

ERILLISKERÄTYN BIOJÄTTEEN SOVELTUVUUS BIOKAASUN TUOTANTOON

Laitossuunniteluun tarvittavien ominaisuuksien määrittäminen Watrec
Oy:n pilot -laitteistolla

LAHDEN AMMATTIKORKEAKOULU
Ympäristötekniikan koulutusohjelma
Ympäristöbiotekniikan suuntautumisvaihtoehto
Opinnäytetyö
Kevät 2008
Juha-Pekka Sura

Lahden ammattikorkeakoulu
Tekniikan laitos
Ympäristötekniikan koulutusohjelma

JUHA-PEKKA SURA: Erilliskerätyn biojätteen soveltuvuus biokaasun tuotantoon
Laitossuunnitteluun tarvittavien ominaisuuksien määrittäminen Watrec Oy:n pilot -laitteistolla

Ympäristöbiotekniikan opinnäytetyö, 49 sivua, 1 liitesivu

Kevät 2008

TIIVISTELMÄ

Tässä työssä tutkittiin erilliskerätyn biojätteen soveltuvuutta biokaasulaitoksen raaka-aineeksi. Työssä oli tavoitteena tuottaa laitossuunnitteluun ja riskien hallintaan tarvittavia arvoja biojätteen sisältämän orgaanisen aineen hajoamisesta sekä biokaasuntuottopotentialista. Tutkimus tehtiin Watrec Oy:n pilot -laitteistolla.

Työn tulokset osoittivat, että seulottu ja vedellä lietetty erilliskerätty biojäte soveltuu hyvin anaerobiseen käsittelyyn. Tuloksena saatiin myös arviot kaasuntuottopotentialista biojättekilolle sekä biojätteen sisältämälle orgaaniselle aineelle. Tuloksia voidaan soveltaa laitossuunnitteluun sillä varauksella, että pilot -laitos ja suunniteltava täyden mittakaavan laitos eroavat todennäköisesti prosessitekniisten ratkaisujen perusteella. Lisäksi pilot -prosessi voidaan yleensä optimoida paremmin, jolloin myös tulosten voidaan olettaa olevan hieman parempia.

Tutkimuksessa selvisi myös, että reaktorissa, jossa anaerobinen hajotus tapahtuu, pH asettui niin korealle, että se on hajottajamikrobien sietokyvyn ääriäidassa. Tämä seikka on myös hyvä ottaa huomioon laitossuunnittelussa, jos raaka-aineena on tarkoitus käyttää ensisijaisesti erilliskerättyä biojätettä.

Tulosten luotettavuutta on mahdollista parantaa. Esimerkiksi kaasuntuottopotentialista voidaan saada luotettavimmat arvot kehittämällä datankeräysmenetelmää. Arvojen sovellettavuutta voidaan parantaa muuttamalla pilot -laitteiston prosessia lähemmäs täyden mittakaavan prosessia muun muassa muuttamalla reaktorin syöttö periodisesta syötöstä jatkuvatoimiseksi syötöksi.

Tulokset olivat uskottavia verrattaessa niitä muualla Euroopassa tehtyihin tutkimuksiin. Vaikka biojätteen soveltuvuutta anaerobiseen mädätykseen on tutkittu aiemmin, tutkimukselle oli kuitenkin tarvetta, sillä erilliskerätyn biojätteen lajitte- lussa on maakohtaisia eroja.

Avainsanat: biokaasu, erilliskerätty biojäte, mädätys, jätteen käsittely

Faculty of Technology
Degree Program of Environmental Technology

JUHA-PEKKA SURA: Source-sorted municipal biowaste in biogas production
Observing parameters for full scale plant engineering with
Watrec Ltd. pilot –reactor

Bachelor's Thesis in Environmental Biotechnology, 49 pages, 1 appendix

Spring 2008

ABSTRACT

The objective of this thesis was to investigate the suitability of the source-sorted municipal biowaste (SSMB) as a feedstock for a biogas process. The purpose of this study was to obtain information and values concerning the decaying of the SSMB and its biogas production potential. The study was conducted with the pilot plant of Watrec Ltd. The intention is to use the obtained results in the full-scale plant engineering and risk management.

The results indicated that sieved and silted SSMB suits well in anaerobic treatment. In addition, the study revealed assessments on the biogas production potential per a kilogram of SSMB and the biogas production potential per a kilogram of an organic matter that SSMB contains. The results can be applied to plant engineering, but then it must be considered that usually pilot plants can be optimized better than full-scale plants and due to that also the assessments might be little optimistic. Also the process technical solutions will most likely be different between the engineered full-scale plant and the pilot plant.

During the study it was also observed that in a reactor where digestion takes place pH was very high. In fact, pH was so high that it is an extreme condition for the decomposer microorganisms of the process. This observation should be considered in plant engineering if the purpose is to use SSMB as a primary feedstock.

In the future it is possible to improve the reliability of the research method. For example, developing data gathering systems can enhance the results of the biogas production. Enhancements can also be accomplished by changing the process technical solutions in a way that the pilot process would be more similar with the planted full-scale process e.g. by shifting feeding from periodical feeding into constant feeding.

However, the results were convincing compared to the ones received elsewhere in Europe. Even though this subject has been studied before there was a demand for this study because there are national differences between constitutions of the SSMB's.

Key words: biogas, source-sorted municipal biowaste, anaerobic digestion, waste management

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	1
2	ANAEROBINEN HAJOAMINEN	2
3	BIOKAASUPROSESSITEKNIikka	3
	3.1 Anaerobinen hajotus tekniikan sovelluksena	3
	3.2 Prosessitekniisiin ratkaisuihin vaikuttavat seikat	4
	3.3 Prosessityypit	4
	3.4 Reaktortyyppit ja massan sekoitus	6
	3.5 Prosessin parametrit	7
	3.5.1 Lämpötila	7
	3.5.2 Viipymä ja kuormitus	8
	3.5.3 C/N-suhde ja pH	9
	3.5.4 Inhibiitiot	10
	3.6 Esikäsitteily	10
	3.7 Käynnistäminen ja mikrobikannan siirrostus	11
	3.8 Mädätysjäännöksen jatkokäsittely	12
	3.9 Biokaasun jatkokäsittely	12
4	BIOKAASU ENERGIAMUOTONA	13
5	ERILLISKERÄTTY BIOJÄTE	16
	5.1 Erilliskerätty biojäte jätejakeena	16
	5.2 Erilliskerätty biojäte biokaasun raaka-aineena	17
6	KOEMÄDÄTYS WATREC OY:N PILOT -REAKTORILLA	18
	6.1 Koelaitteisto	18
	6.2 Koejärjestelyt	20
	6.3 Seuratut parametrit	23
	6.3.1 Syöte ja mädäte	23
	6.3.2 Muodostunut biokaasu	24
	6.3.3 Prosessin tilan indikaattorit	25
	6.3.4 Prosessin tekniset ominaisuudet	26
7	TULOKSET JA TULOSTEN TULKINTA	27
	7.1 Massatase	27

7.2	Kaasuntuottopotentiaali	30
7.2.1	Pitkän ajanjakson kaasuntuotto	30
7.2.2	Lyhyiden tarkastelujaksojen kaasuntuotto	31
7.3	Mineralisoituminen	34
7.3	Prosessin tilan indikaattorit	36
7.3.1	Biokaasun sisältämät muut yhdisteet	36
7.3.2	Reaktorin ja syötteen pH	38
7.3.3	Mädätteen sedimentoituminen	39
7.4	Häiriötila	40
7.5	Tulosten luotettavuus	41
7.6	Tulosten vertailu	43
8	TULOSTEN YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET	44
	LÄHTEET	47
	LIITTEET	50

1 JOHDANTO

Suomessa erilliskerätään vuosittain noin 200 000 tonnia biojätettä (Tilastokeskus 2004; 2005; 2006). Toistaiseksi sen pääasiallinen käsittelymenetelmä on ollut kompostointi. Kompostoinnin ohelle on yleistymässä toinen käsittelymenetelmä mädätys. Mädätyksen suosiota lisää sen positiivinen energiatase (Hartman & Ahring 2006, 7), joka johtuu siitä, että prosessoinnissa syntyy biokaasua, joka voidaan hyödyntää energiana. Lisäksi prosessin lopputuotteena syntyvän mädätteen sisältämät ravinteet voidaan hyödyntää lannoitteena ja maanparannusaineena (Ørtenblad, The use of digested slurry within agriculture). Biokaasuteknologia edistää myös hajautettua energiantuotantoa.

Biokaasuteknologian hyödyntäminen on aloitettu ns. helpommilla materiaaleilla kuten yhdyskuntalietteillä ja peltobiomassalla. Erilliskerätyn biojätteen hyödyntäminen ja siihen liittyvä tutkimus on edennyt muita materiaaleja huomattavasti hitaammin, koska sen käsittely on koettu vaativaksi sen vaihtelevan koostumuksen vuoksi. Kiinnostusta yhdyskunnasta kerätyn biojätteen anaerobikäsittelylle kuitenkin on, sillä sen biokaasun tuottopotentiaali on todettu muualla Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa erittäin korkeaksi verrattuna esim. karjan lantaan tai jätevesilietteeseen (Paavola 2007).

Tässä työssä tutkittiin erään Watrec Oy:n asiakkaan vastaanottaman erilliskerätyn biojätteen soveltuvuutta biokaasulaitoksen pääraaka-aineeksi. Työssä pyrittiin havainnoimaan materiaalin käyttäytymistä prosessissa sekä määrittämään laitossuunnittelussa tarvittavia arvoja biojätteen sisältämän orgaanisen aineen hajoamisesta sekä sen biokaasun tuotosta. Tutkimus toteutettiin Watrec Oy:n pilot -laitteistolla. Vaikka erilliskerätyn biojätteen mädätystä on tutkittu aiemmin muualla maailmassa, tutkimukselle oli tarvetta mm. siksi, että biojätteen koostumus vaihtelee maa- ja keräystapakohtaisesti (Hartman & Ahring 2006, 9).

Mädätys on prosessi, jossa mikrobit hajottavat orgaanista ainesta hapettomissa olosuhteissa. Prosessi on syntrofinen, jolloin hajoaminen tapahtuu ketjussa, jossa eri vaiheissa vaikuttavat eri bakteeri- ja arkkiryhmät (Madigan, Martinko & Parker 2003, 654). Periaatteessa kaikki orgaaninen aines voidaan hajottaa ketjussa, mutta hajotukseen kulunut aika riippuu aineen laadusta ja siitä, kuinka täydelliseksi hajoaminen halutaan.

Ketju alkaa hydrolyysillä, jossa kompleksiset hiiliyhdisteet eli hiilihydraatit, proteiinit ja rasvat hajoavat liukoiksi yhdisteiksi kuten sokereiksi, ammoniakiksi ja pitkäketjuisiksi rasvahapoiksi. Hajoaminen jatkuu asidogeneesillä eli happokäymisellä, jossa liukoiset yhdisteet fermentoituvat haihtuviksi rasvahapoiksi (VFA) ja alkoholeiksi. Käyminen jatkuu kolmannessa vaiheessa asetogeneesillä, jolloin metaboliatuotteena saadaan vetyä, hiilidioksidia, formiaattia (muurahaihappoa) sekä aseptaattia (etikahappoa). Viimeisessä vaiheessa metaania tuottavat arkit eli metanogeenit käyttävät edellisessä vaiheesta vapautuneet yhdisteet substraatteinaan ja tuottavat metaania, hiilidioksidia ja vettä. Viimeistä hajotusvaihetta kutsutaan metanogeneesiksi. (Madigan ym. 2003, 654–655; Laukkanen Hartikainen, Kostia & Rautio 2003, 93–94.)

Luonnossa mädäntymistä tapahtuu täysin hapettomissa olosuhteissa, joissa on kuollutta orgaanista ainesta hajotettavaksi. Niitä ovat mm. suot, vesistöjen sedimentit ja eläinten ruuansulatuskanavat. Anaerobiset hajottajat ovat sopeutuneet erilaisiin lämpötiloihin ja ne myös jaotellaan useimmiten tämän ominaisuuden mukaan. Luonnosta löytyy kantoja, jotka ovat sopeutuneet toimimaan niin viileässä, lämpimässä kuin jopa kuumien lähteiden kuumuudessa. (Madigan ym. 2003, 151–157, 162; Hobson & Wheatley 1993, 5.)

Ihmisen hyötykäyttöön valjastamat kannat ovat lähes poikkeuksetta mesofiilejä ja termofiilejä. Noin 35 °C lämpötilassa toimivat mesofilit ovat hyvin yleisiä luonnossa ja niitä hyödynnetään, koska niiden aineenvaihdunta on nopeahko ja ne ovat suhteellisen kestäviä. Termofiilit toimivat korkeammalla, n. 55 °C lämpötila-

alueella ja ovat vielä hieman mesofiilejä nopeampia hajottajia. Ne ovat kuitenkin hieman herkempiä häiriöille ja siksi vaikeammin hallittavia. Termofiilien toinen huono puoli on se, että ne vaativat myös enemmän lämpöä ja siten myös energiaa. (Hobson & Wheatley 1993, 19–21.)

Hajoaminen on jatkuva prosessi niin kauan kun olosuhteet ovat suotuisat ja orgaanista ainesta riittää. Ensimmäisenä loppuvat helposti hajoavat substraatit ja viimeisinä vaikeammin hajotettavat. Hajotusnopeuteen vaikuttavat mm. partikkelikoko, muut fysiologiset ominaisuudet sekä yhdisteiden kompleksisuus. Jäljelle jää mädätysjäännöstä eli mädätettä, joka on suurimmaksi osaksi mineralisoitunutta humusta. (Hobson & Wheatley 1993, 8-11.)

3 BIOKAASUPROSESSITEKNIikka

3.1 Anaerobinen hajotus tekniikan sovelluksena

Yhdyskunnan tuottamasta jätteestä iso osa on orgaanisesti hajoavaa. Jos hajoaminen tapahtuu hallitsemattomasti, jätteiden käsittely hankaloituu ja aiheuttaa monia haittavaikutuksia kuten hygieniariskin, hajuhaittoja ja kasvihuonekaasupäästöjä. Nykyisin kaikki biohajoava jäte pyritään käsittelemään joko uusiomateriaalina (esim. jätepuu) tai hajottamaan hallitussa prosessissa. (Laukkanen ym. 2003, 78-80.) Biokaasuteknologia on tunnustettu tehokkaaksi menetelmäksi orgaanisten materiaaliavirtojen hallinnassa. Sen ensisijaisena etuna on prosessissa syntyvä biokaasu, jota voidaan hyödyntää energiana. Toinen merkittävä mädätysprosessin ominaisuus on se, että prosessi on suljettu. Suljetusta prosessista vapautuu vähemmän hajukaasuja ja myös mahdolliset taudinaiheuttajat ovat paremmin eristetyt. Teknologian hyödyntämisen yleistyminen alkoi Keski-Euroopasta, jossa toimii nykyisin jo tuhansia yksiköitä. (Laukkanen ym. 2003, 93; Hobson & Wheatley 1993, 227–234.)

Pohjoismaiden ensimmäinen mädättämö rakennettiin vuonna 1930 Helsinkiin, mutta laajempi yleistyminen Suomessa alkoi vasta 1980. Ensimmäiset sovellutukset

olivat jätevedenpuhdistamoiden yksiköitä. Niissä käsiteltiin ensisijaisesti jätevedenpuhdistuslietteitä. Myöhemmin tekniikkaa on hyödynnetty myös teollisuudessa sekä maataloudessa. (Paavola 2007.) Vuonna 2005 Biovakka Oy otti Vehmaalla käyttöön Suomen ensimmäisen keskitetyn biokaasulaitoksen. Siellä käsitellään useiden maatilojen lietelannat sekä teollisuuden ja yhdyskuntien orgaanisia sivuja-keita (Biovakka Suomi Oy 2007).

Maataloudessa mädätyksestä on muutakin merkitystä kuin edellä mainitut energian tuotto, jätteenkäsittely ja hajuhaittojen vähentäminen. Prosessissa syntyvä mädäte on erinomaista lannoitetta. Siinä kaikki kasvien tarvitsevat ravinteet, varsinkin typpi, ovat mineralisoituneet kasveille helpommin käytettävään muotoon, jolloin se on huomattavasti tehokkaampaa lannoitetta kuin esim. raakalietelanta. (Ørtenblad, The use of digested slurry within agriculture.)

3.2 Prosessitekniisiin ratkaisuihin vaikuttavat seikat

Periaatteessa anaerobisella hajotuksella ei ole kuin kaksi vaatimusta: hapettomat olosuhteet ja riittävästi orgaanista ainesta. Käytännössä on myös päätettävä, miten prosessia syötetään ja tyhjenetään, millaisessa muodossa hajotettava massa on, minkälaiset olosuhteet hajotustoiminnalle tehdään ja miten niin prosessiin tuleva raaka-aine kuin siitä saatavat lopputuotteet käsitellään. Mahdollisia jo käytössä olevia ratkaisuja esitellään tässä osiossa. Perusteet ratkaisuihin ovat tapauskohtaisia ja riippuvat mädätettävästä materiaalista, käytössä olevista resursseista kuten tilasta, mahdollisista synergiaeduista, toiminnan tavoitteiden priorisoinnista, voimassa olevasta lainsäädännöstä sekä hankeen budjetista.

3.3 Prosessityypit

Prosessityypit jaetaan usein sen mukaan, millaisessa muodossa mädätettävä materiaali on. Märkäprosessissa prosessiin syötetty massa on hyvin lietemäistä (kuiva-ainepitoisuus on alle 15 %). Märkäprosessin etuja ovat hyvä kaasuntuotto sekä

ennen kaikkea hyvä hallittavuus. Lietettä on helppo liikutella pumppujen avulla ja sen sekoitus on helppoa ja varmatoimista. Jäteveden puhdistamoilla märkäprosessi on ehdoton vaihtoehto sillä puhdistuksessa syntyvä liete on valmiiksi lietemäistä. Kiinteämpiä jakeita mädätettäessä joudutaan usein lisäämään vettä massan liettämiseksi. Liettäminen kasvattaa kuitenkin volyymia jolloin mm. reaktorikoko, lämmitystarve, ja myös lopputuotteiden määrät kasvavat. Nämä kaikki lisäävät kustannuksia, mikä on otettava huomioon prosessia suunniteltaessa. Märkäprosessissa lopputuotteiden jatkokäsittelyllä on myös iso merkitys. Mädätteen varastointi vaatii tehokkaan kuivausjärjestelmän, joka vaatii paljon tilaa ja energiaa. Lisäksi erotettu vesi joudutaan aina puhdistamaan ennen luontoon laskemista. (Verma 2002.)

Kuivaprosessissa syötteen kiintoainepitoisuus on yli 30 %. Prosessin etuja ovat pienet rakennuskustannukset, vähäinen tilantarve sekä pieni prosessiveden ja lämmön tarve. Sen huonoja puolia ovat vastaavasti prosessin heikompi hallittavuus ja sekoituksen vaikea toteuttaminen. (Hobson & Wheatley, 1993, 175.) Kuivafermentaatiotekniikka on yleistynyt voimakkaasti viime vuosina. Keski-Euroopassa sitä hyödynnetään erityisesti yhdyskuntajätteen käsittelyssä. (De Baere 2005, 190–191.)

Yksinkertaisimmillaan koko anaerobisen hajotuksen ketju toimii yhdessä reaktorissa. Prosessia voidaan kuitenkin haluttaessa tehostaa jakamalla siinä tapahtuvat hajoamisvaiheet eri reaktoreihin siten, että joka vaiheelle luodaan optimaaliset olosuhteet. Vaiheistamisella voidaan tehostaa sekä kaasuntuottoa että orgaanisen aineen hajoamista. Samalla prosessin hallinta kuitenkin monimutkaistuu ja vaikeutuu. Lisäksi rakennus- ja ylläpitokustannukset ovat suuremmat kuin yksivaiheisessa prosessissa. Monivaiheprosesseista on kehitetty useita erilaisia variaatioita, joissa reaktoreiden määrät ja niihin luodut olosuhteet vaihtelevat. Vaiheistamista on sovellettu sekä märkä- että kuivaprosesseihin. (Verma 2002.)

3.4 Reaktoryypit ja massan sekoitus

Biokaasuprosessin keskeisin komponentti on reaktori, jossa itse hajotus ja kaasunmuodostuminen tapahtuvat. Reaktoryypit voidaan määritellä niiden eri ominaisuuksien perusteella ja yksi niistä on syöttötavan mukainen jako. Syöttötapoja on kolme: panossyöttö, jatkuva syöttö sekä niiden yhdistelmä ns. Fed-batch -syöttö. Kaikki tavat ovat yleisesti käytössä ja niiden valinta joudutaan aina tekemään tapauskohtaisesti.

Panossyötössä kaikki syöte pannaan reaktoriin yhdellä kertaa, fermentoidaan tarvittava aika ja tyhjennetään koko reaktori taas yhdellä kertaa. Menettely on helppo toteuttaa ja laitteisto on verrattain halpa. Siksi sitä on käytetty usein maataloilla, jossa massavirrat ovat pieniä ja jossa prosessin jatkuvaan ylläpitoon ei ole mahdollisuuksia. Sen huonoja puolia ovat kuitenkin epätasainen kaasuntuotto ja alttius inhibitioille. Kaasuntuotto voidaan tasoittaa esim. käyttämällä rinnakkaisia reaktoreja, mutta ne lisäävät kuitenkin merkittävästi rakennuskustannuksia. Ison mittakaavan laitoksista kuivaprosessit ovat usein panossyöttöisiä, sillä kiinteän jakeen liikuttelu on verrattain helppoa, jos reaktori voidaan täyttää ja tyhjentää yhdellä kertaa. (Hobson & Wheatley 1993, 176–182.)

Jatkuvasyöttöiseen prosessiin syötetään nimen mukaisesti syötettä joko lakkaamattomana virtana tai yleisemmin tietty määrä tietyn aikajakson välein. Jatkuva syöttö edellyttää, että reaktoria tyhjennetään samalla intensiteetillä. Jatkuvatoiminen prosessi on toimiessaan vakaa ja tehokas. Jatkuvasyöttöisyydellä saavutetaan jatkuvuus myös biokaasun saannolle ja käytölle sekä mädätteen jatkokäsittelylle. Prosessi sopii hyvin isoihin laitoksiin. (Hobson & Wheatley 1993, 185–188.)

Fed-batch -syötössä reaktoria syötetään myös useissa erissä, mutta sen tyhjentäminen ei tapahdu samaa tahtia, vaan esimerkiksi aina silloin kun reaktori tulee täyteen. Se on ominaisuuksiltaan samantapainen kuin panos-syöttö mutta siinä voidaan käyttää huomattavasti suurempaa reaktorikokoa, sillä sen täyttämiseen tarvittavaa syötemäärää ei tarvitse olla heti saatavilla. Menetelmää sovelletaan yleisim-

min matala kuiva-ainepitoisten lietteiden mädätykseen. (Hobson & Wheatley 1993, 182–185.)

Reaktorin sekoituksella on iso merkitys anaerobikäsittelyssä. Sekoituksella mikrobit saadaan kosketukseen sekä toistensa että tarvittavien substraattien ja ravinteiden kanssa. Lisäksi sillä voidaan taata lämpötilan tasaisuus ja estää mädätteen paakkuuntuminen. Sekoituksen optimointi on oleellista, sillä liian hidaski sekoitus voi inhiboida hajotusketjua. Sekoitustavat vaihtelevat muista prosessiteknisistä ratkaisuista riippuen. Sekoitustapoja ovat mm. mekaaninen sekoitus, lietteen kierrätyspumppaus ja biokaasun kierrätys. (Hobson & Wheatley 1993, 123.) Joissakin tapauksissa mädätettävää massaa ei haluta sekoittaa kokonaan, koska hajoamisen eri vaiheet tapahtuvat reaktorin eri osissa. Tätä ratkaisua käytetään useimmiten kuivaprosesseissa.

3.5 Prosessin parametrit

3.5.1 Lämpötila

Jokainen mädätysprosessi on yksilöllinen. Siihen vaikuttavat käytettävä syöte sekä reaktorissa elävä mikrobisyhteisö. Prosessia voidaan kuitenkin ohjata ja optimoida muuttamalla prosessin parametreja. Kun prosessi saadaan toimimaan halutulla tavalla, pyritään yleensä olosuhteet pitämään vakaina. Silloin hajoaminen ja kaasuntuotto saadaan pysymään tehokkaina ja hallittavuus paranee. (Hobson & Wheatley 1993, 19–21.)

Luonnossa anaerobiset hajottajat ovat sopeutuneet elämään lämpötila-alueella 0–100 °C. Sopeutumisominaisuuksilla on merkitystä myös teollisen biokaasuprosessin kannalta. Yleisesti ottaen hajotustehokkuus kasvaa sen mukaan mitä korkeamman lämpötilan hajottajista on kyse. (Hobson & Wheatley 1993, 19–21.) Mädätyksessä on käytetty kaikkia lämpötila-alueita, mutta valittu lämpötila vaikuttaa aina muu-

hunkin kuin tehokkuuteen, kuten lämmön ja tilan tarpeeseen sekä lämmityksen ja hygienisoinnin toteuttamiseen.

Viileimmissä lämpötiloissa eli 0–15 °C:ssa eläviä psykrofilisiä mikrobeja on käytetty suurten massojen käsittelyyn tavoitteena pääasiassa orgaanisen aineksen hajottaminen, sillä niiden kaasuntuotto on vähäistä. Psykrofiilit sopivat suurten massojen käsittelyyn hyvin, koska ne kestävät hyvin häiriötekijöitä ja koska niitä varten massaa ei tarvitse lämmittää. Tyypillisesti niitä käytetään avoimissa laguuneissa eikä niinkään suljetuissa reaktoreissa. (Hobson & Wheatley 1993, 19–21.)

Mesofiilinen lämpötila-alue on 15–45 °C, mutta tehokkaimmin ne toimivat välillä 33–37 °C. Valtaosa Euroopan mädätysprosesseista on mesofilisiä. Mesofiilisen mädätysprosessien etuja ovat hyvä kaasuntuotto, kohtuullisen lyhyt viipymä ja pieni lämmöntarve. Tärkeä ominaisuus on myös se, että prosessi kestää pienissä määrin häiriöitä kuten lämpötilan vaihtelua. (Hobson & Wheatley 1993, 19–21.)

Tehokkain prosessi tapahtuu termofiilisellä lämpötila-alueella. Tällainen prosessi vaatii myös pienimmän reaktoritilavuuden. Termofiilit toimivat yli 50 °C lämpötilassa. Käytännössä lämpötilat ovat 55 ja 60 °C välillä. Termofiilien prosessi on erittäin tehokas ja nopea. Korkea lämpötila tuhoaa samalla myös syötteen sisältämiä patogeenejä. Sen huonoja puolia ovat herkkyys häiriöille ja suuri lämmöntarve. Lisäksi termofiilisen prosessin käynnistäminen on hidasta ja verrattain vaikeaa. (Hobson & Wheatley 1993, 19–21.)

3.5.2 Viipymä ja kuormitus

Viipymä kertoo, kuinka kauan syöte keskimäärin on reaktorissa (Hobson & Wheatley 1993, 259). Mitä pidempi viipymä on, sitä pidempään mikrobit ehtivät hajottaa syötettä. Riittävän pitkällä viipymällä taataan se, että mädätteen sisältämät orgaaniset yhdisteet ovat pelkistyneet ja mahdollisimman suuri määrä biokaasua on tuotettu. Riittävyteen vaikuttavat mm. syötteen koostumus ja esikäsittely sekä

reaktorin kuormitus, lämpötila ja sekoitus. Viipymä voi vaihdella prosessista riippuen viikosta jopa kuukausiin.

Kuormitus puolestaan kuvaa sitä, kuinka paljon syöttö kuormittaa prosessia reaktorilavuuteen nähden. Kuormitus voidaan ilmaista useilla tavoilla, joita ovat kemiallinen hapenkulutus (COD), biologinen hapenkulutus (BOD) ja syötteen kokomäärän, kuiva-aineen (TS) määrän tai orgaanisen kiintoaineen (VS) määrän suhde yhtä reaktorikuutiota kohti. (Hobson & Wheatley 1993, 175.) Kuormitus pyritään pitämään mahdollisimman korkeana, mutta silti niin alhaisena että orgaaninen aines ehtii hajota eikä kuormitus kuitenkaan aiheuta häiriötilaa. Optimaalinen kuormitus riippuu prosessin muista parametreista.

3.5.3 C/N-suhde ja pH

Hiilen ja typen suhdetta reaktorissa kuvataan C/N-suhteella. Optimaalisissa olosuhteissa mikrobit saavat ravinteita oikeassa suhteessa. Anaerobisille hajottajille optimaalinen C/N-suhde on 20–30. Jos typpeä on liian vähän, mikrobit eivät pysty tuottamaan biosynteesihinsä tarvitsemiaan proteiineja, jonka seurauksena hajotustoiminta ja kaasuntuotto hidastuvat. Jos taas typpeä on liikaa, hajoamisen yhteydessä muodostuu tavallista enemmän ammoniakkia. Tavallista korkeampi ammoniakkipitoisuus nostaa pH:ta, jolloin se saattaa aiheuttaa reaktoriin häiriötilan. (Hobson & Wheatley 1993, 15.)

C/N-suhteeseen voidaan vaikuttaa lisäämällä typpiravinnetta tai hiilipitoista substraattia (Hobson & Wheatley 1993, 155). Kemiallisten valmisteiden käyttö voidaan kuitenkin välttää, jos on mahdollista muuttaa syötteen sisältöä. Hiilen määrää voidaan lisätä kasvisperäisillä jakeilla ja typen määrää puolestaan eläinperäisillä jakeilla.

Anaerobisen hajoamisen ketjussa syntyy sekä happoja että emäksiä. Tasapainoisessa prosessissa pH vaihtelee vähän. Vaihtelua kuitenkin tapahtuu, varsinkin syötteen sisältö vaihtelee. Mikrobit sopeutuvat pieneen vaihteluun melko nopeasti. Isommat

muutokset saattavat kuitenkin vaikuttaa hajottajaketjuun niin voimakkaasti että koko prosessi ajautuu häiriötilaan ja hajotustoiminta lamaantuu. Tavallisesti mädätysprosessit toimivat parhaiten kun pH on vakautunut välille 6–8. pH -tilaan voidaan tarvittaessa vaikuttaa myös lisäämällä syötteeseen kemikaaleja. Jos esim. prosessin tuottamat hapot laskevat pH:n liian alhaiseksi voidaan syötteeseen lisätä natriumhydroksidia kunnes tasapaino syntyy. (Hobson & Wheatley 1993, 18.)

3.5.4 Inhibiitiot

Kuten aiemmissa kappaleissa on käynyt ilmi äkilliset tai liian voimakkaat muutokset prosessiparametreissa voivat hidastaa prosessia tai jopa lamauttaa sen kokonaan. Inhibiitioita voivat aiheuttaa myös jotkin yksittäiset yhdisteet kuten suolat, raskasmetallit, klooratut hiilivedyt, ammoniakki ja pestisidit. Erityisesti jätepohjaisessa syötteessä voi myös olla desinfiointiaineita ja antibiootteja, joiden inhihoivat vaikutukset voivat olla erittäin voimakkaita jo pienissäkin pitoisuuksissa. Vaikutusvoimakkuus riippuu syötteessä olevan inhibiittorin ominaisuuksien ja pitoisuuden lisäksi prosessin kuormituksesta, reaktorin koosta sekä mikrobikannasta. (Hobson & Wheatley 1993, 47–61.)

3.6 Esikäsittely

Prosessi alkaa raaka-ainejakeiden vastaanotosta. Jakeet esikäsitellään vähintään mekaanisesti sekä tarvittaessa myös biologisesti ja kemiallisesti. Esikäsitelyn tavoitteena on valmistaa raaka-aineista syötettä, jonka mädättäminen on nopeaa, tehokasta ja prosessin toimivuuden kannalta turvallista. (Hobson & Wheatley 1993, 1491–151.)

Mekaanisessa esikäsitelyssä pyritään poistamaan massasta fraktiot, jotka eivät hajoa prosessissa ja jotka saattavat vaarantaa sen toimivuuden. Niitä ovat mm. lasi, muovi, puu ja hiekka. (Hobson & Wheatley 1993, 151–155.) Käytettyjä menetelmiä ovat mm. välppäys, rumpuseulonta ja magneettierottelu.

Jos raakamassassa voidaan olettaa olevan isoja partikkeleita, se pitää esikäsitellä murskaamalla esim. repivän pumpun avulla. Lainsäädäntö edellyttää esim. teollisuuden ja maatalouden sivutuotteita käytettäessä tiettyä partikkelikokoa (Euroopan neuvoston ja parlamentin asetus EY N:o 1774/2002). Lisäksi partikkelikokoa pienentämällä voidaan nopeuttaa hydrolyysivaihetta. (Hobson & Wheatley 1993, 161–164.)

Jos syöte koostuu erilaisista jakeista, ne pyritään yleensä sekoittamaan heti vastaanottoaltaassa siten, että itse prosessiin menevä massa pysyy mahdollisimman homogeenisenä. Siten voidaan tasapainottaa prosessia ja minimoida mahdolliset inhibitiot. Vastaanoton jälkeen syöte siirretään tavallisesti välivarastoon, josta se voidaan syöttää reaktoriin.

Hajotusta voidaan edistää myös kemiallisella esikäsitelyllä. Kemiallista esikäsitelyä käytetään erityisesti hitaasti hydrolysoituvien aineiden pilkkomiseen. Esim. puun sisältämän ligniinin hajoamista voidaan nopeuttaa emäs-, lämpö- ja painekäsittelyiden avulla. Jos syötteenä ei ole tarpeeksi ravinteita hajottajamikrobeille, voidaan käyttää biologista esikäsitelyä. Siinä syötteeseen lisätään puuttuvia ravinteita kuten typpeä. (Hobson & Wheatley 1993, 155–161, 164–165.)

3.7 Käynnistäminen ja mikrobikannan siirrostus

Mädätysprosessin käynnistäminen on teoriassa yksinkertaista. Perusedellytykset ovat hapeton tila, syötteenä soveltuvaa orgaanista ainesta sekä mikrobisiirrostetta eli ymppeä. Käytännössä käynnistäminen on haastavaa ja vaatii tarkkuutta. Mitä isompaa ja toisaalta mitä herkempää prosessia ollaan luomassa, sitä vaikeampaa ja hitaampaa käynnistäminen on. Ymppe voi olla periaatteessa esim. hapetonta järvisedimenttiä, joka sisältää anaerobisia hajottajia. Useimmiten siirrostetta on kuitenkin jonkin aiemmin ylösajetun prosessin mädätettä, joka sisältää jo teolliseen mädätysprosessiin sopeutuneen mikrobifaunan. Yleisesti käytetty sääntö on se, että ymppeä käynnistettävässä reaktorissa on oltava vähintään 10 %. (Hobson & Wheatley

1993, 61–63.) Käynnistys voidaan myös aloittaa lisäämällä hiljalleen syötettä pelkkää siirrettyä mädätysjäännöstä sisältävään reaktoriin.

3.8 Mädätysjäännöksen jatkokäsittely

Biokaasun lisäksi biokaasulaitoksen lopputuotteena syntyy mädätettä. Mädäte sisältää paljon ravinteita ja ne ovat prosessoinnista johtuen kasveille helposti käytettävissä liukoisessa muodossa. Mädätettä voidaankin käyttää sellaisenaan lannoitteena, kunhan prosessissa on vain ollut sellainen vaihe, jossa mahdolliset taudin aiheuttajat ovat tuhoutuneet. (Hobson & Wheatley 1993, 228.)

Etenkin märkäprosesseissa mädätteen varastointi aiheuttaa suuren tilan tarpeen. Siksi useimmiten mädätteestä pyritään erottamaan kiintoaines ja nesteet. Menetelmiä on monia esim. linkokuivaus ja suotonauhapuristus. Jäljelle jäävää kiintoainetta voidaan tarvittaessa kuivata vielä lisää esim. termisillä kuivausmenetelmillä. (Lehtonen 2007.)

Toista erottelussa syntyvää jaetta kutsutaan rejektivedeksi. Myös rejektivesi on hyvää lannoitetta, mutta se vaatii paljon varastotilaa. Siksi siitä pyritään erottamaan vielä puhdasta vettä esim. flash -haihdutuksella. Haihdutusmenetelmillä erotettu vesi on useimmiten niin puhdasta, että se voidaan laskea takaisin luontoon. Mädätteen muut jakeet varastoidaan ja peltolevitetään siihen soveltuvina ajankohtina. (Lehtonen 2007.)

3.9 Biokaasun jatkokäsittely

Biokaasu johdetaan reaktorin yläosasta kaasuvarastoon, jolloin kaasuvirtausta voidaan tasoittaa ennen käyttökohdetta. Kaasuvarastoina käytetään usein kaasupussia, jonka tilavuus voi muuttua tarpeen mukaan. (Schomaker, Boerboom, Visser & Pfeifer 2000, 5.) Osaa kaasusta voidaan myös pumpata reaktorin pohjalle, jolloin kaasukuplat toimivat reaktorin sekoittimina (Hobson & Wheatley 1993, 123).

Raa'an biokaasun puhdistustarve vaihtelee hyödynnysovellutuksen mukaan. Jos biokaasu käytetään sähkön ja lämmön tuottamiseen, hapetetaan siitä moottorin öljyille ja metalliosille haitallinen rikkivety esim. emäsluospesurikäsitteilyllä. Lisäksi raakakaasun sisältämä vesihöyry kondensoidaan pois ennen käyttöä joko jäähdyttämällä tai mekaanisesti. (Schomaher ym. 2000, 10–11.)

Jos biokaasua käytetään liikennepolttoaineena, täytyy siitä poistaa ensin hiilidioksidi ja lisäksi paineistaa se (Schomaher ym. 2000, 9). Käyttökohteesta riippumatta biokaasun johtamisessa ja varastoinnissa on aina otettava huomioon räjähdysvaara, jonka metaani aiheuttaa. Kun biokaasu on palanut, siitä jäljelle jäävät hiilidioksidi ja vesihöyry ovat vaarattomia ja ne voidaan vapauttaa ulkoilmaan. Hiilidioksidi voidaan ottaa myös talteen, jos sille on tarvetta. Esim. Vehmaalle Biovakan laitoksen yhteyteen on kaavailtu rakennettavan kasvihuoneita, joissa biokaasunpoltosta saatavaa hiilidioksidia hyödynnettäisiin kasvihuonekasvien hiilidioksidilannoitteena (Lehtonen 2007).

4 BIOKAASU ENERGIAMUOTONA

Biokaasulle ei ole tarkkaa koostumusta, koska se sisältää puhdistamattomana kaikki ne kaasumaiset yhdisteet, joita mikrobit tuottavat aineenvaihdunnassaan anaerobisessa hajotuksessa. Metaani (CH_4) on hyödyntämisen kannalta tärkein komponentti, koska se antaa biokaasulle palamisominaisuuden. Mitä isompi metaanin konsentraatio on, sitä parempaa polttoainetta biokaasu on. Tavanomainen metaanipitoisuus hyötykäyttöön tuotetussa raakabiokaasussa on 55–75 %. Toiseksi eniten muodostuu hiilidioksidia (CO_2), jonka pitoisuus vaihtelee tavallisesti välillä 25–45 %. Seuraavaksi isoimpia konsentraatioita on typellä (N_2), rikkivedyllä (H_2S), vedyllä (H_2) ja hiilimonoksidilla (CO). (Biokaasuyhdistys 2007.) Niiden pitoisuudet ovat kuitenkin vain korkeintaan muutamia prosentteja. Lisäksi biokaasussa voidaan havaita hyvin pieninä pitoisuuksina suuri joukko muita yhdisteitä esim. dimetyylisulfidia (DMS).

Biokaasu on erittäin tehokas polttoaine. Sen sisältämän metaanin lämpöarvo on 9,9 kWh/Nm³, jolloin esim. 65 % metaania sisältävän biokaasun lämpöarvoksi tulee 6,4 kWh/Nm³. (Biokaasuyhdistys 2007.) Arvoa on helpompi verrata muihin polttoaineisiin, kun se muutetaan energiaksi massaa kohden. Massaan suhteutettu biokaasun lämpöarvo on laskettu seuraavassa kaavoja 1. ja 2. käyttäen.

M = moolimassa

V_m = ideaalikaasun tilavuus normaalitilassa

ρ = tiheys

V_g = kaasun ominaistilavuus

Kaava 1.

$$\rho = \frac{M}{V_m}$$

Kaava 2.

$$V_g = \frac{1}{\rho}$$

$M(\text{CH}_4) = 16,04 \text{ g/mol}$

$M(\text{CO}_2) = 44,01 \text{ g/mol}$

$V_m = 22,41 \text{ dm}^3/\text{mol}$

Lämpöarvo (biokaasu) = 6,4 kWh/Nm³

$$\rho_{\text{(biokaasu)}} = \frac{0,65 \times M(\text{CH}_4) + 0,35 \times M(\text{CO}_2)}{V_m} = 1,15 \text{ kg/m}^3$$

$$V_{g \text{(biokaasu)}} = \frac{1}{\rho_{\text{(biokaasu)}}} \approx 0,868 \text{ m}^3/\text{kg}$$

$$= 6,4 \text{ kWh/Nm}^3 \times V_{g \text{(biokaasu)}} \approx 5,55 \text{ kWh/kg}$$

Laskelman perusteella biokaasu ei aivan saavuta kivihiilen tasoa 7,75 kWh/kg mutta ylittää esim. puupellettien lämpöarvon 5,28–5,33 kWh/kg (VAPO).

Biokaasun sisältämä energia voidaan hyödyntää sekä lämpönä että sähköinä ja puhdistettuna myös liikennepolttoaineena. Sähköä voidaan tuottaa joko kaasumoottorilla tai kaasuturbiineilla. Molemmissa energia muutetaan ensin kineettiseksi pyörimisenergiaksi ja siitä edelleen generaattorin avulla sähköksi. Pelkän sähköntuoton

hyötysuhde on melko huono n. 35 % (Biokaasuyhdistys 2007). Siksi yleensä ylijäävä teho pyritään hyödyntämään lämpönä. Yleinen ratkaisu onkin combined heat and power -kaasumoottori, jolla voidaan päästä jopa 85 % kokonaishyötysuhteeseen. Kaasu voidaan myös hyödyntää pelkkänä lämpönä esim. kattilapoltossa, jolloin jopa 90 % energiasta saadaan talteen. (Paavola 2007.)

Biokaasulla on myös hyviä puolia energiajakelun kannalta. Koska se on kaasumaisista, sitä voidaan tarvittaessa siirtää helposti ja edullisesti kaasuputkia pitkin. Biokaasun yksi merkittävä ominaisuus on se, että se on polttoaineena hyvin lähellä maakaasua ja sitä voidaan käyttää lähes kaikissa maakaasulle suunnitelluissa laitteissa. Jos biokaasu puhdistetaan siten, että metaanipitoisuus saadaan yli 95 % (Paavola 2007), jolloin se on riittävän lähellä maakaasun 98 % pitoisuutta (Maakaasuyhdistys 2007) se voidaan injektoida maakaasuverkkoon. Siten sen käyttömahdollisuuksia voidaan laajentaa edelleen.

Maakaasulle luotua teknologiaa voidaan hyödyntää myös muilla tavoin. Maakaasun tasolle puhdistettua biokaasua voidaan käyttää myös liikennepolttoaineena. Sekä jakelu- että moottoritekniikka on kehittynyt käyttökelpoiselle asteelle, mutta Suomessa se ei ole toistaiseksi saavuttanut laajempaa suosiota. Esimerkkejä laajamittaisesta käytöstä löytyy kuitenkin muualta maailmasta kuten Ruotsista, jossa esim. kaikki Linköpingin kaupungin linja-autot kulkevat biokaasulla (Linköpingin kaupunki 2004).

Biokaasu on ympäristöystävällinen energiamuoto. Biokaasu palaa kuumalla liekillä ja sen palamistuotteina syntyy vain hiilidioksidia ja vesihöyryä. Biokaasun polttaminen ei voimista kasvihuoneilmiötä, sillä metaanin sisältämä hiili on peräisin kasveista, joista se vapautuisi hiilidioksidina myös kompostoinnissa tai luonnollisen hajoamisen tuloksena. Ympäristöystävällisyyttä lisää se, että biokaasulla voidaan osittain korvata ympäristövaikutuksiltaan haitallisempien fossiilisten polttoaineiden käyttö. Raaka-aineen uusiutuvuus tukee samalla kestävän kehityksen periaatteita. (Klingler 1999.)

Biokaasulla tuotetulla sähköllä on toistaiseksi ollut vaikeuksia kilpailussa Suomen sähkömarkkinoilla. Sähkön hinta on ollut Suomessa pitkän aikaa alhaisempi kuin esim. Keski-Euroopassa. Kauppa- ja teollisuusministeriön (2007) mukaan valtioneuvoston on kuitenkin tarkoitus valmistella vuodelle 2008 sähkönsyöttötariffi, jossa sähköyhtiöt velvoitetaan ostamaan biokaasulla tuotettu sähkö ennalta määrättyyn hintaan. Tariffi on yksi keino, jolla valtio pyrkii täyttämään EU:n asettamat 20 % tavoitteet uusiutuvan energian käytöstä vuoteen 2020 mennessä.

5 ERILLISKERÄTTY BIOJÄTE

5.1 Erilliskerätty biojäte jätejakeena

Kaupungistumisen ja jätehuollon yleistymisen seurauksena ihmisille muodostui käytännöksi panna kaikki jätteeksi määrittelemänsä materiaali sekajätteeseen. Kulutuksen kasvaessa kaatopaikkojen jätevuoret kasvoivat nopeasti. Nykyisin tavoitellaan tilannetta, jossa kaatopaikoille ei vietäisi mitään ja että materiaalit voitaisiin uusiokäyttää joko sellaisenaan, uusioraaka-aineena tai vähintään energiaraaka-aineena. Tämän vuoksi jättemateriaaleja on pyritty ryhmittelemään ja nimeään siten, että ne ohjautuisivat erilliskäsittelyissä mahdollisimman oikein ja helposti.

Jätteiden nimeäminen on kuitenkin paikoin vaikeaa. Nimen tulisi toisaalta kuvata jätettä ja toisaalta kertoa mihin käsittelyyn se päätyy. Biojäte on määritelty valtioneuvoston päätöksessä (861/1997) jätteeksi, joka voi hajota aerobisesti tai anaerobisesti. Määritelmä on kuitenkin vajaa, sillä se ei ota kantaa hajoamisnopeuteen, joka on merkittävä tekijä jätteen käsittelytapaa valittaessa. (Laukkanen ym. 2003, 78) Jätehuollon järjestäjät ovat kuitenkin määritelleet asiakkailleen, mitä mikäkin jätetype saa sisältää. Käytännössä biojätteeksi lasketaan usein materiaalit, jotka hajoavat esim. kompostointiprosessissa.

Biojätettä syntyy yhteiskunnan eri osa-alueilla teollisuudessa, maataloudessa ja yhdyskunnissa. Erilliskerätyllä biojätteellä tarkoitetaan kotitalouksien, julkisten

tilojen, kauppaliikkeiden, yritysten ja teollisuuden valmistuksessa syntyviä tai tah-teeksi jääviä kasvi- ja eläinperäisiä jätteitä (Satakierto Oy 2007). Yhteistä näillä kaikilla on se, että niiden sisältö on vaihtelevaa ja ne on eroteltu muista jättejakeista jo syntypaikalla.

Vuonna 2006 suomessa erilliskerättiin 197 000 tonnia biojätettä (Tilastokeskus 2006). Määrän voidaan edelleen olettaa nousevan, sillä tällä hetkellä 70 % kaato-paikoille sijoitettavasta sekajätteestä on biohajoavaa ja samaan aikaan EU:n kaato-paikkadirektiivi (Neuvoston direktiivi 1999/31/EY) edellyttää sen osuuden pienen-tämistä (Tilastokeskus 2005).

5.2 Erilliskerätty biojäte biokaasun raaka-aineena

Kahden viimeisen vuoden tilastojen mukaan erilliskerätystä biojätteestä hyötykäyte-tään yli 80 %. Hyötykäytöstä lähes kaikki on materiaalina hyödyntämistä. Materi-aali hyödynnetään pääosin kompostoinnissa, mutta pieni osa käytetään biokaasu-prosesseissa. (Tilastokeskus 2005; 2006.) Mädättämökäsittely on toistaiseksi ollut vähäistä, sillä erilliskerätty biojäte on hankalampi käsiteltävä kuin moni muu jae kuten jätevesiliete tai lietelanta.

Erityisen hankalaksi mädättämisen tekee erilliskerätyn biojätteen heterogeeninen ja vaihteleva koostumus. Se asettaa haasteita sekä esikäsittelylle että prosessin hallin-nalle. Lisäksi esikäsittelyssä syntyy välppäys- tai seulontajätteitä, joiden käsittely on koettu vaivalloiseksi. Jos erilliskerättyä biojätettä on hyödynnetty biokaasulaitok-sissa, sitä on käytetty yleensä vain pieniä määriä jonkin muun jakeen ohella.

Koska kiinnostus erilliskerätyn biojätteen mädättämistä kohtaan on Suomessa ollut tähän asti vähäistä, myöskään siihen liittyvää tutkimus- ja kehitystyötä ei ole juuri ollut. Muualla Euroopassa myös erilliskerätyn biojätteen mädättämiseen on ryhdyt-ty aiemmin ja siksi siellä on myös tutkittu asiaa enemmän. (De Baere 2005, 187). Siellä saadut tulokset antavat suuntaa, mutta niitä ei voida kuitenkaan aivan suoraan soveltaa Suomen laitoksissa. Tämä johtuu siitä, että erilliskerätyn biojätteen määri-

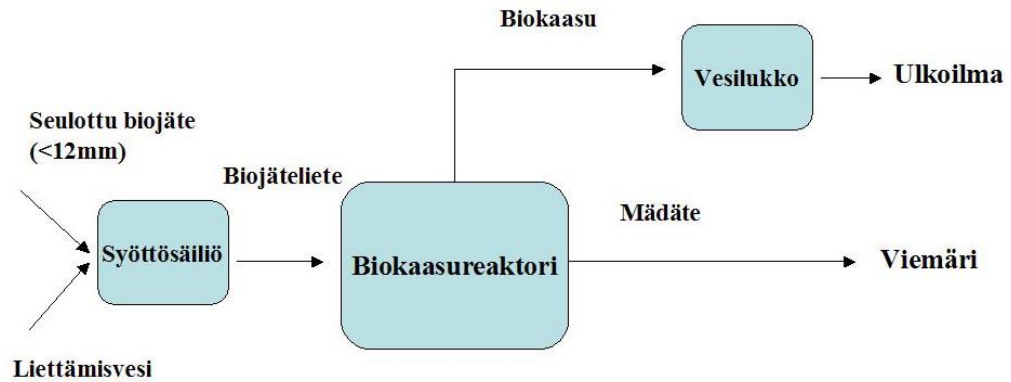
telmät eivät ole yhdenmukaisia. Esim. keskieurooppalaisissa tutkimuksissa erilliskerätty biojäte sisältää puutarhajätteen eli ruohoa, puun oksia yms. (Hartman & Ah-ring 2006, 9). Lisäksi suomalaisten kulutus- ja lajittelutottumukset saattavat olla erilaiset.

Kiinnostus yhä kasvavan erilliskerätyn biojättemäärän mädättämiseen on lisääntynyt myös Suomessa. Erityisesti jätteenkäsittely-yrityksiä kiinnostaa mädätyksen positiivinen energiatase. Nykyisten biokaasun tuottajien kiinnostusta lisää myös se, että erilliskerätyllä biojätteellä kaasuntuottopotentiaali on huomattavasti korkeampi kuin esim. jätevesilietteellä, lietelannalla tai peltobiomassalla (Paavola T. 2007).

6 KOEMÄDÄTYS WATREC OY:N PILOT -REAKTORILLA

6.1 Koelaitteisto

Koelaitteiston (KUVIO 2.) komponentteina käytettiin aiempia kokeita varten valmistettuja pvc -säiliöitä sekä uusia osia, kuten letkuja, liittimiä, venttiilejä ja sähkölaitteita. Prosessia kehitettiin ja optimoitiin ensimmäisten kuukausien aikana useasti. Täyden mittakaavan laitteistosta poiketen pilot -laitteistoa syötettiin periodeissa, koska hitaan ja pienivolyymisen jatkuvatoimisen syötön toteuttaminen koettiin turhan vaativaksi. Prosessi on esitetty kuviossa 1.



KUVIO 1. Prosessin virtauskaavio

Biokaasureaktorin (kohde 1. / KUVIO 2.) tilavuus oli noin 450 litraa (lietetilavuus keskimäärin 330 l). Sen ympärille rakennettiin lattialämmityskaapelista ja termostaattista lämmitysjärjestelmä, joka lisäksi eristettiin 2 cm paksulla solumuovi vaipalla. Prosessia syötettiin syöttösäiliöstä (kohde 2./ KUVIO 2.) lamellipumpun (kohde 3./ KUVIO 2.) avulla. Muulloin kuin syötön aikana pumppu toimi prosessin sekoittimena. Se imi prosessilietettä 60 cm korkeudelta ja pumppasi sen takaisin reaktoriin vastakkaiselta puolelta, 10 cm korkeudelta.

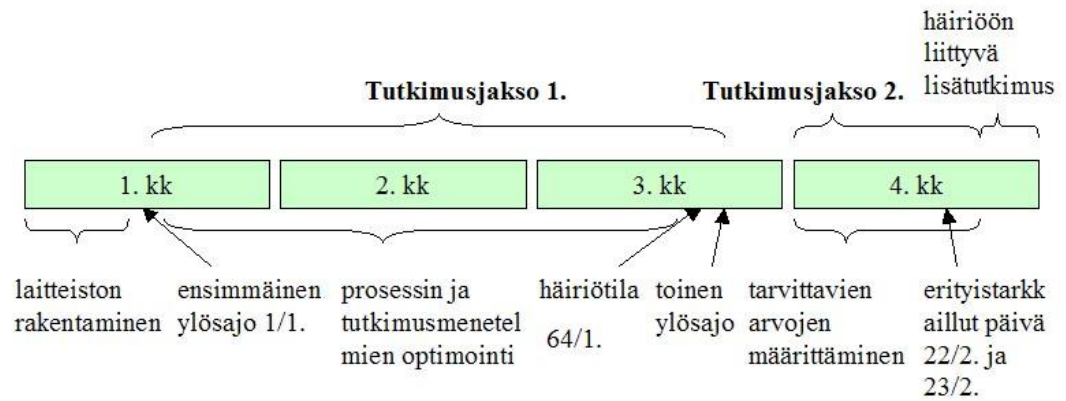
Mädätettä poistettiin reaktorin pohjatasolla olevasta läpiviennistä, josta se johdettiin viemäriin. Hapenpääsy reaktoriin estettiin kannen ja ulosvientien huolellisella tiivistämisellä. Prosessissa syntynyt biokaasu johdettiin ulos vesilukon (kohde 4. / KUVIO 2.) kautta, jotta reaktoriin ei päässyt myöskään sitä kautta ilmaa. Prosessin virtauksia säädeltiin pallo- ja kolmihaaraventtiilien avulla. Pumppua ohjattiin moottorin taajuusmuuttajan avulla. Muita prosessin komponentteja olivat erilaiset mittarit sekä kaasunäytteenottoletku.



KUVIO 2. Watrec pilot -biokaasulaitteisto: 1.biokaasureaktori, 2. syöttösäiliö, 3. syöttö- / sekoituspumppu ja 4. vesilukko

6.2 Koejärjestelyt

Tutkimus jakaantui kahteen tutkimusjaksoon. Ensimmäisen jakson aikana prosessia ja mittausmenetelmiä pyrittiin kehittämään ja optimoimaan. Kaikki tutkimuksen varsinaiset tulokset mitattiin tutkimuksen toisella jaksolla. Tutkimusjaksot jakaantuvat ylösajojen perusteella, joista jälkimmäinen oli ennalta suunnittelematon ja johtui myöhemmin selitettävästä häiriöstä. Tutkimuksen kulku on kuvattu kuviossa 3.



KUVIO 3. Tutkimuksen kulku

Kun laitteisto oli kasattu alustavaan muotoonsa, se koekäytettiin vedellä ja todettiin tiiviiksi. Koeajon käynnistämiseen tarvittava mikrobikanta siirrostettiin syöttämällä reaktoriin 240 litraa Forssan jätevesilaitoksen mädättämön mädätysjäännöstä. Mädätettä laimennettiin lisäämällä reaktoriin 120 litraa vettä. Reaktorissa alkoi muodostua biokaasua ensimmäisten kahden päivän aikana.

Kuuden päivän päästä mikrobien siirrostuksesta reaktoriin syötettiin ensimmäinen biojätelietyepanos. Biojätelietye valmistettiin Watrec Oy:n asiakkaan kompostilaitokselle tuodusta biojätteestä ja vedestä. Biojäte esikäsiteltiin hienontamalla sitä samiossa petkeleellä sekä seulomalla se kahdesti, ensin 25 mm ja toiseksi 12 mm verkolla. Siten partikkeli oli sama, jota käytetään biokaasulaitoksissa, joissa käsitellään muita kuin ihmisravinnoksi tarkoitettuja eläimistä saatavia luokan 3 sivutuotteita (Euroopan neuvoston ja parlamentin asetus EY N:o 1774/2002). Seulomisella pyrittiin lisäksi poistamaan sellaiset fraktiot, kuten muovit, luut, ja metallit, jotka eivät ole biohajoavia ja jotka saattavat aiheuttaa häiriöitä prosessissa. Kuviossa 4. on esitelty esikäsitteilyyn käytetty välineistö sekä biojätettä.



KUVIO 4. Syötteen esikäsitteily

Seulottu biojäte lietettiin vesijohtoveteen siten, että lietteen lopulliseksi kuiva-ainepitoisuudeksi (TS) saataisiin 12 %, sillä olettamuksella että biojätteen TS on 35–40 %. Ensimmäisen kuukauden ajan prosessia syötettiin 20–24 kg biojätelietepanoksella kaksi kertaa viikossa, poikkeavin väliajoin. Voimakkaan kertakuormituksen ja toisaalta substraattien loppumisen aiheuttama prosessin epävakaas pyrittiin korjaamaan. Korjaus tehtiin pienentämällä panoskoko loppukokeeksi noin 10–14 kg ja syöttötaajuus tasoitettiin siten, että viikossa oli viisi peräkkäistä syöttöpäivää ja kaksi peräkkäistä välipäivää. Myöhemmin syöttöpäiväkirjasta laskettuna toisen tutkimusjakson keskimääräinen panos oli 12,76 kg.

Lietteen pumppaukseen käytettiin Börger AL50 kumilamellipumppua. Alun perin oli tarkoitus testata myös sekoitustehon vaikutusta prosessiin, mutta ajan puutteen vuoksi koko loppukokeessa päädyttiin käyttämään 10 Hz taajuutta.

Muodostunut biokaasu johdettiin reaktorin kannessa olevasta läpiviennistä vesilukkoon, jossa sen piti syrjäyttää noin 10 cm korkean vesipatsaan aiheuttama paine. Vesilukkona toimi reaktoria vastaava muovisäiliö. Vesilukosta biokaasu johdettiin ulkoilmaan kannessa olevan läpiviennin kautta.

6.3 Seuratut parametrit

6.3.1 Syöte ja mädäte

Prosessin oleellimmat ominaisuudet ovat: minkälaista materiaalia siihen syötetään ja minkälaista tulee ulos ja millä virtauksella. Biojätelietteen valmistamisessa punnitsemiseen käytettiin henkilövaakaa, jonka tarkkuus oli 0,1 kg. Biojätteen, seulotun biojätteen sekä käytetyn veden määristä pidettiin kirjanpito, johon lisättiin kuvaukset käytetystä biojäte-erästä sekä poikkeuksista, joita liettämisvaiheessa havaittiin, esim. voimakas haju, poikkeuksellinen koostumus jne.

Valmiista lietteestä ja biojätteestä otettiin myös tarpeelliseksi katsottuina kertoina vajaan 100 g näytteet. Näytteenottimena toimi alumiinista ja kuparista valmistettu kauha. Näytteet säilöttiin myöhempää analysointia varten pakastimessa muovisissa talouspakasterasioissa.

Näytteistä analysoitiin neljää muuttujaa: kuiva-ainepitoisuus (TS), hehkutusjäännös (VS), pH ja ammoniumtyppipitoisuus. Kaikkia analyysejä tehtiin sekä kokeen aikana että sen jälkeen. Kokeen aikana saatujen tulosten perusteella ei kuitenkaan muutettu prosessia, vaikka esimerkiksi syötteen TS todettiin paljon silmämääräistä arviota suuremmaksi.

Kuiva-ainepitoisuuden seuraaminen oli oleellista, sillä se on yksi tärkeimmistä ominaisuuksista, jos saatuja tuloksia verrataan muiden tutkimusten tuloksiin tai jos tietoa halutaan soveltaa suunnittelussa. TS mm. määrittää hyvin pitkälti lietteen fyysisen olomuodon ja siten esimerkiksi pumpattavuuden. TS -määrityksissä käy-

tettiin SFS 3008 standardia. Määritysastioina käytettiin sekä kertakäyttöisiä alumiinikuppeja sekä keraamisia 50 ml upokkaita. Kuivaukseen käytettiin lämpökaappia. Määrityksissä käytetty näytekooko oli 1 gramma ja lisäksi muutamasta näytteestä tehtiin rinnakkaiset 5 ja 8 gramman määritykset.

Keraamisissa upokkaissa tehdyistä TS määrityksistä jatkettiin VS määritykset hehkuttamalla niitä hehkutusuunissa. Myös VS määritykset tehtiin edellä mainitun standardin mukaan. VS eli hehkutushäviö vastaa lietteen orgaanisen aineen pitoisuutta. VS pitoisuuden aleneminen eli orgaanisen aineen hajoaminen prosessissa on tärkein parametri mädätysprosessin toimivuutta tarkkailtaessa.

Myös ammoniumtyypen pitoisuutta seurattiin, koska se kuvaa prosessin hajotustoimintaa. Parhaimman kuvan saamiseksi ammoniumtyypen määrää verrattaisiin kokonaistyyppipitoisuuteen, mutta koska kokonaistyyppianalyysi todettiin turhan vaativaksi, vain syötteen ja mädätteen ammoniumpitoisuutta seurattiin. Karkea määrittäminen tehtiin VWR ammoniumtyypitestikitin avulla. Testikitin määrittämisväli oli 0-400 mg/kg, joka oli liian alhainen sekä biojätelietteelle että mädätteelle. Tästä syystä määrityksissä syötettä laimennettiin veteen massasuhtein 1:10 ja mädätettä 1:20, jolloin määrittäminen ylärajoiksi saatiin 4 g/kg ja 8 g/kg.

pH mitattiin näytteistä ammoniummääritysten yhteydessä IQ 150 kenttämittarilla, jossa oli erityisesti kiinteiden ja liettämisten näytteiden analysointiin tarkoitettu PH77-SS elektrodi. pH:n muutoksista syötteenä voidaan tarkkailla esim. saapuvan biojätteen tasalaatuisuutta ja toisaalta mädätteestä reaktorissa vallitsevia olosuhteita.

6.3.2 Muodostunut biokaasu

Biokaasulaitoksen tulot koostuvat pääosin vastaanotetun jätteen vastaanottomaksuista sekä sähköksi ja lämmöksi muutettavasta biokaasusta. Siksi on oleellista tutkia erilliskerätystä biojätteestä, kuinka paljon se voi tuottaa biokaasua ja minkä laatuista se on.

Kaasuvirtauksen mittaamiseksi oli tarkoitus rakentaa on-line -mittausjärjestelmä, jolloin data olisi tallentunut sähköiseen muotoon ympäri vuorokauden. Järjestelmään suunnitellun automaation toteutus kuitenkin viivästyi siinä määrin, että datan kirjaus päätettiin tehdä käsin. Mittausarvot saatiin vesilukon päälle asennetusta rotametrista, jonka läpi kaikki muodostunut biokaasu johdettiin ulkoilmaan.

Biokaasun laadun tärkein ominaisuus on metaanipitoisuus. Metaanipitoisuutta tarkkailtiin Geotechnical Instruments GA 45 -monikaasumittarilla. Mittarilla pysytettiin tarkkailemaan myös hiilidioksidipitoisuutta sekä mahdollista hapen pitoisuutta. Kaasunäyte imettiin reaktorin päällä sijainneesta läpiviennistä.

Biokaasun laatuun vaikuttaa myös se, mitä muita yhdisteitä kaasu sisältää ja minkälaisia määriä. Ennen kaikkea seurattiin rikkiyhdisteiden pitoisuuksia, sillä ne ovat haitallisia kaikissa biokaasun hyödyntämissovellutuksissa. Toinen syy kaasun pieni-pitoisten yhdisteiden seurannalle oli se, että voitiin tarkkailla indikoiko jokin yhdiste joko prosessin tilaa tai siihen syötetyn materiaalin ominaisuuksia. Kaasunäytteet otettiin samasta venttiilistä kuin monikaasumittarin näytteet. Näytteet analysoitiin Photovavac Voyager GC-PID kenttäkromatografilla, jota ohjattiin SiteCharth tietokoneohjelmalla.

6.3.3 Prosessin tilan indikaattorit

Kaasukromatografimittauksin pyrittiin selvittämään biokaasun laadun lisäksi myös ilmentävätkö jotkin biokaasun sisältämät kaasut – muutkin kuin metaani – prosessin tilaa tai sen muutoksia. Samoja asioita tarkasteltiin myös sedimentaatiokokeilla. Niissä seurattiin poistetun mädätteen sedimentaationopeuden muutoksia ja verrattiin niitä muihin prosessista tehtyihin havaintoihin. Sedimentaatiomittaus tehtiin 200 cm korkeassa läpinäkyvässä akryyliputkessa, jonka tilavuus oli 22 litraa (kuva liitteessä 1).

6.3.4 Prosessin tekniset ominaisuudet

Biologiseen prosessin liittyy myös oleellisesti mikrobien fysikaalinen ympäristö. Täyden mittakaavan laitokset suunnitellaan Suomessa lähes poikkeuksetta mesofiiliseksi. Myös pilot -laitteistossa reaktorin lämpötilaksi pyrittiin säätämään 35–39 °C. Lämpötilaa tarkkailtiin sekoitusletkuun asennetulla lämpömittarilla.

Toinen mikrobien ympäristön merkittävä ominaisuus on substraattien eli ravinnon saatavuus. Substraattien saatavuutta pyrittiin parantamaan sekoituksen avulla. Reaktorissa sekoitettiin pumppaamalla lietettä edestakaisin. Pumppauksen voimakkuutta ja sen kuluttamaa energiaa voitiin tarkkailla pumpun moottoria ohjaavan taajuusmuuttajan ohjauspaneelista. Lukemat kirjattiin satunnaisin väliajoin käsin ylös. Toisaalta pumppaus aiheuttaa lietettä kierrättävissä putkissa painetta ja turbulensseja, jotka saattavat liian voimakkaina olla haitallisia mikrobeille. Putkiston painetta tarkkailtiin pumpun syöttöpuolen ja reaktorin väliin asennetun painemittarin avulla.

Tutkimusta suunniteltaessa harkittiin myös sekoituksen voimakkuuden vaikutuksen tutkimista, mutta aie hylättiin koska se olisi vaatinut huomattavasti lisääaikaa. Tämän vuoksi laitteiston optimointivaiheessa päädyttiin pitämään pumpun pyörimisnopeus vakiona 10 Hz. Pumpun valmistajalta löytyi taajuus – virtauskaaviota vain vedelle. Tästä syystä lietteen sekoitukseen käytetty virtaus mitattiin käsin.

$$\text{virtaus} = \frac{100 \text{ l}}{3 \text{ min } 55 \text{ s}} \approx 25,2 \text{ l/min}$$

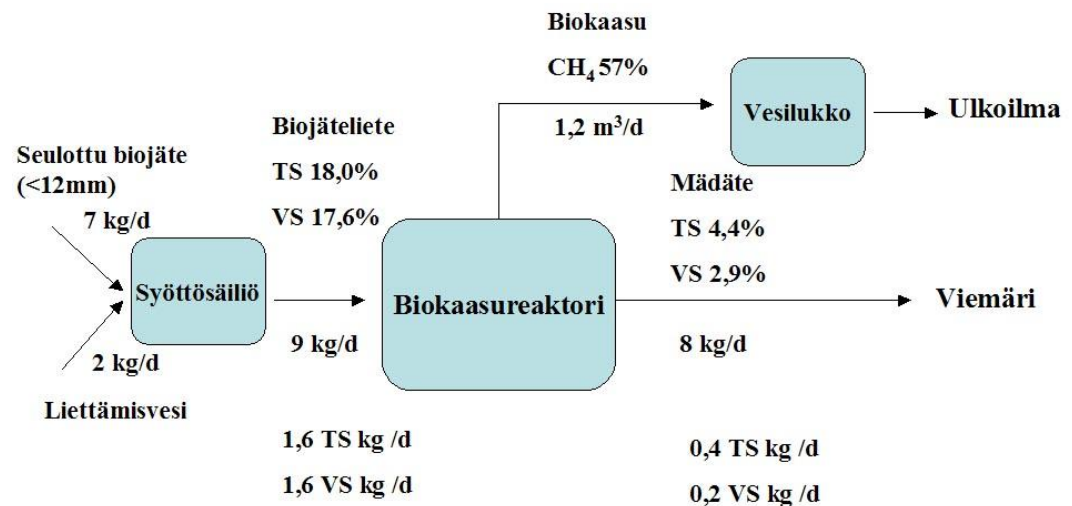
$$\text{reaktorin sekoitus-} \\ \text{tuminen} = \frac{330 \text{ l}}{25,2 \text{ l/min}} \approx 13 \text{ min}$$

Mittauksen perusteella voidaan todeta, että periaatteessa reaktori sekoittuu 4 kertaa tunnissa. Sekoituksen virtaukset (lähtö ja paluu) kulkivat kuitenkin suhteellisen läheltä toisiaan, jolloin sekoituksen todellinen teho on teoreettista alhaisempi. Siitä huolimatta sekoitus oli voimakas verrattuna tyypillisiin täydenmittakaavan reaktoreihin.

7 TULOKSET JA TULOSTEN TULKINTA

7.1 Massatase

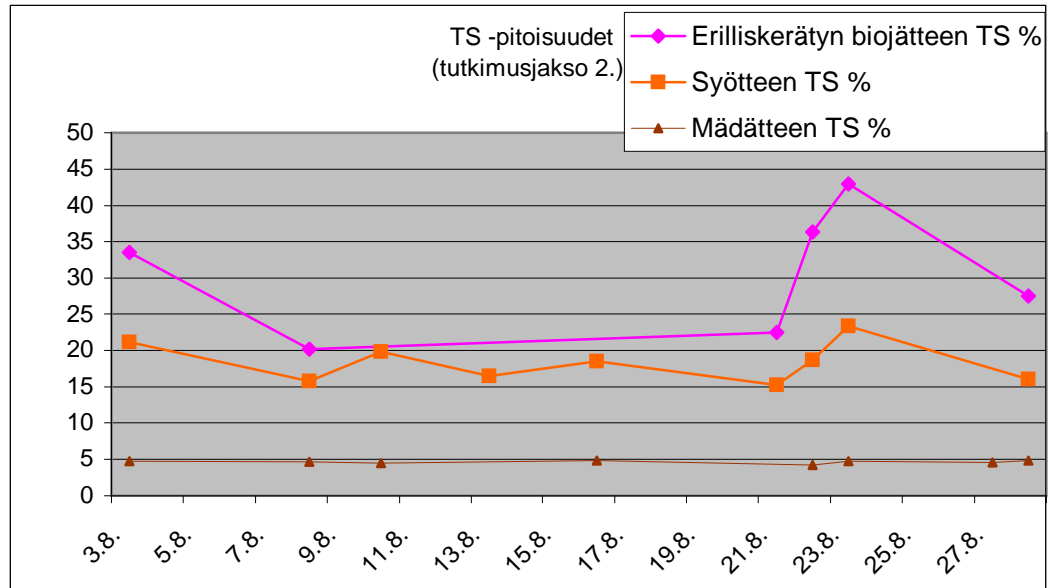
Tavoite oli, että systeemiin sisään menevä syötte prosessoituu ja tulee ulos mahdollisimman hyvin hajonneena mädätteenä sekä biokaasuna. Tutkimuksessa käytetty pilot -prosessi toimi toivotulla tavalla. Massan prosessoitumista tarkkailtiin syötteen ja mädätteen TS-, VS- ja ammoniumtyppianalyysien avulla. Biokaasun muodostumista on käsitelty tarkemmin kappaleessa 7.2 Kaasuntuottopotentiaali. Aineen kulku prosessissa on kuvattu kuviossa 5.



KUVIO 5. Massavirta prosessissa (Arvoina on käytetty toisen tutkimusjakson keskiarvoja.)

Liettämisvaiheessa ei ollut määritysmenetelmien hitauden vuoksi mahdollista tarkistaa lietteen kuiva-ainepitoisuutta välittömästi. Myöhemmin tehdyissä analyyseissa havaittiin, että syötte oli liettämisvaiheessa arvioitu huomattavasti kosteammaksi kuin TS 12 %, joka oli etukäteen suunniteltu pitoisuus. Biojätelietteen TS vaihteli keskimäärin 15 ja 25 % välillä. Vaihtelu johtui todennäköisesti siitä, että silmämääräinen arviointi oli vaikeaa eikä liettämiseen käytettyä vesimäärää voinut vakioida,

koska myös erilliskerätyn biojätteen TS vaihteli 20 %:a jopa yli 40 %:iin. Lisäksi liettäminen piti tehdä joka päivä erikseen, koska haluttiin varmistaa, että biojäteliete on aina yhtä tuoretta eikä ole ehtinyt muuntua seistessään. Biojätteen ja siitä valmistetun syötteen TS -pitoisuuksien vaihtelua on havainnollistettu kuviossa 6.



KUVIO 6. TS -pitoisuudet toisella tutkimusjaksolla

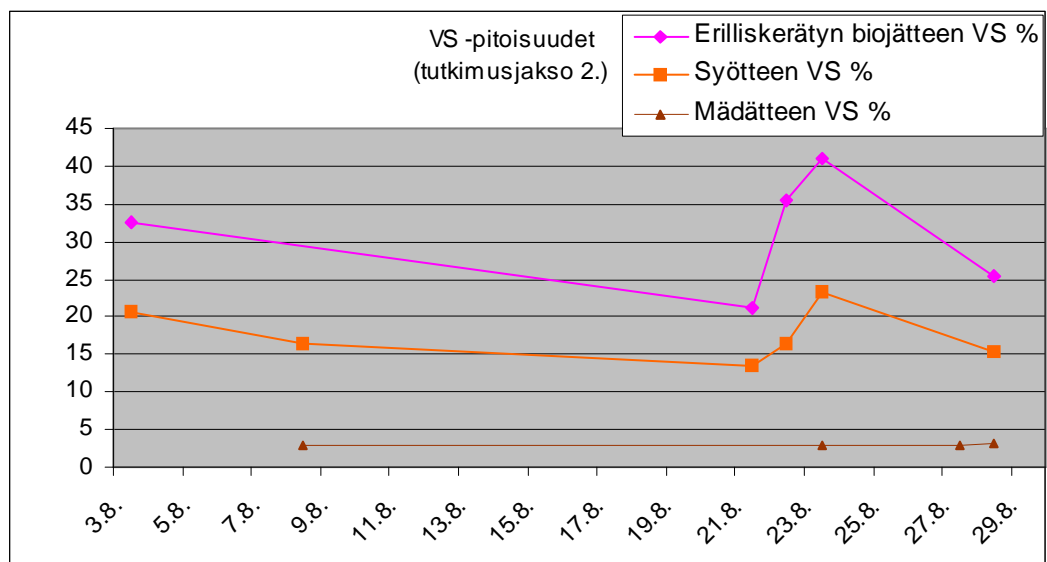
Reaktoria syötettiin tutkimuksen toisella jaksolla viitenä peräkkäisenä päivänä, joita seurasi kahden päivän tauko. Syötetyt panokset olivat keskimäärin 12,8 kg (hajonta 1,9 kg). Kun viiden päivän panokset jaetaan seitsemälle päivälle, tulee syötöksi 9,1 kg/d. Jakson aikana (23d) syötettiin yhteensä 191,4 kg syötettä jolloin viipymäksi tulee 40d. Viipymä on laskettu kaavan 3. mukaisesti.

Kaava 3.

$$\text{viipymä} = \frac{\text{reaktorin lietteen massa}}{\frac{\text{syötetty syöte}}{\text{aika}}}$$

$$\begin{aligned} \text{viipymä tutkimuksen} &= \frac{330 \text{ kg}}{\frac{191,4 \text{ kg}}{23 \text{ d}}} \approx 39,7 \text{ d} \\ \text{toisella jaksolla (1–24/2.)} & \end{aligned}$$

Kuten syötteen TS myös VS oli oletettua korkeampi (tutkimusjakson 2. keskiarvo 17,6 %). Reaktoriin syötettiin noin 1,6 kg VS päivässä, joka on kuormituksena 4,9 kg VS/m³/d. Kaasuntuoton seuranta kuitenkin osoitti, että hajotustoiminnan aktiivisuus oli vähäistä kahden välipäivän aikana. Sen perusteella kuormitusta tulee tarkastella myös viiden syöttöpäivän sisäisin arvoin. VS -pitoisuuksia tutkimuksen toiselta jaksolta on esitetty kuviossa 7.



KUVIO 7. VS -pitoisuudet toisella tutkimusjaksolla

Jos päivittäisiä syöttöjä ei jaeta koko viikolle, syöttömäärä on suoraan $12,8 \pm 1,9$ kg. Tällöin orgaanisen aineksen kokonaissyötöksi tulee 2,2 kg VS/d ja kuormitukseksi 6,8 kg VS/m³/d. Siten voidaan todeta, että pilot -reaktorin syöttöjakson aikainen kuormitus oli erittäin korkea (Hartman & Ahring 2006, 11–13).

Reaktorista poistettiin mädätettä aina pienempi määrä kuin syötettä syötettiin. Eroa tarkkailtiin vain tyhjennysten yhteydessä poistomädätteen tilavuusmittauksin. Ero johtui siitä, että osa syötetystä massasta poistui prosessista biokaasuna ja etenkin biokaasun mukana vesihöyryä. Karkeasti arvioituna prosessista poistui kaasuna ja höyryä noin 1 kg päivässä.

7.2 Kaasuntuottopotentiali

7.2.1 Pitkän ajanjakson kaasuntuotto

Sen lisäksi, että tutkimuksessa haluttiin selvittää, miten erilliskerätty biojäte käytäytyy anaerobisessa prosessissa, haluttiin tutkia paljonko kyseinen materiaali voi tuottaa biokaasua. Koska automaattista mittausjärjestelmää ei ehditty rakentaa, mittaustuloksia ei saatu kuin kahdeksan tunnin ajalta syöttöpäivää kohden. Syöttö tapahtui mittausjakson alkupuolella, jolloin pääosa mittaustuloksista oli ajalta, jolloin syötön aiheuttamat häiriövaikutukset olivat lakanneet ja kaasuntuotto oli saavuttanut tasaisen laskutilan. Siten mittausjaksosta saadun datan analysointiin voitiin käyttää menetelmää, jossa mittausvälien tuotto laskettiin integroinnilla, jossa peräkkäisten mittauspisteiden keskiarvo kerrottiin niiden väliin jäävällä ajalla. Tällöin koko toisen tutkimusjakson aikana (23 päivää) muodostui 28,2 m³ biokaasua, joka on n. 1,2 m³ päivää kohti. Aikajakson keskimääräinen metaanipitoisuus oli hyvä (57 %). Hiilidioksidin osuus oli 40,4 %. Reaktorin biokaasun tuottotaso oli 3,7 m³/m³ d eli suhteutettuna reaktorin nestetilavuuteen laitteisto tuotti päivässä 3,7 kertaa oman tilavuutensa verran biokaasua. Tutkimuksen koko toisen jakson tulokset on taulukoitu taulukkoon 1.

TAULUKKO 1. Toisen tutkimusjakson syöttö- ja biokaasuntuottoarvot

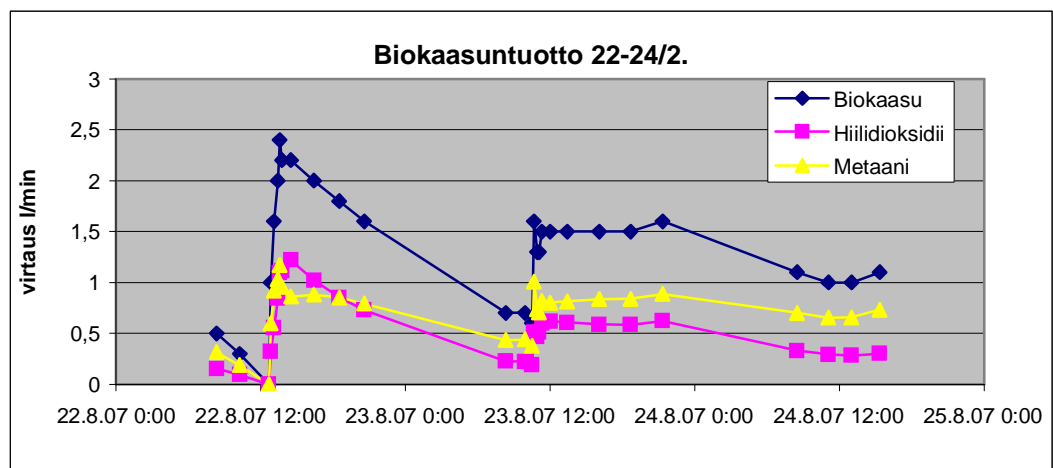
toinen tutkimusjakso (päivät 1-24)	
Syötetty syöte (kg)	191,40
Keskimääräinen syöttöpanos (kg)	12,76
Syötetty biojäte (kg)	131,4
Syötetty VS (kg)	33,7
Kuormitus (kg VS/m ³ /d)	4,85
Tuotettu biokaasu (m ³)	28,176
CH ₄ %	57
Tuottotaso (m ³ /m ³ /d)	3,70
Saanto (m ³ /kg VS _(syötetty))	0,54
Saanto (CH ₄ m ³ / kg VS _(syötetty))	0,31
Saanto (m ³ / kg TS _(syötetty))	0,53
Saanto (CH ₄ m ³ / kg TS _(syötetty))	0,30
Saanto (m ³ /kg biojätettä)	0,22
Saanto (CH ₄ m ³ /kg biojätettä)	0,12
Viipymä (d)	40
VS -reduktio (%)	83,3

7.2.2 Lyhyiden tarkastelujaksojen kaasuntuotto

Tuottotason arvo on koko aikajaksolta mitattuna verrattain matala, koska prosessia ei syötetty joka päivä. Lisäksi tulosten tarkkuutta heikentää se, että välipäivien aikana tuottoa ei mitattu. Siksi tehtiin erillinen tarkkailujakso, jossa keskityttiin vain päiviin joina prosessia syötettiin. Erityistarkkailujaksoksi valittiin kaksi päivää yhden syöttöjakson lopusta (toisen tutkimusjakson päivät 22 ja 23). Erityistarkkailujen päivien mittausjaksoa pidennettiin kahdeksasta kolmeentoista tuntiin. Poikkeuksellisesti myös syöttöpäiviä seuranneen välipäivän arvot kirjattiin. Erityistarkkailujen päivien syötteiden esikäsittely ja mittaus pyrittiin tekemään mahdollisimman yhdenmukaisesti. Syötteiden kokonaismassat ja niihin käytetyt biojättemäärät olivat

yhdenmukaiset, mutta silmämääräisesti arvioituna ensimmäisen päivän biojäte oli suurimmaksi osaksi kasviksia ja toisen päivän lihaa ja kalaa. Myöhemmin tehdyissä analyyseissä havaittiin lisäksi että biojätelietteiden TS ja VS pitoisuudet erosivat huomattavasti toisistaan (22/2. TS: 17,5 %; VS: 16,3 % ja 23/2. TS: 24,5 %; VS: 23,3 %).

Tarkasteltaessa kaasuntuoton kuvaajaa (KUVIO 8) havaitaan, että prosessi käyttäytyi eri päivinä hyvin erilaisesti. Vaikka ensimmäisen päivän kuorma oli pienempi, kaasuntuotto voimistui syötön jälkeen huomattavasti nopeammin ja kaasuvirtaus oli tuolloin paljon suurempi (>2,0 l/min). Alle tunnissa saavutetun huipun jälkeen tuotto alkoi kuitenkin laskea lineaarisesti aina seuraavan päivän syöttöön asti, jolloin kaasuvirtaus oli enää 0,6 l/min. Toisen päivän kohdalla virtauskuvaaja nousee vain 1,5 litran tasalle ja pysyy samalla tasolla aina viimeisiin päivän mittauksiin asti eli seuraavien yhdentoista tunnin ajan. Seuraavana päivänä virtaus on 1,0 l tasolla ja laskee kuvaajan mukaan hyvin hitaasti.



KUVIO 8. Erityistarkkailtujen päivien biokaasun tuotonkuvaajat

Erityistarkkailtujen päivien tulokset on esitetty taulukossa 2. Ensimmäisen päivän tulokset ovat sellaisenaan uskottavia. Biokaasun tuoton kuvaajan (KUVIO 8) tar-

kastelussa tehdyt havainnot kuitenkin tekevät jälkimmäisen päivän (23/2.) biojätteen ja VS kuormaan suhteutetuista kaasuntuottolaskelmista epäluotettavat. Mitatut arvot ovat pienemmät kuin mitä todelliset arvot olivat. Vääristymä johtuu siitä, että prosessi ei ole ehtinyt kuluttaa läheskään kaikkia substraatteja laskelmasa käytetyssä ajassa toisin kuin 22/2. Kuten taulukosta 2. voidaan huomata kuormitus jälkimmäisenä päivänä oli ollut huomattavasti voimakkaampi. Tuotto olisi voitu periaatteessa määrittää myös pidemmältä ajalta, koska reaktoriin ei lisätty syötettä seuraavina kahtena päivänä. Laskelmaa ei kuitenkaan tehty, koska kaasuntuotto jatkui voimakkaana vielä ensimmäisen välipäivän jälkeenkin eikä toiselta välipäivältä ollut mittausdataa.

Jos erityistarkkailupäivien tuloksia tarkastellaan prosessin toimivuuden kannalta, prosessi toimi erittäin hyvin. Metaanipitoisuus oli 22/2. vain kohtalainen, mutta toisena päivänä, jolloin syötön aiheuttama häiriö oli lievempi, pitoisuuskeskiarvo oli hyvä (57 %).

TAULUKKO 2. Erityistarkkailujen päivien syöttöarvot ja biokaasuntuottotulokset

Erityistarkkaillut päivät	22/2.	23/2.
Syötetty biojäte (kg)	9,70	9,60
Syötetty VS (kg)	2,43	3,40
Kuormitus (kg VS/m ³ /d)	7,36	10,29
Tuotettu biokaasu (m ³)	1,774	1,968
CH ₄ (%)	50	57
Tuottotaso (m ³ /m ³ /d)	5,55	6,15
Saanto (m ³ /kg VS _(syötetty))	0,73	0,58
Saanto (CH ₄ m ³ / kg VS _(syötetty))	0,36	0,33
Saanto (m ³ / kg TS _(syötetty))	0,69	0,55
Saanto (CH ₄ m ³ / kg TS _(syötetty))	0,34	0,32
Saanto (m ³ /kg biojätettä)	0,18	0,21
Saanto (CH ₄ m ³ /kg biojätettä)	0,09	0,12

Verrattaessa koko toisen tutkimusjakson laskelmia ja kahden erityistarkkailun päivän laskelmia, tulokset olivat pääosin yhteneviä. Eroavaisuudet erityistarkkailtujen päivien välillä tarkasteltiin jo aiemmin, mutta myös eri laskelmamenetelmien välillä oli joitakin eroja. Tuottotaso oli pitkän periodin mittauksessa paljon huonompi. Tämä johtui syötön välipäivistä, joiden vuoksi kuormitus laski huomattavasti. Lisäksi erityistarkkailtujen päivien kuormitukset olivat korkeammat, koska niiden syöttöpanokset olivat koko tutkimusjakson keskiarvoa suuremmat.

Metaanipitoisuudesta tarkimman arvon antaa koko tutkimusjakson mittausta. Jos arvossa on epätarkkuutta, saatu arvo on todennäköisesti todellista pienempi. Näin siksi, koska vähiten mittausarvoja oli öiden ja syötön välipäivien aikaan, jolloin prosessin tila oli parhaiten toipunut syötön aiheuttamasta stressistä ja siten myös metaanin tuotto oli parhaimmillaan. Siten voidaan sanoa, että tuotetun biokaasun metaanipitoisuus oli vähintään 57 %.

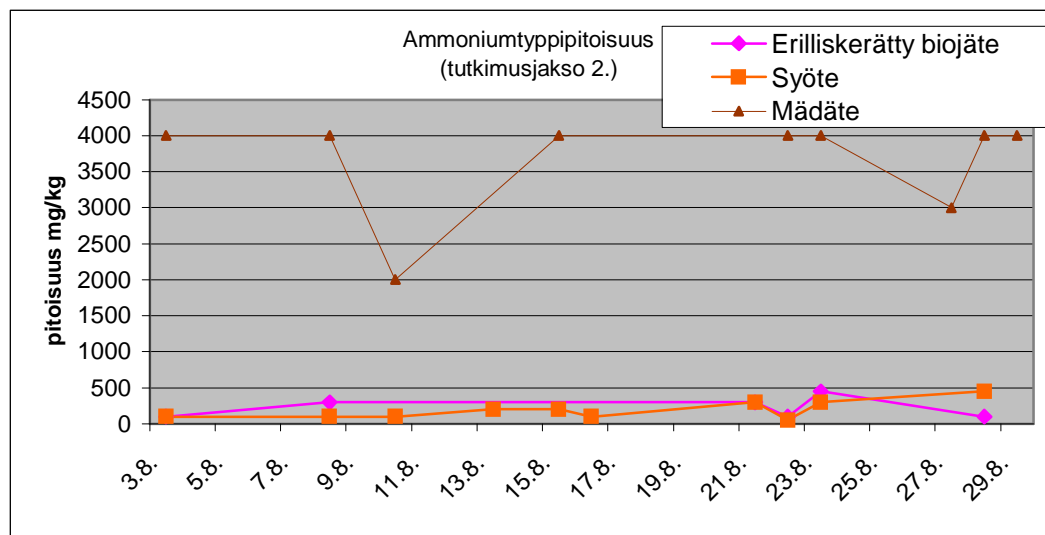
Orgaaniseen kuormaan suhteutettu saanto kaikkien kolmen tuloksen keskiarvona oli $0,62 \text{ m}^3/\text{kg VS}$. Tässäkin on huomioitava se, että arvo olisi voinut olla suurempi, jos toisen erityistarkkaillun päivän substraatin kulutus olisi ehtinyt loppuun asti. Sama huomio koskee myös biojättekiloon suhteutettua saantoa. Sen kaikkien kolmen tuloksen keskiarvoksi tuli $0,20 \text{ m}^3/\text{kg}$ biojätettä.

7.3 Mineralisoituminen

Toisen tutkimusjakson (23d) syötteen VS -pitoisuuden keskiarvo oli 17,6 %. Mädätteellä vastaava arvo oli 2,9 %. Siten VS -reduktioksi saatiin 83,3 %. Siten voidaan todeta, että prosessi hajotti orgaanista ainetta erinomaisen hyvin (Hartman & Ahring 2006, 11–13). Toinen tapa mineralisoitumisen tarkastelussa oli ammoniumtyppipitoisuuden mittaukset syöttestä ja mädätteestä. Jos prosessi toimii hyvin, reaktorissa tapahtuu ammonifikaatio, jossa tyyppiä sisältävät eloperäiset yhdisteet

kuten aminohapot hajoavat siten, että jäljelle jää ammoniumtyyppiä (Laukkanen ym. 2003, 133).

Ammoniumtyyppipitoisuustuloksissa oli havaittavissa selkeä ero syöte- ja mädäntäytteiden välillä. Sekä biojätteen että siitä valmistetun lietteen pitoisuudet vaihtelivat sadan ja viidensadan mg/kg välillä. Mädätteen pitoisuus puolestaan oli lähes poikkeuksetta 3000–4000 mg/kg. Menetelmänä käytetty testikitti oli karkea ja siksi osasta näytteistä teetettiin ulkopuolisella tutkimuslaboratoriolla rinnakkaisanalyysit. Rinnakkaisista tuloksista lisää kohdassa 7.4 Tulosten luotettavuus. Omien analyysien tulokset on esitetty kuviossa 9.



KUVIO 9. Ammoniumtyypin pitoisuudet toisella tutkimusjaksolla

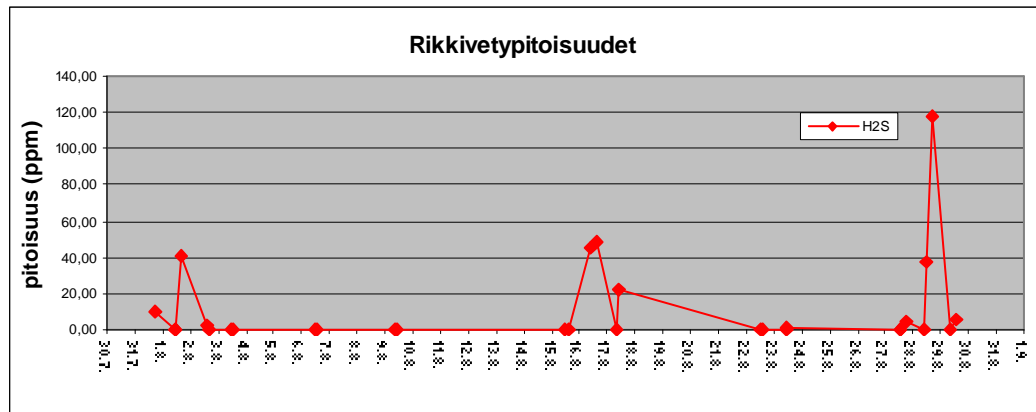
7.3 Prosessin tilan indikaattorit

7.3.1 Biokaasun sisältämät muut yhdisteet

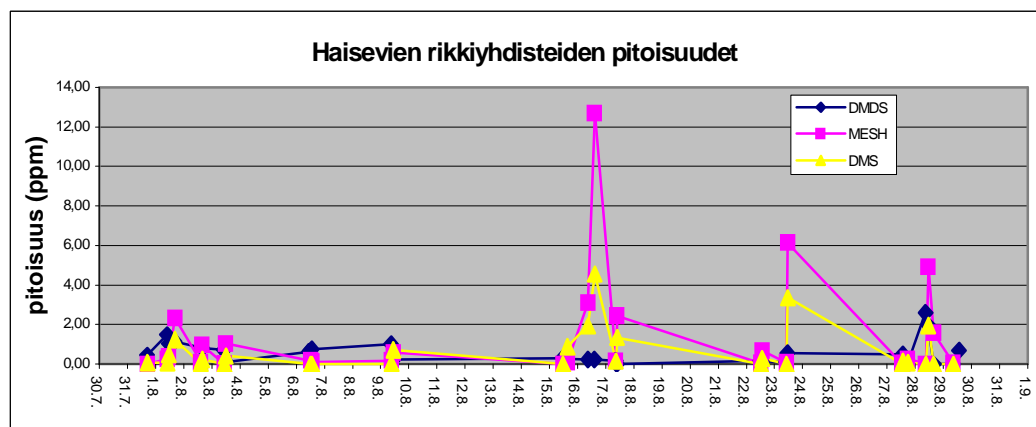
Kromatografimittaustulosten käsittelyyn käytettiin laitteen omaa tietokone SiteChart -ohjelmaa ja siinä alun perin kompositutkimuksiin laadittua yhdistekirjastoa. Kirjasto ei sisältänyt kaikkia laitteen havaitsemia yhdisteitä ja siksi muutamia biokaasun sisältämiä yhdisteitä jäi identifioimatta. Oleellista oli kuitenkin se, että tärkeimmät rikkiyhdisteet pystyttiin mittaamaan.

Rikkiyhdisteiden pitoisuudet tutkimuksen toisessa jaksossa osoittautuivat kaikki verrattain alhaisiksi. Erityisen merkittävä rikkiyhdiste biokaasun jatkokäsittelyn kannalta on rikkivety (H_2S). Rikkivedyn pitoisuudet esim. Biovakan Vehmaan laitoksella ennen rikinpoistokäsittelyä ovat keskimäärin 150 ppm luokkaa ja kohoavat toisinaan jopa useiden tuhansien ppm:n pitoisuuksiin. Kooreaktorista saadussa biokaasussa tutkimuksen toisessa jaksossa H_2S - pitoisuuden keskiarvo oli 11 ppm ja se kohosi yli 20 ppm:n vain muutamia kertoja ja oli maksimissaan 118 ppm. Tällöin rikkivetyä voidaan todeta syntyneen vähemmän kuin mitä on täydenmittakaavan laitoksessa jo puhdistetussa kaasussa (KUVIO 10.).

Myös muiden tavallisimpien haisevien rikkiyhdisteiden pitoisuudet olivat matalia. Kaikkien kolmen, metyylimerkaptaanin (MESH), dimetyylidisulfaatin (DMS) ja dimetyylidisulfaatin (DMDS), pitoisuudet pysyivät lähes poikkeuksetta 0-3 ppm välillä. Pitoisuudet ylittävät hajukynnyksen, mutta eivät kuitenkaan ole haitallisia biokaasun polttoainekäytön kannalta. Rikkiyhdisteiden pitoisuusvaihtelua on kuvattu kuviossa 11.



KUVIO 10. Rikkivety -pitoisuudet toisella tutkimusjaksolla ja ensimmäisen jakson lopulla



KUVIO 11. Rikkijhdisteiden pitoisuudet toisella tutkimusjaksolla ja ensimmäisen jakson lopulla

Muita yhdisteitä, joita tutkimuksessa tarkkailtiin, olivat metyylietyyliketoni (MEK) ja etanoli. Jälkimmäistä tarkkailtiin, koska haluttiin varmistua, ettei prosessissa

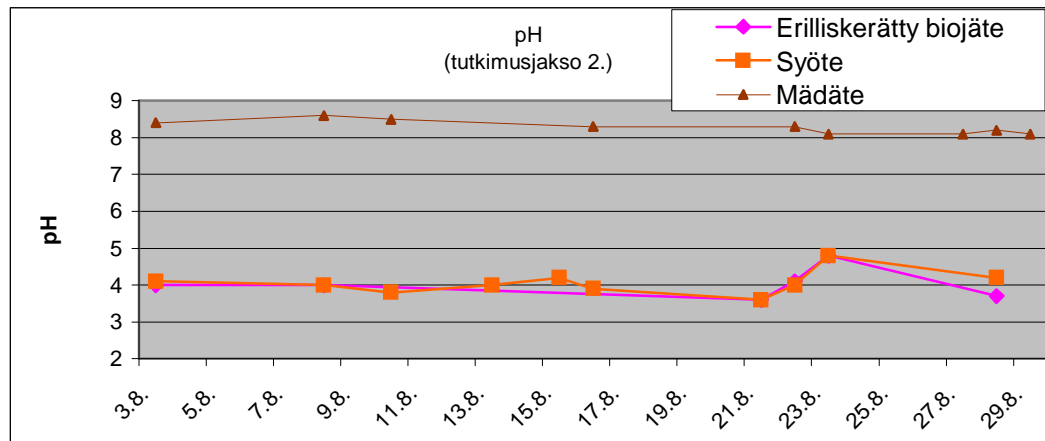
tapahtunut käymistä. Etanolipitoisuus oli luokkaa 20 ppm ja maksimissaankin vain 70 ppm. Reaktorissa ei siis ollut käymisreaktiota.

MEK:a puolestaan tarkasteltiin, koska sen on havaittu indikoivan kompostoinnissa anaerobista hajoamista. Tutkimuksen ensimmäisessä jaksossa sen pitoisuudet olivat välillä 20–40 ppm ja putosivat äkillisesti (5ppm) prosessissa tapahtuneen häiriön aikana. Ilmiön pohjalta pohdittiin voisiko MEK indikoida prosessin tilaa näin suoraa, mutta hypoteesi osoittautui vääräksi tutkimuksen toisella jaksolla, jolla MEK - pitoisuus asettui normaalitilassakin tasolle 4 ± 2 ppm.

7.3.2 Reaktorin ja syötteen pH

Normaalitilassa sekä biojätteen ja siitä tehdyn syötteen että reaktorin sisältämän mädätteen pH -arvot pysyivät tasaisesti tietyllä tasolla. Kaikilla keskihajonnat olivat alle yhden. Biojäte ja syöte olivat molemmat hieman happamia, biojäte keskimäärin 4,2 ja biojäteliete 4,3.

Reaktorissa pH oli erittäin korkea mädätysolosuhteeksi. Keskimäärin pH oli 8,2, mutta ylsi usein jopa 8,5 -tasoon, joka on anaerobiselle hajotusketjulle ääriolosuhde. Tutkimuksessa ei tehty C/N -määrityksiä, mutta ammoniumtyyppi määritysten perusteella voidaan päätellä, että reaktoriin syötettiin paljon typpeä. Silmämääräisesti tarkasteltuna vastaanotettu biojäte sisälsi usein paljon lihaa tai kalaa, jotka tunnetusti sisältävät paljon typpeä. Siten voidaan päätellä, että hajotustoiminnassa on saattanut syntyä tavanomaista enemmän ammoniakkia ja se saattaa olla syynä poikkeuksellisen korkeaan pH -tasoon. Tutkimuksen toisen jakson pH kuvaajat on esitetty kuviossa 12.



KUVIO 12. Erilliskerätyn biojätteen, syöteen ja mädätteen pH vaihtelut toisella tutkimusjaksolla

7.3.3 Mädätteen sedimentoituminen

Sedimentaatiomittauksia ei tehty kuin yksi. Mittausta ei toistettu koska ensimmäinen koe osoitti, ettei mädätteessä tapahtunut silmämääräistä sedimentoitumista lainkaan. Päivän putkessa seisesta mädätteestä otettiin kuitenkin näytteet kuudelta eri korkeudelta, joista toiseksi ylimmäisestä ja toiseksi alimmaisesta näytteistä määritettiin kuiva-ainepitoisuudet. Tutkitun mädätteen TS ennen mittausta oli 3,3 %. Sedimentaatioputkesta otetuista näytteistä alemmassa pitoisuus oli 3,6 % ja ylemmässä 2,2 %. Ero on merkityksetön sillä reaktorista poistetun mädätteen TS -pitoisuudetkin vaihtelivat enemmän.

Näytteiden säilönnän yhteydessä tehtiin kuitenkin odottamaton havainto. Pakastetussa mädätteessä oli fysiologinen ero verrattuna pakastamattomaan mädätteeseen. Pakastamaton oli tasaisen mustaa ja läpinäkymätöntä lietettä, mutta pakastettu näyte oli rusehtavan kirkasta ja siinä oli mustia kiinteitä 0–1,5 mm halkaisijaltaan olevia partikkeleja. Pakastetulla mädätteellä ei tehty varsinaisesti sedimentaatiomittauksia, mutta mittalasisissa näytteen kiinteät partikkelit laskeutuivat nopeasti pohjaan. Myös pakastamaton näyte muodosti partikkeleja, kun siihen lisättiin väkevää rikkihappoa. Partikkelinmuodostusta ja niiden sedimentoitumista ei tutkittu enempää, koska se ei kuulunut tutkimussuunnitelmaan eikä sille ollut varattu aikaa.

7.4 Häiriötila

Tutkimuksen aikana prosessissa tapahtui myös ei-tarkoituksellisia ilmiöitä. Reaktoriin syötettiin silmämääräisesti arvioituna huomattavan rasvapitoista syötettä, jolloin prosessin tila muuttui odottamattomin seurauksin. Häiriön aikana reaktorin sisältämä liete turposi. Sen ulkonäkö oli muuttunut hieman puuromaiseksi ja se oli täynnä noin millimetrin kymmenyksen halkaisijaltaan olevia kuplia. Turpoaminen tapahtui syötön välipäivien aikana, jolloin reaktoria ei myöskään tarkkailtu. Turpoamisen vuoksi reaktorin lietepinta kohosi aina kaasunpoisto läpiviennin tasolle asti, jolloin kaasuputki umpeutui ja reaktoriin alkoi kehittyä painetta. Paine kasvoi niin suureksi, että reaktorin kannen kiinnitys lopulta petti ja paine vapautui tutkimustiloihin.

Välipäivien ajalta ei ollut mittaustuloksia, mutta seuraavien päivien mittaukset osoittivat reaktorin lämpötilan laskeneen lämmityksestä huolimatta asetetusta 37 °C:sta 5–7 astetta. Prosessi pyrittiin korjaamaan uudelleen kiinnittämällä ja tiivistämällä kansi, vähentämällä reaktorissa ollutta lietettä sekä syöttämällä uutta syötettä. Ongelma ei kuitenkaan ratkennut vaan turpoamisilmiö toistui. Toisen kerran jälkeen prosessi päätettiin ajaa alas ja käynnistää uudelleen. Reaktori ja syötön ja sekoituksen putket pestiin ja reaktoriin lisättiin uusi vedellä laimennettu ympä. Uudelleen käynnistämisen jälkeen häiriöitä ei ilmennyt.

Toista turpoamista edeltäviä kaasukromatografituloksia tarkasteltaessa huomattiin, että rikkivetypitoisuudet kasvoivat rajusti. Pitoisuudet kasvoivat muutamista kymmenistä jopa yli 500 ppm. Lisäksi toisen häiriön yhteydessä pH, joka yleensä biokaasureaktorissa on välillä 7,2 – 8,2, romahti noin kahdeksasta neljään. Yleisesti on tunnettua, että hajotusketjun mikrobeista osa kuolee jos happoja muodostuu liikaa ja pH laskee alle 6,5. pH indikoi kiistatta prosessin tilaa, mutta yhteys turpoamisilmiöön on epäselvä.

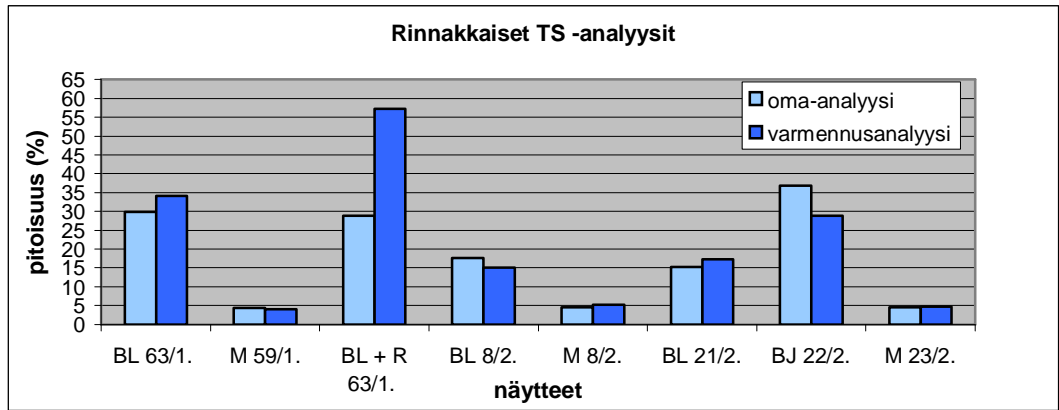
Turpoamisilmiötä pyrittiin tutkimaan lisää varsinaisen tutkimuksen päätyttyä. Turpoaminen yritettiin saada aikaa syöttämällä normaalin biojätelietepanoksen lisäksi kompostointilaitoksen jätevedenpuhdistusyksikössä erotettua flotaatorasvaa. Ras-

vaa syötettiin kahtena peräkkäisenä päivänä 4,1 ja 4,2 kg panokset. Prosessissa ei kuitenkaan havaittu mitään muuta erikoista kuin ehkä hieman tavallista voimakkaampi biokaasuntuotto.

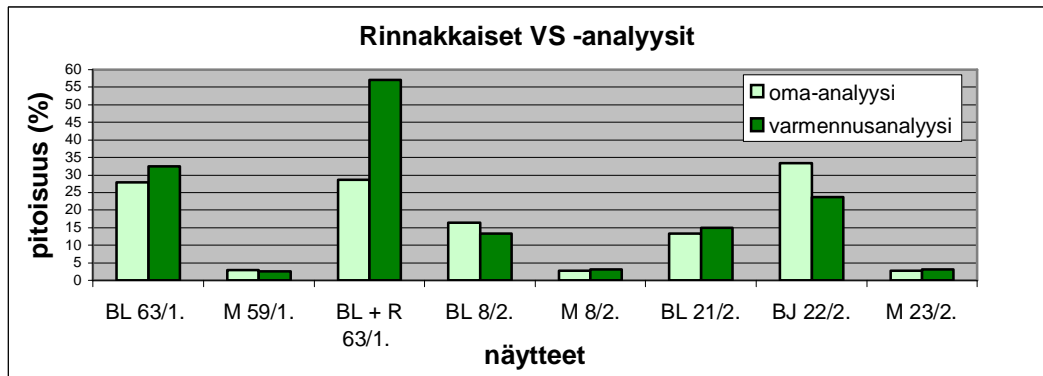
7.5 Tulosten luotettavuus

Osa tutkimuksessa tehdyistä analyyseista ja mittauksista haluttiin varmentaa teetämällä ulkopuolisella tutkimuslaboratoriolla muutamista näytteistä rinnakkaismääritykset. Teetetyt analyysit olivat TS, VS, pH ja ammoniumtyppipitoisuus. TS ja VS analyysit olivat yhteneväisiä mädätteen ja syötteen osalta, erot oman ja teetetyn tuloksen välillä olivat alle 5 %, joka on käytetyn standardin (SFS 3008) toleranssi. Biojätteestä tehtiin yksi rinnakkaismäärittäminen, jossa huomattiin, että tulosten välinen ero oli 8 %. Ero johtuu todennäköisesti näytteen huomattavasta homogeenisyydestä. Myös aiemmin mainittua häiriötilaa edeltäneen syötteen näytteen (BL + R 63/1.) määritykset erosivat toisistaan merkittävästi. Oletettavaa on, että sekä oma että teetetty analyysi epäonnistuivat. Omassa analyysissä TS analyysin jälkeen upokkaassa oli kiintoaineksen päällä rasvaa joka ei ollut haihtunut 105 °C lämpötilassa. Analyysi ei vain ilmeisesti sovellu erittäin rasvapitoisille näytteille. Tuloksia on vertailtu kuviossa 13.

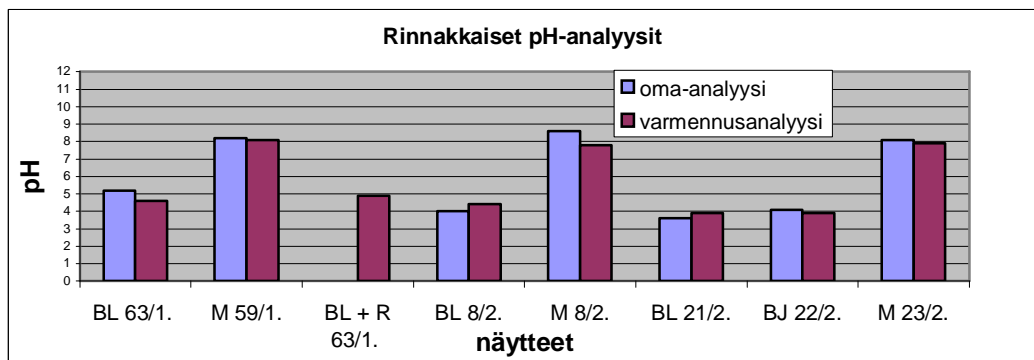
pH määritykset vastasivat toisiaan poikkeuksetta. Erot olivat vain muutamia kymmeniä (KUVIO 13 c.). Ammoniumtyppimäärityksissä sen sijaan omalla testikittillä tehty määrittäminen osoittautui oletettua karkeammaksi. Mädätteen pitoisuudet olivat 4000 mg/kg sijaan luokkaa 2000 mg/kg. Syötteen pitoisuudet näyttivät puolestaan olevan hieman korkeampia kuin mitä omat tulokset osoittivat eli 200–800 mg/kg. Erilaisista tuloksista huolimatta tarkempi analyysi vahvisti sen, että mädätteen ammoniumtyppipitoisuudet olivat kymmenkertaista luokkaa verrattuna prosessoimattomiin massoihin. Vertailutulokset saatiin SFS-EN ISO 11732:2005 -standardin mukaisesta analyysistä. Ammoniumtyppivertailu on esitetty kuviossa 13 d.



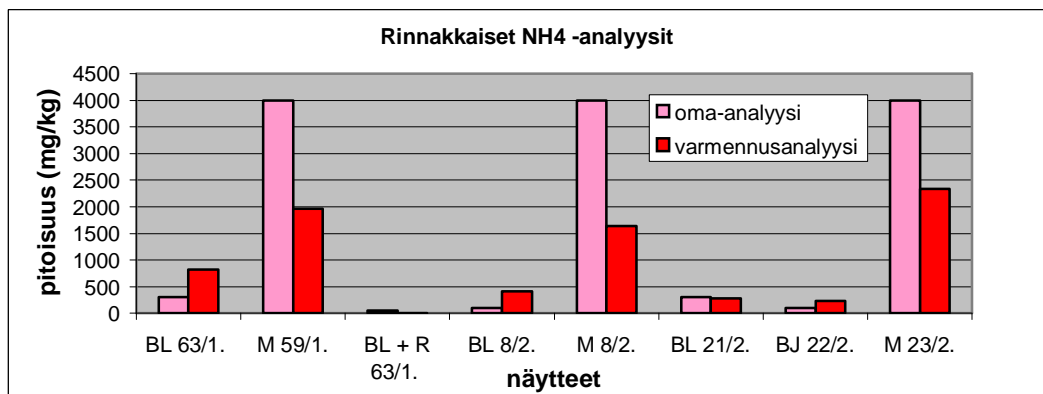
(a)



(b)



(c)



(d)

KUVIO 13. (a-d) Omien ja varmentavien rinnakkaismääritysten tulosten vertailua

7.6 Tulosten vertailu

Tutkimuksen tuloksia ei voida suoraa verrata mihinkään toisiin tutkimustuloksiin, koska prosessissa on monia muuttujia, jotka tekevät tutkimuksesta yksilöllisen. Suuntaa antavaa vertailua voidaan kuitenkin tehdä kunhan esim. syötelaatu ja käytetyt lämpötilat ovat olleet tutkimuksissa samat. Hartmann ja Ahring ovat keränneet biojätteen mädätystutkimuksien tuloksia artikkelissaan “Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview” (2006, 11-13). Yksi pääosin samoja parametreja käyttänyt artikkelissa esitelty tutkimus oli “The performance of the digesters treating the organic fraction of the municipal solid wastes differently sorted” (Mata-Alvarez, Cecchi, Pavan & Llabres 1992). Sinä lämpötila oli lähes sama (35 °C) ja syötemateriaalina käytettiin syntypaikkalajiteltua orgaanista yhdyskuntajätettä, joka voidaan melko hyvin rinnastaa tämän tutkimuksen materiaalia vastaavaksi. Myös syötteen kiintoainepitoisuus oli hyvin lähellä samaa (TS 20 %). Prosessi oli niin ikään pilot -mittakaavainen.

Muut asetetut parametrit olivat poikkeavat. Mata-Alvarez ym. olivat käyttäneet kolmea viipymää (14, 18 ja 25 d), jotka kaikki olivat lyhempiä kuin tämän tutkimuksen viipymä (40 d). Myös kuormitus oli ollut selvästi matalampi (2,1–4,2 kg VS/m³/d). Tulokset olivat kuitenkin joko samoja tai samansuuntaisia. Biokaasun kuormaan suhteutettu saanto oli artikkelin mukaan 0,62–0,64 m³/kg VS, joka on täysin samaa luokkaa tämän tutkimuksen tulosten kanssa. Heidän saamansa biokaasun metaanipitoisuus oli hieman parempi eli 62–63 %. Tämän tutkimuksen matalampi metaanipitoisuuden keskiarvo saattoi johtua periodisen syötön aiheuttamasta häiriöstä, joka alensi joksikin aikaa metaanipitoisuutta aina syötön jälkeen. Kun syötöstä oli kulunut aikaa, metaanipitoisuus saattoi olla parhaimmillaan yli 70 %. Mata-Alvarez ym. käyttämää syöttömenetelmää ei ole mainittu artikkelissa.

Biokaasun tuottotaso ja VS -reduktio olivat nyt tehdyssä tutkimuksessa puolestaan huomattavasti paremmat. Mata-Alvarez ym:n tutkimuksessa tuottotaso oli viipymästä riippuen 1,33–2,68 m³/m³/d ja VS -reduktio 67–69 %. Tuottotason eron selittää tässä tutkimuksessa käytetty erittäin korkea kuormitus, jonka seurauksena pienessä reaktoritilavuudessa syntyi paljon biokaasua. VS -reduktioiden ero selittyy

puolestaan sillä, että tässä tutkimuksessa viipymä oli pitempi ja siten orgaaninen aines ehti hajota paremmin. Eroista huolimatta, vertailu osoittaa sen, että tässä tutkimuksessa saadut tulokset ovat uskottavia.

8 TULOSTEN YHTEENVETO JA JOHTOPÄÄTÖKSET

Tutkimuksen tavoitteena oli tuottaa tietoa laitossuunnitteluun. Tarkoitus oli testata, voiko erilliskerättyä biojätettä hyödyntää biokaasuprosessin raaka-aineena ja mitkä sen biokaasun tuotto-ominaisuudet ovat. Tutkimusta varten luotu prosessi toimi toivotulla tavalla ja sen avulla saatiin tarvittavat havainnot ja arvot.

Tutkimusreaktoriin syötettiin pelkästään lietettyä biojätettä. Syötetty orgaaninen aines hajosi sekä ammoniumanalyysin että VS -reduktion perusteella hyvin ja prosessi tuotti biokaasua, josta keskimäärin 57 % oli metaania. Näiden tietojen perusteella tutkittu, seulottu ja lietetty, erilliskerätty biojäte soveltui hyvin biokaasuprosessin raaka-aineeksi.

Biokaasun tuottopotentialiksi biojätekilolle saatiin sekä pitkän periodin laskumenetelmällä että yksittäisten päivien mittausten perusteella n. 0,2 m³/biojäte kg. Biojätteen ominaisuuksia voidaan vertailla muihin materiaaleihin sen sisältämän orgaanisen aineen tuottopotentialin avulla. Molemmilla menetelmillä arvioituna se oli n. 0,6 m³/kg VS. Vertailu Water Science and Technology:ssä julkaistuun tutkimustulostulokselmaan (Hartman & Ahring 2006, 11–13) tulokset olivat erittäin hyviä jopa erilliskerätylle biojätteelle ottaen huomioon, että prosessi oli mesofiilinen. Biokaasuntuottopotentialituloksiin saattoi kuitenkin vaikuttaa se, että tutkimuksessa käytetty biojäte oli valikoitu esikäsitellyn helpottamiseksi.

Pilot -laitteisto toimi hyvin, mutta oleellista oli se, miten tutkimuksesta saatua tietoa voidaan hyödyntää täyden mittakaavan laitosten suunnittelussa. Yleensä pilot -laitteistot onnistutaan optimoimaan paremmin kuin täyden mittakaavan laitokset. Siksi pilot -laitteistoilla saavutetut arvot ovat yleensä parempia. Tässä tutkimuksessa asia ei välttämättä ole näin, sillä tutkimusreaktoria syötettiin periodeissa. Isoissa

laitoksissa todennäköinen vaihtoehto tulee olemaan jatkuvatoiminen syöttö, jolla tunnetusti päästään panossyöttöistä prosessia parempiin tuloksiin.

Lisäksi tutkimuslaitteisto erosi ainakin tähän asti Watrec Oy:ssä suunnitelluista prosesseista siten, että viipymä oli huomattavasti pitempi ja toisaalta siten, että sen kuormitus oli huomattavasti korkeampi. Koska prosessi oli toimiva, on mahdollista harkita, voitaisiinko jatkossa myös oikeissa laitoksissa nostaa kuormitusta. Syöteen kiintoainepitoisuuden oli tarkoitus olla 12 % siitä syystä, että silloin syöte on helposti pumpattavassa muodossa. Tutkimuksessa kävi kuitenkin ilmi, että pumpattavuus säilyy edelleen vaikka TS -pitoisuutta nostettaisiinkin.

Tutkimuksessa selvisi myös negatiivisia seikkoja. Mahdollisesti korkeasta typpipitoisuudesta johtuen prosessin pH oli erittäin korkea, kuten aiemmin todettiin. Se oli normaalitilassakin mikrobien sietokyvyn ylärajalla. Jos biokaasulaitoksessa tul-laan käyttämään erilliskerättyä biojätettä pääasiallisena raaka-aineena, tulee prosessin suunnittelussa kiinnittää erityistä huomiota pH:n säätömahdollisuuksiin.

Myös tutkimuksen aikana havaittu turpoamisilmiö on seikka, johon olisi hyvä varautua. Ilmiölle ei kuitenkaan selvinnyt syytä, joka vaikeuttaa mahdollista ilmiön eliminointia. Koska aiheuttajaa ei toistaiseksi tunneta, ainoa tapa ottaa se huomioon suunnittelussa on varautua johtamaan osa reaktorin lietteestä esim. varoaltaan. Turpoamisesta ja siihen johtavista syistä olisi hyvä tehdä lisää jatkotutkimuksia.

Lisätutkimuksia kannattaisi tehdä myös sekoitusmenetelmistä. Ilmeisesti tässä tutkimuksessa käytetty pumppausekoitus oli erinomaisen toimiva ratkaisu. Prosessi toimi valtaosan ajasta hyvin, vaikka prosessia ajettiin erittäin korkealla kuormituksella. Lisätutkimuksessa, jossa käytettäisiin useita eri menetelmin sekoitettuja reaktoreita, voitaisiin todentaa, mikä merkitys sekoitusmenetelmällä on reaktorin kuormituksen kestävyteen.

Tutkimuksessa havaittu mädätteen jäädyttämisen ja sulattamisen yhteydessä tapahtunut partikkelin muodostus oli seikka, josta voitaisiin tehdä erillistä tutkimusta.

Pakastuspartikkeloitumista voitaisiin mahdollisesti hyödyntää lietteen kuiva-aineen erotuksessa. Menetelmän tutkimista kannattaa harkita, sillä kylmillä alueilla kuten Suomessa siihen ei tarvitsisi käyttää energiaa vaan jäädyttämiseen voitaisiin käyttää talven luontaista kylmyyttä.

LÄHTEET

- Biovakka Suomi Oy. 2007. Biokaasulaitoksen rakennushankeen ympäristövaikutusten arviointiohjelma. [verkkajulkaisu] [viitattu 23.11.2007] Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=72944&lan=fi>
- Biokaasuyhdistys. Perustietoja biokaasusta [verkkodokumentti]. 2007 [viitattu 16.7.2007] Saatavissa: <http://www.biokaasuyhdistys.net/>
- De Baere, L. 2005. Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future? *Water Science & Technology* Vol 53 No 8 2006 187 – 194.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 1774/2002 muiden kuin ihmisravinnoksi tarkoitettujen eläimistä saatavien sivutuotteiden terveys-säännöistä. Annettu 3.10.2002.
- Hartman, H. & Ahring, B.K. 2006. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. *Water Science & Technology* Vol 53 No 8 2006 7 – 22.
- Hobson, P. & Wheatley, A. 1993. *Anaerobic digestion: Modern Theory and Practice*. Geat Yarmouth, Iso-Britannia: Elsevier science publishers LTD
- Lehtonen, J. 2007. Toimitusjohtaja. Biovakka Suomi Oy. Haastattelu 10.7.2007
- Linköpingin kaupunki. Miljöministern invigde ny biogasbussdepå i Linköping: Linköping centrum för biogas - största anläggningen i Europa [verkkajulkaisu]. 2004. [viitattu 27.2.2008] Saatavilla: <http://www.linkoping.se/InformationTill/press/allmannapressmedd/allmannapressmeddelanden/biogasinvigning040616.htm>

- Kauppa- ja teollisuusministeriö. Biokaasulla tuotettavan sähkön syöttötariffi Suomessa [verkkojulkaisu]. 2007. [viitattu 23.11.2007] Saatavilla: <http://www.ktm.fi/index.phtml?s=1553>
- Klingler, B. 1999. Environmental Aspects of Biogas Technology. [verkkojulkaisu]. [viitattu 30.1.2008] Saatavissa: <http://www.adnett.org>
- Laukkanen, T., Hartikainen, T., Kostia, S. & Rautio, M. 2003. Ympäristönsuojelun biotekniikka. Oppimateriaalia. Mikkelin ammattikorkeakoulu.
- Maakaasuyhdistys. Maakaasukäsikirja. [verkkojulkaisu] 2004. [viitattu 23.11.2007] Saatavissa: http://www.maakaasu.fi/7_kasikirja/pdf/mk_kk_13.09.04.pdf
- Madigan. M. T., Martinko, J. M. & Parker J. 2003. Brock biology of microorganisms. 10. painos. Upper Saddle River, New Jersey, USA: Prentice Hall Inc.
- Neuvoston direktiivi 1999/31/EY. Annettu 26.4.1999.
- Paavola, T. 2007. Yhdyskuntalietteiden anaerobinen käsittely ja biokaasun hyötykäyttö. Seminaarityö [verkkojulkaisu] [viitattu 23.11.2007] Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=65038&lan=fi>
- Satakierto Oy. 2007. Biokaasulaitoksen ympäristövaikutusten arviointiohjelma. [verkkojulkaisu] [viitattu 23.11.2007] Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=64535&lan=fi>
- Schomaker, A.H.H.M., Boerboom, A.A.M., Visser, A. & Pfeifer, A.E. 2000. Anaerobic digestion of agro-industrial wastes: information networks, technical summary on gas treatment [verkkojulkaisu]. [viitattu 30.1.2008] Saatavissa: <http://www.adnett.org/>

Tilastokeskus. 2004. Jätetilasto - Yhdyskuntajätteet vuonna 2004 [verkkodokumentti] [viitattu 23.11.2007] Saatavissa:

http://www.tilastokeskus.fi/til/jate/2004/jate_2004_2005-12-13_tie_001.html

Tilastokeskus. 2005. Jätetilasto - Yhdyskuntajätteet vuonna 2005 [verkkodokumentti] [viitattu 23.11.2007] Saatavissa:

http://www.stat.fi/til/jate/2005/jate_2005_2006-12-13_tie_001.html

Tilastokeskus. 2006. Jätetilasto - Yhdyskuntajätteet vuonna 2006 [verkkodokumentti] [viitattu 23.11.2007] Saatavissa:

http://www.stat.fi/til/jate/2006/jate_2006_2007-11-15_tau_001.html

Valtioneuvoston päätös kaatopaikoista (861/1997). Annettu Helsingissä 4.9.1997.

Vapo Oy. Fakta paikallisista polttoaineista [verkkajulkaisu]. [viitattu 23.11.2007]

Saatavissa: http://www.vapo.fi/filebank/1622-vapo_vtt_09_2004_fin.pdf

Verma, S. 2002. Anaerobic Digestion of Biodegradable Organics in Municipal Solid Wastes. pro gradu –tutkielma. Fu Foundation School of Engineering & Applied Science Columbia University.

Ørtenblad, H., The use of digested slurry within agriculture [verkkajulkaisu]. [viitattu 3.2.2008] Saatavissa: <http://www.adnett.org/>

LIITTEET

LIITE 1. Sedimentaation mittausputki

