  tedy vychází z přirozených mikrobiálních procesů. Tato metoda se využívá zejména tehdy, pokud není možné organickou hmotu v různých formách (kaly, vodní suspenze) odstraňovat spalováním nebo pokud by bylo spalování energeticky nákladné a technicky obtížně proveditelné (ALTMANN et al., 2010; STRAKA et al., 2003). VÁŇA et al. (2009) uvádějí na obrázku č. 1 model anaerobní konverze.

ALTMANN et al. (2010) uvádějí, že z celé řady faktorů ovlivňuje výsledné složení bioplynu především druh rozkládaného materiálu. Výsledné složení bioplynu je zpravidla následující: 50-85 %  $\text{CH}_4$ , 20-35 %  $\text{CO}_2$  a  $\text{H}_2$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  tvoří zbytek.



Obrázek č. 1: Čtyřfázový model anaerobní konverze (Zdroj: VÁŇA et al., 2009).

### 3.2 Labilní a stabilní frakce organické hmoty

Stabilita organické hmoty začala nejprve zajímat zemědělské odborníky v době, kdy přestali směšovat pojmy „humus“ a „půdní organická hmota“. Ukázalo se totiž, že právě stupeň stability proti mikrobiální biodegradaci je jedním z hlavních prvků rozdílnosti těchto dvou důležitých složek, kterou lze vyjádřit lapidárně takto: humus je stabilní, proto téměř nemineralizuje, zatímco primární organická hmota je labilní, více či méně rychle mineralizuje.

Proto všechny práce, zabývající se stabilitou či labilitou organické hmoty, byly zpočátku orientovány na organickou hmotu v půdě, zkráceně SOM (z angl. Soil Organic Matter). Teprve mnohem později začínal stupeň lability (či stability) zajímat odborníky z oblasti kompostování, z oblasti tvorby a ochrany krajiny a hlavně z oblasti bioenergetiky, hlavně pracovníky, kteří se zabývali výrobou bioplynu.

Metody k sledování a stanovení stupně lability organické hmoty jsou však stejné, ať jde o půdní organickou hmotu, která se rozkládá v půdě aerobně, či o organickou hmotu substrátů pro bioplynovou stanici, která se ve fermentoru BPS rozkládá anaerobně. Anaerobní rozklad je u některých organických látek hlubší, než rozklad aerobní, u jiných je tomu právě naopak. Ale organická látka lehce biodegradabilní a látka stabilní se od sebe zásadně liší v procesu aerobním i anaerobním.

Protože však činnost BPS je hodnocena nikoli jen podle stupně rozložitelnosti substrátu, ale hlavně podle rozdílu teoretické a skutečné výtěžnosti bioplynu a podle rychlosti jeho produkce, byly vyvinuty tzv. „testy metanogenní aktivity TMA“, které stanovení stupně lability organické hmoty substrátů doplňují.

Studiem kvality a kvantity půdní organické hmoty a stupni lability jejich frakcí se podrobně zabýval KOLÁŘ et al. (2009) se spolupracovníky. Půdní organická hmota (SOM) je neobyčejně složitá heterogenní směs organického materiálu převážně rostlinných a mikrobiálních zbytků a obsahuje mono- až polymerní molekuly organických látek, ligninu, různých proteinů, různých polysacharidů (celulózy, hemicelulóz, 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, huminových kyselin, huminů a jejich dalších reakčních produktů, solí humusových kyselin a organominerálních sloučenin – komplexně heteropolárních solí a adsorpčních komplexů. Snaha po rychlé, relativně levné informaci o vlastnostech SOM v původním, izolačními postupy neovlivněném stavu v poslední době spoléhá na možnosti moderní instrumentální analýzy, např. difusní reflexní spektroskopie v infračervené (DRIFT) a blízké infračervené oblasti (NIRS) a <sup>13</sup>C NMR spektroskopie (CAPRIEL, 1997; ŠIMON, 2005, 2007; BRANČÍKOVÁ, 2008) k praktickému určení kvalitní půdní

organické hmoty. Výsledky jsou zatím málo přesvědčivé, stejně jako klasická kritéria, poměr huminových kyselin a fulvokyselin nebo poměr extinkcí dekalcinovaných humusových látek v alkalickém roztoku při vlnových délkách 400 a 600 m $\mu$ , 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 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  $^{13}\text{C}$  NMR spektroskopie je ovšem nenahraditelná při vědeckém studiu chemické struktury frakcí SOM (BALDOCK et al., 1992). Abstrahujeme-li všechny vedlejší funkce SOM v půdě, zůstanou jen dvě základní: schopnost k mineralizaci s uvolněním energie pro půdní mikroedafon,  $\text{CO}_2$  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 nerozložitelná, inertní, samozřejmě v daných půdních podmínkách. Iontovýmenná 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 (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  $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$  v 6 M, 9 M a 12 M  $\text{H}_2\text{SO}_4$ , z obsahu uhlíku oxidovatelného  $15,6 + 33 + 333 \text{ mM KMnO}_4$  (BLAIR et al., 1995; CHAN et al., 2001; ROVIRA a VALLEJO, 2002, 2007; ZHANG et al., 2006; SOON et al., 2007; MARRIOT a WANDER, 2006; JINAG 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<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> při 105°C a 0,5-12 hodin reakční doby (ROVIRA a VALLEJO, 2000, 2002; SHIRATO a YOKOZAWA, 2006). Jiní autoři používají – k odhadu stability oxidovatelný uhlík materiálu v neutrálním 33 mM KMnO<sub>4</sub> (TIROL-PADRE a ADHA, 2004) nebo rozdělení do 4 frakcí podle oxidovatelnosti C-látek K<sub>2</sub>Cr<sub>2</sub>O<sub>7</sub> v 6 M, 9 M a 12 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (CHAN et al., 2001). Obecně lze říci, že chemická frakcionace SOM se nyní vzdaluje snaze kvalifikovat jednotlivé typy organických sloučenin (proteinů, aminocukrů, aminokyselin, lipidů atd.), (APPUHN et al., 2004; MARTENS a LOEFFELMANN, 2003) a orientuje se na hydrolýzu polysacharidických struktur (MARTENS a LOEFFELMANN, 2002; ROVIRA a 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 a SMERNIK, 2002; JOHN et al., 2005; RETHEMEYER et al., 2005), biologickou stabilitu 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); (KOLÁŘ et al., 2009).

### **3.3 Posouzení rozložitelnosti organické hmoty při anaerobní digesci**

Rozvoj energetiky z obnovitelných zdrojů je perspektivní hlavně pro LFA oblasti (less favoured areas) státu, kde se předpokládá uplatňování mimoprodukčních funkcí zemědělství (PENK, 2001). Jednou z možných technologií je anaerobní digesce s produkcí bioplynu (SCHULZ, 1996). Projekty jsou většinou předkládány v dokonalém stavebním a technologickém provedení, hodnocení substrátu chybí, ačkoliv v ČR existuje dobrá metoda prof. Dohányose a doc. Zábranské z VŠCHT Praha (STRAKA et al., 2003). Další metoda je pomocí přístroje Oxi Top Control AN 12, kterou doporučuje se svým zařízením firma Merck (SÜSSMUTH et al. 1999); (KOLÁŘ et al., 2005).

První metoda vychází ze stanovení anaerobní rozložitelnosti organických látek a aktivity anaerobní biomasy (DOHÁNYOS a ZÁBRANSKÁ, 1988; ZÁBRANSKÁ, 1994; ARCHER et al., 1986; AHRING et al., 1997). Většinou indikátorem aktivity je produkce bioplynu a aktivita mikrobiálního ekosystému a tyto testy jsou označovány TMA – testy metanogenní aktivity (ZÁBRANSKÁ et al., 1990). Cenné je stanovení plynného i rozpuštěného vodíku (ZÁBRANSKÁ et al., 1985 a), koenzymu F<sub>420</sub> (ZÁBRANSKÁ et al., 1985 b) a dehydrogenázové aktivity anaerobních mikroorganismů (ZÁBRANSKÁ a DOHÁNYOS, 1987) poskytuje cenné výsledky. Testy výroby bioplynu (testy metanu nebo výnos bioplynu, testy maximální rychlosti jejich výroby, test maximálního zatížení anaerobní biomasy, testy toxicity anaerobní biomasy nebo přizpůsobení a technologických zkoušek) poskytují charakteristiku substrátů a umožňují zvolit vhodné inokulum, určit druh anaerobní technologie a odhadnout technologické parametry (ZÁBRANSKÁ, 1994); (KOLÁŘ et al., 2005).

Jedním z testů jak popisují KOLÁŘ et. al. (2005) je test na maximální výrobu bioplynu a výtěžku metanu, tj. množství produkovaného metanu nebo bioplynu na jednotku hmotnosti zkoumaného substrátu  $Y_{CH_4, s}$  a  $Y_{BG, s}$  (l/g). Výtěžek plynu se vypočítá jako rozdíl mezi objemem celkové  $V_{BG, T}$  a endogenní  $V_{BG, E}$  výroby bioplynu (referenční test s biomasou inokula, pufr a živiny) děleno počátečním množstvím přidaného substrátu  $S$ , který je vyjádřen pomocí chemické spotřeby kyslíku CHSK:

$$Y_{BG} = (V_{BG, T} - V_{BG, e}) / S = V_{BG, s} / S \text{ (l/g)}$$

Analogicky, výnos metanu se vypočítá ze substrátové produkce metanu dělené počátečním množstvím přidaného substrátu.

Další z TMA testů je test maximální rychlosti produkce bioplynu, resp. metanu,  $r_{X, BP, max}$  nebo  $r_{X, CH_4, max}$  [ $l \cdot g^{-1} \cdot h^{-1}$ ] na hmotnostní jednotku biomasy:

$$r_{X, BP, max} = r_{V, BP, max} / X \text{ [l/g} \cdot \text{h] (BP, CH}_4\text{), kde X je koncentrace biomasy.}$$

Maximální objemovou rychlost produkce plynu  $r_{V, BP, max}$  lze určit jako směrnici tečny ke křivce produkce plynu v závislosti na čase, dělenou objemem kapalně fáze v oblasti maximální rychlosti bez ovlivnění substrátem dle vztahu:

$$r_{V, BP, max} = \Delta V_{BP} / \Delta t \cdot V_L \text{ [l} \cdot \text{h]}$$

Specifickou max. rychlost  $r_{X,CH_4,max}$  lze získat vynásobením  $r_{X,BP,max}$  objemovým zlomkem metanu v bioplynu.

Další metodou jsou testy na přístroji Oxi Top Control AN 12 Merck. KOLÁŘ et al. (2005) uvádějí, že měřicí systém Oxi Top Control Merck tvoří tlakové hlavice, řídicí jednotka, skleněné nádoby a třepací plato, umístěné v termostatu. Tlakové hlavice mají tlakové čidlo na piezoelektrickém principu, které kontinuálně měří tlakové změny uvnitř fermentační láhve. Naměřené údaje jsou ukládány do vlastní paměti měřicí hlavice. Nashromážděná data se bezdrátově transportují do operační paměti řídicí jednotky Oxi Top OC 110, která umožňuje jejich archivaci a předběžné vyhodnocení. Komunikace mezi řídicí jednotkou a PC může probíhat dvěma způsoby – pomocí IR přenosu nebo přes komunikační rozhraní RS 232. Práce s naměřenými hodnotami v PC probíhá v 32 bitovém programu ACHAT OC, který je funkční pod operačním systémem MS Windows. Výstup dat je možný ve formátu xls souborů (MS Excel).

Na mateřském pracovišti se používá druhá metoda měření na zařízení Oxi Top Control Merck, která je rychlejší a umožňuje současně velký počet pokusných variant. Zkušenosti s touto metodou shrnul KOLÁŘ et al. (2005) se svými spolupracovníky.

## **4. EXPERIMENTÁLNÍ ČÁST**

### **4.1 Vlastní návrh na užitný vzor: Způsob frakcionace biodegradabilní části komunálního odpadu k použití při anaerobní digesti a výrobě pevného biopaliva**

Vlastní návrh na užitný vzor, předložený do soutěže bakalářských a diplomových prací v roce 2013: Způsob frakcionace biodegradabilní části komunálního odpadu k použití při anaerobní digesti a výrobě pevného biopaliva.

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Katedra: Katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií

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

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

**NÁVRH NA UŽITNÝ VZOR**

(příloha bakalářská práce - Současná technologie a způsoby skládkování odpadů  
a jejich perspektivy v ČR)

Tento návrh užitného vzoru je k bakalářské práci pouze přílohou, protože podle směrnice KTT JČU dosud nebyla ukončena právní ochrana a proto text je neveřejný.

**Způsob frakcionace biodegradabilní části komunálního odpadu  
k použití při anaerobní digestci a výrobě pevného biopaliva**

Autor: Jindřich Velek

České Budějovice, 2013



## Současný stav

Blíží se doba, kdy firmy zpracovávající komunální odpad, budou separovat organickou hmotu komunálního odpadu a bude se rozhodovat o formě energetického využití této frakce. V současné době se uvažuje o jejím kompostování a o výrobě kompostů. Za kompost se bohužel dnes považuje rozložený organický materiál, někdy stabilizovaný koloidní minerální frakcí, s vyrovnaným obsahem rostlinných živin a vody. Pozornost se věnuje obsahu rizikových prvků a hygienicky závadných látek. To však dnešnímu zemědělci, který by měl být hlavním uživatelem vyrobených kompostů, nestačí. A proto nechce kompost kupovat. Nestačí mu to, protože takový průmyslový, krátce fermentovaný kompost má nepatrnou iontovýmennou kapacitu, asi jako lehká písčité půda, a proto není schopen zadržet v půdě živiny před elucí vodou a nahradit tak v půdě kvalitní humus. Takový kompost je jen rozložená organická hmota, kdy primární organická hmota, která v půdě mineralizuje, uvolňuje živiny a zásobuje půdní mikroedafon energií, ale iontovou výměnu jako skutečný humus, tj. huminové kyseliny, fulvokyseliny a huminy, realizovat nemůže. Pro zemědělce bude výhodnější, aby primární organickou hmotu dodal do půdy třeba zaoráním vyššího strniště po obilnině, než aby kupoval relativně drahý a iontovýmenně neúčinný kompost.

Z výše uvedeného textu je zřejmé, že využití biodegradabilního odpadu současným způsobem kompostování povede k výrobku, který se bude prodávat jen velmi obtížně a realitou bude přebytek a skládkování neprodejných kompostů.

Kvalitní kompost s vysokým obsahem humusových složek, které mu dávají žádoucí iontovýmennou kapacitu, samozřejmě lze vyrobit. Celá technologie je ale zdoluhavá a tak drahá, že takový kompost by zase nikdo nekoupil pro velmi vysokou cenu.

Je tedy zřejmé, že zpracování biodegradabilní části komunálních odpadů musí jít jinou cestou, než je kompostování. Významnou možností je proces anaerobní digesce s výrobou bioplynu, případně v budoucnosti vodíku. Tento způsob předpokládá, že organický materiál se skládá hlavně z polysacharidů – celulózy, škrobu, z tuků, dusíkatých látek, ale s minimem špatně rozložitelného ligninu. Velký problém je v tom, že ideální pro anaerobní digesce by byl snadno rozložitelný substrát, jehož organické látky by byly velmi labilní. Ve skutečnosti se setkáváme s tím, že

i polysacharidické substráty, prakticky bez ligninu, mají velmi různý stupeň lability, čili jsou velmi různě v procesu anaerobní digesce ve fermentoru bioplynové stanice biodegradabilní. To má v provozu BPS velký ekonomický dopad. Snižuje se stupeň konverze organické hmoty substrátu, prodlužuje se doba uvolnění bioplynu, jsou větší ztráty tepla k vytápění fermentorů, polorozloženého digestátu je ohromné množství. Dosavadní představa, že digestát je výborné organické hnojivo, je založena na obchodní zručnosti, nikoliv na reálné skutečnosti a lze ji snadno i teoreticky vyvrátit.

Dalším problémem je skutečnost, že organická hmota biodegradabilní části komunálního odpadu nemá stálé složení a to také znamená, že v ní značně kolísá i poměr labilních a stabilních frakcí. Existují v ní dokonce tak stabilní frakce, které se do fermentoru bioplynové stanice naprosto nehodí a bylo by, je vhodné zpracovat na pevné biopalivo peletováním.

I to však přináší další problém. Organická hmota biodegradabilní části komunálního odpadu má velmi kolísavý obsah chloru, který by při spalování pelet takového biopaliva v malých topeništích při teplotách 300 – 600 °C mohl vytvořit zvlášť nebezpečné polychlorované dioxiny a dibenzofurany, které jsou značně sorbovatelné v půdě a rozhodně by kvalitu životního prostředí vážně ohrozily. Nařídít spalování takového biopaliva jen ve velkých kotlích se spalovací teplotou nad 900 °C je zřejmě organizačně zcela nemožné. Je tedy zřejmé, že výroba biopaliva z rostlinné biomasy, ve které je chlór zcela normální součástí, je bez úpravy této biomasy nežádoucí a rozhodně o takovém palivu je nutno opravit všeobecné přesvědčení, že je to palivo ekologické.

Pokroky v technologiích anaerobní digesce se vzhledem k ekonomickým možnostem využití bioplynu i z něho izolovaného metanu neobyčejně rychle rozvíjejí a samozřejmě u stabilnějších frakcí organických materiálů se hledá cesta, jak uzavřené celulózové struktury navíc inkrustované ligninem narušit a tak zvýšit stupeň rozložení, čili také stupeň využití organické hmoty substrátu. Takových způsobů je více, ale praktický význam má hlavně tzv. „parní exploze“ (STEAM EXPLOSION) tj. rozpaření substrátu pod tlakem v tlakové nádobě při teplotě nad 120 °C a pak prudké a náhlé vyvrhnutí takto zpracovaného materiálu do prostoru s atmosférickým tlakem. Struktura materiálu je značně narušena, je mnohem přístupnější všem hydrolytickým a tedy i enzymatickým reakcím. Proto se stupeň

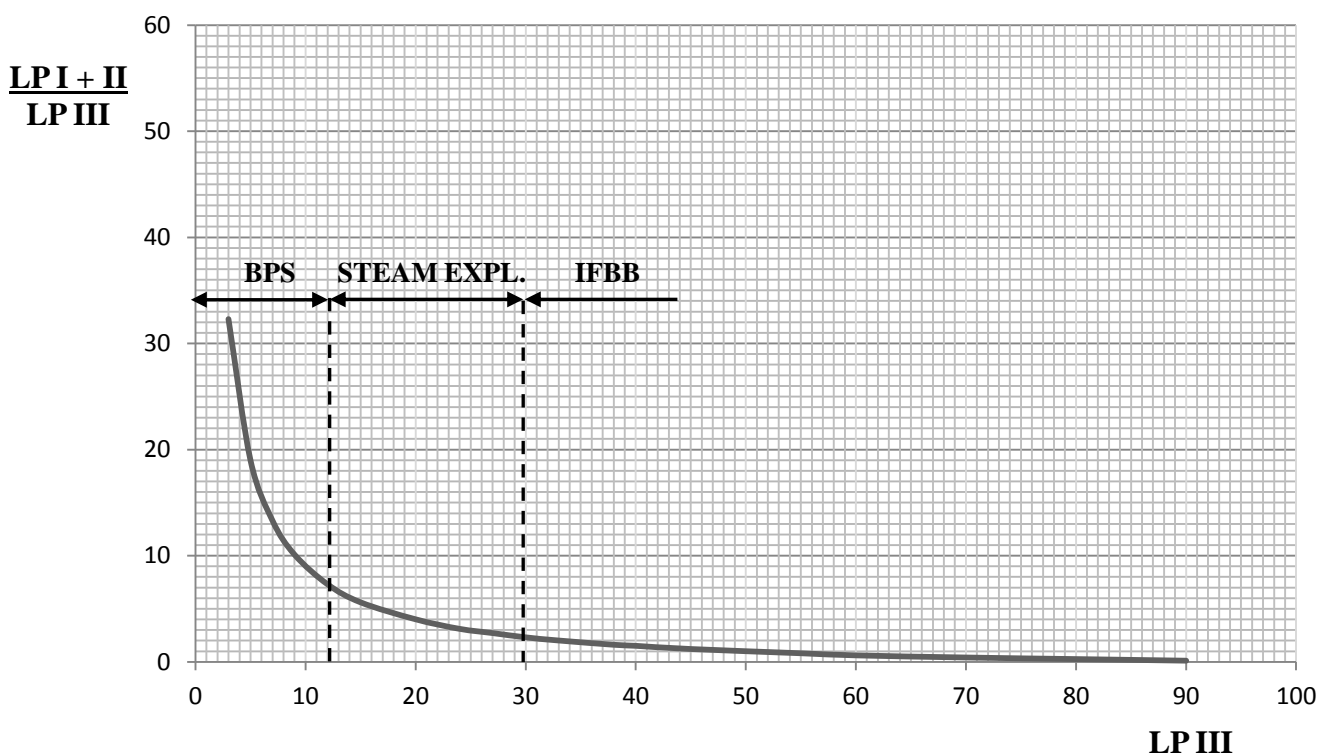
jeho rozložení různou měrou zvyšuje. Je ale nutno přiznat, že STEAM EXPLOSION je nákladná technologie a proto BPS, které ji zavedly pro všechny svůj zpracovávány substrát, tuto technologii většinou odstavily.

### Navrhované řešení

1) Separovaný biodegradabilní organický odpad se shromažďuje ve sběrné nádrži, jejíž kapacita odpovídá výkonu desintegrátoru, který obsah sběrné nádrže rozemele a zhomogenizuje.

2) Z homogenizovaného rozemletého materiálu se podle zásad vzorkování odeberou dílčí vzorky a z nich kvartováním se připraví průměrný vzorek. Ten se analyzuje metodou podle SHIRATO a YOKOZAWA (2006), což je kyselá hydrolýza, která dělí jakýkoliv organický materiál na tři frakce: labilní LP I, semilabilní LP II a stabilní LP III, které se vyjadřují v procentech celkového uhlíku.

3) Na ZF JČU na katedře aplikovaných rostlinných biotechnologií bylo zjištěno, že při vysokém obsahu LP I je použití drahé STEAM EXPLOSION při obvyklé ceně bioplynu zbytečné, při nižším obsahu LP I a rostoucím obsahu LP II je její použití výhodné, ale při dalším růstu stability už ani STEAM EXPLOSION nepomůže. Takovou organickou hmotu biodegradabilního odpadu už pro anaerobní digesci použít nelze a orientujeme ji do úpravy biomasy pro peletování pevného biopaliva. Rozhodnutí se řídí tímto experimentálním grafem č. 1:



4) Biodegradabilní odpad, který podle grafu vyhovuje, tedy směřuje do bioplynové stanice buď přímo (velmi labilní), nebo přes technologii STEAM EXPLOSION (stabilnější), zbytek tj. stabilní organickou frakci, směřujeme do úpravy biomasy pro pevné biopalivo.

Tato úprava se skládá z kónického šroubového lisu, extrakční nádrže s míchadlem a hrubým odvodňovacím zařízením (sítím). Technologie je známý německý postup IFBB (Integrated Generation of Solid Fuel and Biogas from Biomass) autorů WACHENDORF et al. (2009).

Stabilní organická frakce je extrahována vodou při 90 °C po rozemletí na děrované mřížce šroubového lisu. Jemná suspenze se zhruba odvodní na sítu, pak jde znovu na lis, kde se silně odvodní. Pevná frakce, zbavená chloridů, jde na peletovací lis k výrobě ekologického pevného biopaliva a směs všech kapalných fází se použije k přípravě substrátu z labilnějších frakcí biodegradabilního komunálního odpadu pro fermentor bioplynové stanice.

### Literatura

1. 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
2. WACHENDORF M., RICHTER F., FRICKE T., GRASS R., NEFF R., (2009): Utilization of semi-natural grass land through integrated generation of solid fuel and biogas from biomass. *Grass and Forage Science*, 64 (2): 132 - 143

## 4.2 Materiály a metody

Vedoucím diplomové práce mi byly předány 4 vzorky „lehké“ frakce z pokusné technologie MBÚ jako biodegradabilní frakce komunálních odpadů. Pro stále větší odpor praxe k technologii MBÚ (problematické využití frakcí) se nepodařilo získat vzorky z praxe provozu MBÚ, protože naproti předpokladům před několika lety žádná firma v jižních Čechách tuto technologii nezavedla. Lze tedy očekávat, že výsledky z pokusné technologie budou lepší, než z technologie reálné, to znamená, že vzorky budou mít více organického uhlíku, jeho formy budou labilnější a možnosti využití těchto frakcí k výrobě bioplynu budou lepší, než u vzorků z průmyslového uplatnění MBÚ.

Běžnými metodami ve všech čtyřech vzorcích byla stanovena sušina, specifická hmotnost a obsah oxidovatelného uhlíku  $C_{ox}$  dichromanovou metodou. Paralelně byla část vzorků poslána na VŠCHT v Praze k provedení elementární analýzy a stanovení C, H, N, O, S. Podle úkolů zadání diplomové práce byla provedena ve vzorcích frakcionace jejich organických složek podle stupně lability metodou SHIRATO a YOKOZAWA (2006), což je ve své podstatě kyselá hydrolýza různě koncentrovanou kyselinou sírovou při různých teplotách a v různých časových úsecích. Tato metoda je vlastně modifikací převodní metody ROVIRA a VALLEJO (2000, 2002), která je rovněž kyselou hydrolýzou. Na základě experimentálních výsledků byl celkový obsah uhlíku ve vzorku, považovaný za 100 %, rozdělen do tří frakcí: LP 1 (labilní frakce), LP 2 (semilabilní frakce) a LP 3 (stabilní frakce).

Procentické zastoupení těchto tří frakcí podle podílu jejich uhlíku bylo použito k výpočtu poměru  $(LP\ 1 + LP\ 2) / LP\ 3$  a tato hodnota byla v pravoúhlém souřadnicovém grafu zaznamenána na osu y proti hodnotě LP 3 na ose x. Srovnáním s mým pokusným grafem, který je podstatou mého návrhu užitého vzoru, jsem mohl zjistit optimální využití sledovaného vzorku komunálního odpadu: do fermentoru bioplynové stanice, nebo do fermentoru bioplynové stanice po provedené STEAM EXPLOSION (rozpaření parou za zvýšeného tlaku a pak náhlá dekomprese při atmosférickém tlaku), nebo se vzorek dá použít jedině jako biopalivo peletované na peletovacím lisu. Protože však komunální odpady vždy obsahují organicky vázaný chlor, je zde nebezpečí vzniku rakovinotvorných polychlorovaných dioxinů a dibenzofuranů při spalování za nižších teplot (400-800 °C), je nutno provést dechloraci hydrolýzou a extrakcí podle německého patentu IFBB (Integrated

Generatin of Solid Fuel and Biogas from Biomass) (WACHENDORF et al., 2009), který je uveden v seznamu literatury návrhu užitného vzoru.

Hydrolýza a extrakce se provádí jednoduše horkou vodou při 90 °C a točivým rozetřením materiálu na děrované mřížce šroubového lisu, při kterém dojde současně k odvodnění produktu tak, že může být přímo peletován.

Já jsem provedl postup IFBB na laboratorním šroubovém lisu Fritsch (obrázek č. 2), který je součástí vybavení školícího pracoviště, ovšem pouze ze vzorků, které se podle vyhodnocení dle užitného vzoru nehodily pro využití v bioplynové stanici ani při aplikaci STEAM EXPLOSION.



Obrázek č. 2: Laboratorní šroubový lis Fritsch (Zdroj: vlastní foto).

Všechny vzorky pak byly předány vedoucímu diplomové práce, který v nich nechal stanovit výtěžnost bioplynu na přístroji Oxi Top Control Merck. Tento přístroj vysoké hodnoty vyžaduje speciální znalosti obsluhy, a proto jsem se těchto analýz mohl zúčastnit jen jako divák. Z výsledků, které byly zjištěny, jsem vypočítal teoretickou výtěžnost bioplynu, spalná tepla a výhřevnost vzorků.

Postup práce na přístroji Oxi Top Control Merck, jak uvádějí KOLÁŘ et al. (2005):

Měřicí systém Oxi Top tvoří tlakové hlavice, řídicí jednotka, skleněné nádoby a třepací plato, umístěné v termostatu. Tlakové hlavice mají tlakové čidlo na piezoelektrickém principu, které kontinuálně měří tlakové změny uvnitř fermentační láhve. Naměřené údaje jsou ukládány do vlastní paměti měřící hlavice. Nashromážděná data se bezdrátově transportují do operační paměti řídicí jednotky Oxi Top OC 110 (obrázek č. 3), která umožňuje jejich archivaci a předběžné vyhodnocení. Komunikace mezi řídicí jednotkou a PC může probíhat dvěma způsoby – pomocí IR přenosu nebo přes komunikační rozhraní RS 232. Práce s naměřenými hodnotami v PC probíhá v 32 bitovém programu ACHAT OC, který je funkční pod operačním systémem MS Windows. Výstup dat je možný ve formátu xls souborů (MS Excel).



Obrázek č. 3: Oxi Top OC 110 (Zdroj: vlastní foto).

Při výpočtech vycházet ze stavové rovnice:

$$n = p \cdot V/RT$$

kde  $n$  = počet molů plynu,  $V$  = objem [m<sup>3</sup>],  $P$  = tlak [Pa],  $T$  = teplota [°K]  
a provést výpočet molů CO<sub>2</sub> a CH<sub>4</sub> v plynné fázi fermentačních lahví:

$$n_{\text{CO}_2\text{g},\text{CH}_4} = (\Delta p \cdot V_g/R \cdot T) \cdot 10^{-4}$$

Fermentace při 35 °C a nepřetržitým mícháním lahví v termostatu probíhá 21 dnů, tlakové rozmezí snímacích hlavic 500 – 1350 hPa a časový interval snímání tlakových změn 4,5 min.

Ukončení anaerobní fermentace nastává vstříknutím 1 ml 19 % HCl injekční stříkačkou přes gumový uzávěr lahve do substrátu. Okyselením dojde k vytěsnění CO<sub>2</sub> z kapalné fáze fermentační láhve. Po 4 hodinách je proces ukončen.

Vypočítá se počet molů CO<sub>2</sub> z kapalné fáze:

$$n_{\text{CO}_2\text{l}} = \{[p_z(V_g - V_{\text{HCl}}) - p_1 \cdot V_g]/R \cdot T\} \cdot 10^{-4}$$

Následuje injektáž 1 ml 30 % KOH do pryžového zásobníku v hrdle fermentační láhve. Po 24 hodinách je sorbce CO<sub>2</sub> z plynné fáze lahve ukončena a z poklesu tlaku v lahvi lze počítat celkový počet molů CO<sub>2</sub> v plynné a kapalné fázi:

$$n_{\text{CO}_2\text{l},\text{CO}_2\text{g}} = \{[p_3(V_g - V_{\text{HCl}} - V_{\text{KOH}}) - p_2(V_g - V_{\text{HCl}})]/R \cdot T\} \cdot 10^{-4}$$

kde:  $\Delta p$  = rozdíl tlaků [hPa],  $V_g$  = objem plynového prostoru fermentační lahve [ml],  $p_1$  = tlak plynů před aplikací HCl [hPa],  $p_2$  = tlak plynů před aplikací KOH [hPa],  $p_3$  = tlak plynů po aplikaci KOH [hPa],  $R$  = plynová konstanta, 8,314 [J/mol. K°],  $T$  = absolutní teplota, 273,15 + X°C,  $V_{\text{HCl}}$  = objem přidané HCl [ml],  $V_{\text{KOH}}$  = objem přidaného KOH [ml].

Z výsledků lze snadno vypočítat počet molů CO<sub>2</sub> v plynné fázi a odečtením od  $n_{\text{CO}_2\text{g},\text{CH}_4}$  počet molů vyprodukovaného metanu:

$$n_{\text{CH}_4} = (n_{\text{CO}_2\text{g},\text{CH}_4} + n_{\text{CO}_2\text{l}}) - n_{\text{CO}_2\text{l},\text{CO}_2\text{g}}$$

Celkový počet molů plynů transportovaného uhlíku:

$$n_{\text{CO}_2\text{g},\text{CH}_4} + n_{\text{CO}_2\text{l}} = n_c$$



Zjistíme-li některou z klasických metod obsah uhlíku v původním organickém materiálu a v materiálu po skončené fermentaci, lze ze zjištěného  $n_c$  vypočítat stupeň rozložení substrátu a sestavením látkové bilance C celý proces zkontrolovat. Značným urychlením práce je provedení této bilance stanovení chemické spotřeby kyslíku (CHSK) na oxidaci organických látek dobře homogenizovaného a desintegrovaného substrátu v procesní kapalině, zvláště použijeme-li rychlé fotometrické testy stanovení CHSK, např. testy Spectroquant CHSK KT firmy MERCK, kat. č. 114 895 (15-300 mg/l O<sub>2</sub>) a 114 691 (300-3500 mg/l O<sub>2</sub>). Pro hrubý odhad lze počítat, že 1 mg organických látek odpovídá 1,2 mg CHSK (PITTER, 1981).

Závěrem této metodické části je nutno upozornit, že veškeré práce popisované v této práci jsou srovnávací a proto je třeba dbát na přísnou standardizaci podmínek z hlediska pH, obsahu makro- i mikroživin, dávky inokula. Jako kapalně médium používáme Baumanův roztok A + B v deionizované vodě s pH = 7,0 (SÜSSMUTH et al. 1999):

A: (v 1000 ml H<sub>2</sub>O)

5,44 g KH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>

6,97 g K<sub>2</sub>HPO<sub>4</sub>

10,70 g NH<sub>4</sub>Cl

B: (v 100 ml H<sub>2</sub>O)

2,19 g CaCl<sub>2</sub> · 6 H<sub>2</sub>O

2,03 g MgCl<sub>2</sub> · 6 H<sub>2</sub>O

0,4 g FeCl<sub>2</sub> · 4 H<sub>2</sub>O

6,3 mg MnCl<sub>2</sub>

1,0 mg ZnCl<sub>2</sub>

0,6 mg CuCl<sub>2</sub>

0,2 mg Na<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> · 2 H<sub>2</sub>O

12,2 mg Co(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> · 6 H<sub>2</sub>O

1,0 mg NiCl<sub>2</sub> · 6 H<sub>2</sub>O

1,0 mg Na<sub>2</sub>SeO<sub>3</sub>

Standardní přídavek inokula je 10 % objemu.

Ze zjištěné chemické spotřeby kyslíku (CHSK) se dá vypočítat teoretická výtěžnost methanu  $Y_{\text{CH}_4\text{teor}}$  snadno (STRAKA, 2003):

$$Y_{\text{CH}_4\text{teor}} = 0,25 \text{ CHSK [ g/g ] nebo } Y_{\text{CH}_4\text{teor}} = 0,35 (\text{CHSK} - \text{N} - \text{S}) \text{ [ l/g ]}$$

kde N je kyslíkový ekvivalent dusíku  $\text{NO}_2$  a  $\text{NO}_3$ ,

S je kyslíkový ekvivalent síry.

$$\text{N} = 2,86 (\text{NO}_2 - \text{N} + \text{NO}_3 - \text{N}) \text{ [g CHSK]}$$

$$\text{S} = 2 (\text{S}_{\text{celk}}) \text{ [g CHSK]}$$

Tyto hodnoty se musí od zjištěné CHSK vzorku odečíst, protože komunální odpady vždy nějaké množství dusíku a síry obsahují.

Spalné teplo a výhřevnost se liší tím, že od hodnoty spalného tepla se odečte výparné teplo vody ve vzorku obsažené a vody z vodíku vzorku vzniklé. Vyjadřují se tradičně v kcal/kg paliva nebo moderněji v kJ/kg. Základem je dvacetistupňová kilokalorie, tj. teplo, potřebné k ohřátí 1 kg vody z 19,5 °C na 20,5 °C. Běžně se spalná tepla stanoví kalorimetricky spálením vzorku v bombě naplněné kyslíkem pod tlakem a měří se vzestup teploty. Vhodný kalorimetr jsem neměl k dispozici, a proto jsem spalné teplo vypočítal podle Mendělejevova vzorce: (HUBÁČEK et al., 1962)

$$Q_v = 81C + 300H - 26(O - S) \text{ [ kcal/kg ]},$$

kde C, H, O, S jsou obsahy prvků v % dle elementární analýzy.

Výhřevnost se obdobně vypočítá dle vzorce:

$$Q_u = Q_v - 5,85 (W + 8,94H),$$

kde W je % vody ve vzorku a H je % vodíku ve vzorku.

Matematicko-statistická analýza byla provedena určením intervalu spolehlivosti průměru podle Deana a Dixona pro máloprvkové soubory výpočtem rozpětí R ze čtyř stejných stanovení pro pravděpodobnost  $(1 - \alpha) = 0,95$  (ECKSCHLAGER et al., 1980).

### 4.3 Výsledky

Tabulka č. 1: Analýza čtyř vzorků lehké frakce komunálních odpadů.

		Vzorek			
		1	2	3	4
Sušina [%]		82 ± 4	90 ± 4	73 ± 6	79 ± 2
Specifická hmotnost [g/ml]		1,582 ± 0,142	1,424 ± 0,085	1,205 ± 0,099	1,093 ± 0,074
C <sub>ox</sub> [%]		21 ± 4	26 ± 3	30 ± 4	42 ± 4
Elementární analýza [%]	C	23	27	32	44
	H	4	5	6	8
	N	0,72	0,88	1,15	1,29
	O	26	31	37	49
	S	0,52	0,27	0,48	0,50
Popel [%]		49,2 ± 2,3	43,1 ± 2,4	29,7 ± 1,6	5,8 ± 0,4

Tabulka č. 2: Obsah labilní LP 1, semilabilní LP 2 a stabilní frakce LP 3 ve čtyřech vzorcích komunálního odpadu, poměr (LP 1 + LP 2) / LP 3 a optimální využití dle grafu návrhu užitečného vzoru a CHSK.

Frakce	Vzorek			
	1	2	3	4
LP 1 [%]	12 ± 2	6 ± 1	7 ± 1	19 ± 2
LP 2 [%]	50 ± 5	61 ± 4	69 ± 6	72 ± 5
LP 3 [%]	38 ± 6	33 ± 5	24 ± 5	9 ± 1
$\frac{LP\ 1 + LP\ 2}{LP\ 3}$	1,6	2,0	3,2	10,1
Optimální využití	IFBB + pelety	IFBB + pelety	STEAM EXPL. + BPS	BPS
CHSK [gO <sub>2</sub> /g]	0,17 ± 0,03	0,22 ± 0,02	0,28 ± 0,02	0,37 ± 0,04

Tabulka č. 3: Teoretická výtěžnost bioplynu, skutečná výtěžnost bioplynu, spalná tepla a výhřevnosti čtyř vzorků komunálních odpadů.

	Vzorek			
	1	2	3	4
$Y_{CH_4\text{teor.}} [l/g]$	0,06	0,08	0,10	0,13
Spalné teplo $Q_v [kcal/kg]$ $[MJ/kg]$	2400 10,04	2889 12,09	3443 14,41	4703 19,69
Výhřevnost $Q_u [kcal/kg]$ $[MJ/kg]$	2242 9,39	2569 10,75	2971 12,43	4162 17,42
Skutečná výtěžnost methanu ze sušiny $Y_{CH_4\text{VL}} [l/g]$	0,02	0,03	0,05	0,10

#### 4.4 Diskuse

Z tabulky č. 1 je zřejmé, že všechny vzorky mají vysoký obsah popele, kromě vzorku č. 4. To znamená, že se do vzorků č. 1, č. 2 a č. 3 dostalo relativně hodně minerálních částic. Zcela to potvrzují výsledky specifické hmotnosti, která se zvětšujícím podílem minerálních částic stoupá a obsah  $C_{ox}$ , který zcela logicky klesá. Z tohoto hlediska je tedy nejhorší vzorek č. 1 a vzorek č. 2, kde je organiky opravdu málo, jen kolem 50 %. Obsah sušiny ve vzorcích je velmi rozdílný, vzorky organické (č. 3 a č. 4) mají sušinu menší a proto rozdíl spalných tepel a výhřevnosti (tabulka č. 3) je u nich dosti výrazný.

Z tabulky č. 2 je zřejmé, že ve všech vzorcích je velmi nízký obsah labilní frakce LP 1. To znamená, že tyto vzorky by nebyly dobrým zdrojem organiky při kompostování, ani se nehodí příliš do substrátu bioplynové stanice. Situaci poněkud zachraňuje poměrně vysoký obsah LP 2 frakce, takže podle vlastního grafu č.1 návrhu užitého vzoru, by se vzorek č. 4 přeci jen dal použít jako substrát pro fermentor bioplynové stanice. Ale výsledky teoretické výtěžnosti metanu a hlavně skutečné výtěžnosti metanu vzorku č. 4 dokazují, že produkce bioplynu BPS s tímto substrátem by byla velmi slabá. Z 1 kg sušiny bychom dostali max. 100 l metanu, to je asi 3x méně, než z běžných substrátů, složených z kejdy, kukuřičné siláže a travní senáže.

Vzorek č. 3 by se dal použít k výrobě bioplynu jen po provedení STEAM EXPLOSION, ale má to jen teoretický význam. Tato technologie, patentovaná už v roce 1920, v posledních létech vzbudila pozornost při hledání možnosti zvýšit produkci bioplynu z jednotky substrátu. V ČR staví tato zařízení jedna firma z Kroměříže, která na svých propagačních letáčích zcela nesmyslně slibuje produkci, která není ani teoreticky možná. Zařízení nejbližší Zemědělské fakulty Jihočeské univerzity má BPS v Pěčíně a zkušenosti s ním jsou tak špatné, že bylo vyřazeno z provozu. Zlepšení biodegradability organické hmoty substrátu je tak nízké, že se nevyplatí ani cena provozní páry, natož amortizace celého zařízení.

Další dva vzorky (č. 1 a č. 2) jsou vhodné už jen jako pevné biopalivo, ovšem až po úpravě IFBB. Pohledem do tabulky č. 3 na hodnoty spalného tepla a výhřevnosti zvláště vidíme, že všechny čtyři vzorky, snad kromě vzorku č. 4, jsou paliva velmi špatná. Spalná tepla uhlí jsou 2-3x vyšší, než spalná tepla těchto frakcí komunálních odpadů a ani v jediném případě nedosahují hodnoty spalného tepla dřeva (20 MJ/kg).

Výsledky práce dávají za pravdu odpůrcům MBÚ tím, že produkty této technologie by se daly využít v bioplynové stanici jako substráty jen výjimečně, do kompostů jsou svojí vysokou stabilitou málo vhodné a paliva jsou to špatná.

## 5. ZÁVĚR

Biodegradabilní frakce komunálního odpadu z MBÚ technologie jsou materiály špatně využitelné. Jako substrát pro fermentor bioplynové stanice jsou použitelné jen výjimečně a dají jen zlomek produkce bioplynu, který poskytuje běžný substrát. Nehodí se ani do kompostů, protože jejich organika má velmi málo labilní frakce a kompost by špatně fermentoval. Jako pevná paliva by vyžadovaly úpravu IFBB, která by je zdražovala, a přesto jejich spalná tepla nedosahují úrovně běžných paliv.

I když výsledky dokázaly, že produkty MBÚ se pro zjišťované způsoby využití nehodí a bude nutno hledat složitější a dražší cesty k jejich využití, zřejmě zplynování nebo snad některou jinou formu pyrolýzy, význam mého užitého vzoru má obecnější charakter. Může sloužit k posouzení lability nejen produktů MBÚ, ale jakýchkoliv organických odpadních látek a substrátů, s kterými se uvažuje o možnostech využití. Daly by se tak hodnotit například i substráty pro bioplynové stanice a třídit je podle stupně jakosti.

## 6. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY A ZDROJŮ

1. AHRING B. K., ANGELIDAKI I. (1997): Monitoring and controlling the biogas process. In: Proceedings of the 8th International Conference on Anaerobic digestion, Sendai, Japan, 1: 40-50.
2. ALTMANN V., VACULÍK P., MIMRA M. (2010): Technika pro zpracování komunálního odpadu. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 120 s., ISBN 978-80-213-2022-2.
3. ANONYM 1 (2008): Dostupné na [www.mbu.cz/cz/Zahranici.php](http://www.mbu.cz/cz/Zahranici.php)
4. ANONYM 2 (2014): Dostupné na [http://mzp.cz/cz/odpady\\_podrubrika](http://mzp.cz/cz/odpady_podrubrika)
5. 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.
6. ARCHER P. B., HILTON G. M., ADAMS P., WIECKO J. (1986): Hydrogen as a process control index in a pilot scale anaerobic digester. *Biotechnology Letters*, 8: 197-202.
7. BALDOCK J. A. (2007): Composition and cycling of organic carbon in soil. In: MARSCHNER P., RENGEL Z. (2007): *Nutrient Cycling in Terrestrial Ecosystems. Soil Biology*. Vol. 10. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 390 s.
8. 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.
9. 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 <sup>13</sup>C NMR spectroscopy. *Biogeochemistry*, 16: 1-42.
10. BALDOCK J. A., Smernik R. J. (2002): Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus sinosa* (Red pine) wood. *Org. Geochem.*, 33: 1093-1109.
11. BARTL A. (2014): *Waste Management* 34. 1-2.
12. BATES J., HAWORTH A. (2001): Economic Evaluation of Emission Reductions of Methane in the Waste Sector in the EU. Dostupné na WWW:

[www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate\\_change/sectoral\\_objectives.htm](http://www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/sectoral_objectives.htm)

13. 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. *Australian Journal of Agricultural Research*, 46: 1459-1466.
14. BRANČÍKOVÁ G. (2008): Application of NMR spectroscopy in studies of organic matter in soil. *Chemické listy*, 102: 110-1106.
15. CAPRIEL P. (1997): Hydrophobicity of organic matter in arable soils: Influence of management. *European Journal of Soil Science*, 48: 457-462.
16. DOHÁNYOS M., ZÁBRANSKÁ J. (1988): Bilance metanizace – výpočet max. výtěžnosti bioplynu. *Vodní hospodářství*, B 38, 2: 45-49.
17. DRAHOVZAL P., SÝKORA M. (2013): Budoucnost odpadového hospodářství ČR. In: 14. ročník konference ODPADY a OBCE, Hospodaření s komunálními odpady (12. a 13. 6. 2013), HRADECKÁ H. (2013), s. 5-9.
18. ECKSCHLAGER K., HORSÁK I., KODEJŠ Z. (1980): Vyhodnocování analytických výsledků a metod. SNTL, Praha, ALFA, Bratislava, 223 s., DT 543.
19. 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: 1231-1243.
20. HARANT J., STAŇEK K. (2005): Kompostování – zpracování kalů z komunálních ČOV, odpadů ze zeleně měst a obcí a dalších rostlinných biologických materiálů. In: PECINOVÁ A., HALOUSKOVÁ O. (eds.): *Současný stav zpracování bioodpadů v legislativě a praxi. Seč – Ústupky*, Ekomonitor, s. 77-82.
21. HAYNES R. J. (2005): Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils. *Advances in Agronomy*, 85: 221-268.
22. HŘEBÍČEK J., FRIEDMANN B., HEJČ M., HORSÁK Z., CHUDÁREK T., KALINA J., PILIAR F. (2009): Integrovaný systém nakládání s odpady na regionální úrovni. *Littera Brno 2009*, 1. vydání, 202 s. ISBN 978-80-85763-54-6
23. HUBÁČEK J., KESSLER F., LUDMILA J., TEJNICKÝ B. (1962): *Chemie uhlí*. SNTL Praha



24. 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: 61-67.
25. CHRISTENSEN B. T. (2001): Physical fractionation of solid and structural and functional complexity in organic matter turnover. *Eur J. Soil Sci.*, 52: 345-353.
26. JINAG 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.
27. JOHN B., YAMASHITA T., LUDWIG B., FLESSA H. (2005): Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of soils under different types of land use. *Geoderma*, 128: 63-79.
28. KÁRA J., PASTOREK Z., JELÍNEK A. (2002): Kompostování zbytkové biomasy (online). Česká republika: Biom.cz, poslední aktualizace 2002-03-19. Dostupné na WWW: <http://biom.cz/index.shtml?x=62847> ISSN 1801-2655
29. KIZLINK J. (2007): Nakládání s odpady. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, 284 s., ISBN 978-80-214-3348-9.
30. KÖGEL-KNABCHER I. (2002): The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 34: 139-162.
31. 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.
32. 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 <sup>13</sup>C NMR and analytical pyrolysis. *Science of the Total Environment*, 113: 89-106.
33. 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. *Journal of Plant Soil Environ.*, 51, 2005 (4): 173-178
34. KOLÁŘ L., KUŽEL S. (2000): Odpadové hospodářství. Jihočeská univerzita, České Budějovice, 193 s., ISBN 80-7040-449-3.

35. KOLÁŘ L., KUŽEL S., HORÁČEKJ., ČECHOVÁ V., BORO VÁ-BATT J., PETERKA J. (2009): Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. *Journal of Plant Soil Environ.*, 55, 2009 (6), 245-251
36. KURAŠ M. (2014): *Odpady a jejich zpracování*. Chrudim, 344 s., ISBN 978-80-86832-80-7.
37. KURAŠ M., DIRNER V., SLIVKA V., BŘEZINA M. (2008): *Odpadové hospodářství*. Chrudim, 143 s., ISBN 978-80-86832-34-0.
38. LEAVITT S. W., FOLLET R. F., PAUL E. A. (1996): Estimatin of slow- and fast cycling soil organic carbon pools from 6 N HCl hydrolysis. *Radiocarbon*, 38: 231-239.
39. LECHNER P. (2002): *Minimizing Methane from Landfills*, Biocycle. Dostupné z WWW: [www.boku.ac.at/abf/aktuell/aktuell\\_main\\_01\\_07\\_2002.html](http://www.boku.ac.at/abf/aktuell/aktuell_main_01_07_2002.html)
40. MAIA S. M. F, XAVIER F. A. S., OLIVIERA T. S., MENDONCA E. S., FILHO J. A. A. (2007): Organic carbon pools in a Luvisol under agroforestry and conventional farming systems in the semi-arid region of Ceara, Brasil. *Agroforestry Systems*, 71: 127-138.
41. MALAŤÁK J., VACULÍK P. (2008): *Technologická zařízení staveb odpadového hospodářství, Zpracování biologicky rozložitelných odpadů*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 168 s., ISBN 978-80-213-1747-5.
42. MALEČKOVÁ H., ŠIMEK V. (2014): *Průvodce odpadovým hospodářstvím*. Praha: Linde Praha, a. s., 256 s., ISBN 978-80-7201-905-2
43. MAREK J. (2005): Technologie fermentačního zpracování vybraných bioodpadů. In: PECINOVÁ A., HALOUSKOVÁ O. (eds.): *Současný stav zpracování bioodpadů v legislativě a praxi*. Seč – Ústupky, Ekomonitor, s. 109-110.
44. 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.
45. MARTENS D. A., LOEFFELMANN K. L. (2002): Improved accountion of carbohydrate carbon from plants and soil. *Soil Biol. Biochem.*, 34: 1393-1399.
46. 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.

47. MATĚJŮ L. (2005): Mikroorganismy a nakládání s bioodpady. In: PECINOVÁ A., HALOUSKOVÁ O. (eds.): Současný stav zpracování bioodpadů v legislativě a praxi. Seč – Ústupky, Ekomonitor, s. 9-18.
48. MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT (2006): Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 2007. 47 s. Dostupné na [www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bericht\\_siedlungsabfallentsorgung\\_2006\\_engl.pdf](http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/bericht_siedlungsabfallentsorgung_2006_engl.pdf)
49. PAČESOVÁ T. (2013): Možnosti recyklace využitelných složek komunálních odpadů. In. 14. ročník konference ODPADY a OBCE, Hospodaření s komunálními odpady (12. a 13. 6. 2013), HRADECKÁ H. (2013), s. 87-90.
50. PAUL E. A., COLLINS H. P., LEAVITT S. W. (2001): Dynamics of resistant soil carbon of Midwestern agricultural soils measured by naturally occurring <sup>14</sup>C abundance. *Geoderma*, 104: 239-256.
51. PENK J. (2001): Mimoprodukční funkce zemědělství a ochrana krajiny. IVV MZe ČR, Praha.
52. PITTER P. (1981): Hydrochemie. SNTL, Praha.
53. 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.
54. 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.
55. 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: 109-141.
56. ROVIRA P., VALLEJO V. R. (2007): Labile, recalcitrant and inert organic matter in Mediterranean forest soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 39: 202-215.
57. 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: 812-816.
58. SCHULZ H. (1996): Biogas – Praxis. 1 Auflage, Ökobuch Verlag, Staufen bei Freiburg, 187 s., ISBN 3-922964-59-1.

59. 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.
60. SLEJŠKA A. (2005): Možnosti využití komunálních biologicky rozložitelných odpadů. In: PECINOVÁ A., HALOUSKOVÁ O. (eds.): *Současný stav zpracování bioodpadů v legislativě a praxi*. Seč – Ústupky, Ekomonitor, s. 49-58.
61. 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 & Tillage Research*, 95 (1-2): 38-46.
62. STRAKA F., DOHÁNYOS M., ZÁBRANSKÁ J., DĚDEK J., MALI-JEVSKÝ A., NOVÁK J., OLDŘICH J. (2003): *Bioplyn. Gas, Říčany*. ISBN 80-7328-029-9.
63. SÜSSMUTH R., DOSER CH., LUEDERS T. (1999): Determination of the biological biodegradability of organic substances under anaerobic conditions using the Oxi Top Control measuring system. Applied Report 0600412 e, Universität Hohenheim, Institute für Mikrobiologie, Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH & Co. KG, Weilheim.
64. 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.
65. 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.
66. 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.
67. VÁŇA J. (2005): Technologické možnosti využití bioodpadů. In: PECINOVÁ A., HALOUSKOVÁ O. (eds.): *Současný stav zpracování bioodpadů v legislativě a praxi*. Seč – Ústupky, Ekomonitor, s. 27-30.
68. VÁŇA J., HANČ A., HABART J. (2009): *Pevné odpady 2009*. Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha, 190 s., ISBN 978-80-213-1992-9.

69. VELEK J. (2013): Současná technologie a způsoby skládkování odpadů a jejich perspektivy v ČR [Bakalářská práce]. České Budějovice, 61 s. Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta, katedra aplikovaných rostlinných biotechnologií.
70. Vyhláška č. 294/2005 Sb., o podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu.
71. WACHENDORF M., RICHTER F., FRICKE T., GRASS R., NEFF R. (2009): Utilization of semi-natural grass land through integrated generation of solid fuel and biogas from biomass. *Grass and Forage Science*, 64 (2): 132-143.
72. ZÁBRANSKÁ J. (1994): Anaerobní rozložitelnost organic-kých látek a aktivita anaerobní biomasy. In: Sborník Anaerobní procesy v technologii vody, CHTF STU, Bratislava, s. 47-64.
73. ZÁBRANSKÁ J., DOHÁNYOS M. (1987): Methods of investigation of the metabolism of anaerobic microorganisms. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 15: 43-55.
74. ZÁBRANSKÁ J., DOHÁNYOS M., GÓRECKI J., OTTOVÁ V. (1990): Návrh a optimalizace metodiky anaerobního aktivitního testu. VŠCHT, Praha.
75. ZÁBRANSKÁ J., DOHÁNYOS M., GRAN P. (1985 a): Direct measurement of the hydrogenase activity of anaerobic microorganisms. *Water Science and Technology*, 17: 303-306.
76. ZÁBRANSKÁ J., SCHNEIDEROVÁ K., DOHÁNYOS M. (1985 b): Relation of coenzyme F 420 to the activity of methanogenic microorganisms. *Biotechnology Letters*, 7: 547-552.
77. Zákon č. 185/2001 Sb., o odpadech.
78. Zákon č. 477/2001 Sb., o obalech.
79. 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.
80. ZIMOVÁ M. (2005): Zdravotní a ekologická rizika při nakládání s bioodpady. In: PECINOVÁ A., HALOUSKOVÁ O. (eds.): Současný stav zpracování bioodpadů v legislativě a praxi. Seč – Ústupky, Ekomonitor, s. 3-8.

## 7. PŘÍLOHY - POUŽITÉ ZKRATKY

ČSN – česká technická norma

BPS – bioplynová stanice

BRKO – biologicky rozložitelný komunální odpad

BRO – biologicky rozložitelný odpad

DRIFT – difusně reflexní infračervená spektroskopie (Diffuse Reflectance Infrared Fourier Transform Spectroscopy)

IFBB – společná výroba bioplynu a pevného paliva z biomasy (Integrated Generation of Solid Fuel and Biogas from Biomass)

MBÚ – mechanicko-biologická úprava

NIRS – blízká infračervená spektroskopie (Near Infrared Spectroscopy)

NMR – nukleární magnetická resonance spektroskopie (Nuclear Magnetic Resonance spectroscopy)

SKO – směsný komunální odpad

SOM – organická hmota v půdě (Soil Organic Matter)

TMA – testy metanogenní aktivity