Ruokajätteen kompostoinnin hajuhaittojen minimointi prosessioptimoinnilla

Pohjoismainen yhteistyöprojekti

*Cecilia Sundberg, Håkan Jönsson, Martin Romantschuk ja
Sven Smårs*

Ruokajätteen kompostoinnin hajuhaittojen minimointi prosessioptimoinnilla
Pohjoismainen yhteistyöprojekti

TemaNord 2009:574

© Pohjoismaiden ministerineuvosto, Kööpenhamina 2009

ISBN 978-92-893-1935-5

Paino: Kailow Express ApS

Painettu ympäristöä säästävälle paperille, joka täyttää pohjoismaisen Joutsenmerkin kriteerit.
Julkaisua voi tilata osoitteesta www.norden.org/order. Muita julkaisuja on osoitteessa
www.norden.org/publikationer.

Printed in Denmark

Nordisk Ministerråd
Store Strandstræde 18
DK-1255 København K
Puh. +45 3396 0200
Faksi +45 3396 0202

Nordisk Råd
Store Strandstræde 18
DK-1255 København K
Puh. +45 3396 0400
Faksi +45 3311 1870

www.norden.org

Pohjoismainen yhteistyö

Pohjoismainen yhteistyö on yksi maailman laajimpia alueellisia yhteistyömuotoja. Yhteistyön perustana on maantieteellinen, historiallinen ja kulttuurinen yhteenkuuluvuus, ja sen piiriin kuuluvat Islanti, Norja, Ruotsi, Suomi ja Tanska sekä itsehallintoalueet Ahvenanmaa, Färsaaret ja Grönlanti.

Pohjoismaista yhteistyötä tehdään politiikan, talouden ja kulttuurin aloilla tärkeänä osana eurooppalaista ja kansainvälistä yhteistyötä. Pohjoismaisen yhteisön tavoitteena on vahva Pohjola vahvassa Euroopassa.

Pohjoismainen yhteistyö pyrkii vahvistamaan pohjoismaisia ja alueellisia etuja ja arvoja globaalissa maailmassa. Maiden yhteiset arvot lujittavat osaltaan Pohjolan asemaa yhtenä maailman innovatiivisimmista ja kilpailukykyisimmistä alueista.

Sisältö

Alkusanat.....	7
Tiivistelmä.....	9
1. Taustaa	11
1.1 Tavoite ja hypoteesi.....	11
1.2 Hankkeen suunnitelma	12
1.3 Terminologiaa ja merkintöjä	12
2. Kirjallisuuden tarkastelua	13
2.1 Haju kompostoinnissa	13
2.2 Mistä ruokajäte koostuu?.....	16
2.3 Miten näytteitä pitäisi ottaa?	17
2.4 Kompostimikrobiologiaa	18
2.5 Prosessin optimointi talousjätteen kompostoinnissa.....	18
3. Näytteenotto ja analyysit	21
3.1 Materiaalinäytteitten ottaminen kompostointilaitoksilla	21
3.2 Kaasunäytteitten otto.....	22
3.3 Mikrobianalyysi	22
3.4 Muita menetelmiä.....	23
4. Jätteen luonnehdinta	25
4.1 Menetelmä.....	25
4.2 Tuloksia.....	26
5. Reaktorikokeet.....	31
5.1 Menetelmä.....	31
5.2 Tuloksia.....	34
5.3 Keskustelua	43
6. Prosessitutkimuksia kompostointilaitoksilla.....	47
6.1 IVAR – Hogstadin kompostointilaitos	47
6.2 NSR – kombireaktori, Filborna	55
6.3 YTV:n Ämmässuon kompostointilaitos	61
7. Kokoavia tarkasteluja	71
7.1 Jäte	71
7.2 Haju.....	71
7.3 Mikrobiologiaa.....	73
7.4 Hapot, pH ja TVOC	74
7.5 Ilmavuot	75
7.5 Hajoamisen mittaaminen	76
8. Johtopäätöksiä	79
9. Hajun hallinta- ja jatkotutkimussuosituksset.....	81
9.1 Sositukset hajun hallitsemiseksi	81
9.2 Tutkimus- ja kehitystarpeita	85
10. Viitteet	89

Alkusanat

Tässä raportissa selostetaan pohjoismaista yhteistyöprojektia, jossa monet henkilöt eri puolilta ovat kantaneet kortensa kekoon. Projektia johtivat Håkan Jönsson (SLU) ja Erik Norgaard (Norsk Jordforbedring). Suuren osan projektista on toteuttanut Cecilia Sundberg (SLU), joka on myös pääsoin kirjoittanut tämän raportin. Merkittäviä osia on kirjoittanut myös Martin Romantschuk (Helsingin yliopisto), ja niinikään Sven Smårs (SLU) on kirjoittanut osan tekstistä. Håkan Jönsson on käynyt tekstin tarkoin läpi ja täydentänyt sitä. Myös Erik Norgaard (Norsk Jordforbedring) ja Mona Arnold (VTT) ovat antaneet panoksensa.

Kokeet pohjoismaisilla kompostointilaitoksilla suunnitteli ja toteutti Cecilia Sundberg yhdessä laitosten henkilökunnan kanssa. IVARin laitoksella kokeeseen osallistuivat Oddvar Tornes, Elin Ånensen, Kjell-Inge Ellertsen ym., NSR:n laitoksella Jessica Cedervall, Sanita Vukicevic ym., ja YTV:n laitoksella Christoph Gareis, Asta Paakkonen, Sini Kuusela, Annika Viljakainen ym. SLU:n reaktorikokeet suunnitteli pääasiassa Cecilia Sundberg, ja niiden toteutuksesta vastasivat Cecilia Sundberg ja Sven Smårs.

Monet ovat auttaneet tulosten analysoinnissa. Erityisen arvokkaita työpanoksia ovat antaneet Karina Ødegård (aik. Molab), Sari Kauppi ja Dan Yu (Helsingin yliopisto) sekä Elisabet Börjesson ja Lars Cedervall (SLU).

Projektiryhmä, jonka kuukausittaisissa puhelinkokouksissa pidettiin pöytäkirjaa, on ollut projektin johtajalle suureksi avuksi. Projektiryhmän jäseninä toimivat projektin johtaja ja avustavat johtajat, SLU:n, Helsingin yliopiston ja Molabin tutkijat, kolmen projektiin osallistuneen pohjoismaisen kompostointilaitoksen (IVAR, NSR ja YTV) edustajat sekä rahoittajien (Avfall Sverige, Pohjoismaiden ministerineuvosto ja Avfall Norge) edustajat. Projektiryhmän varsinaisia jäseniä olivat Håkan Jönsson, Erik Norgaard, Cecilia Sundberg, Martin Romantschuk, Karina Ødegård, Oddvar Tornes, Christoph Gareis, Jessica Cedervall, Hanna Hellström, Inge Werther ja Henrik Lystad.

Suunnittelussa ja tulosten tulkinnassa saimme arvokasta apua referenssiryhmältä, johon kuuluivat Werner Bidlingmaier (Bauhaus University), Jörgen Eilertsson (Scandinavian Biogas), Björn Berg (GLT), Mona Arnold (VTT) ja Torbjörn Ånger (VAFAB). Projektiryhmä ja referenssiryhmä ovat yhdessä pitäneet kaksi fyysistä kokousta, ensimmäisen kerran SLU:n tiloissa 21.10.2005 projektia aloitettaessa, ja toisen kerran NSR:n tiloissa 24.10.2007 tulosten tulkintaa varten. Aloituskokouksessa antoivat arvokkaita neuvoja myös ulkopuoliset asiantuntijat Ed Stentiford (Leeds University) ja Tom Richard (Pennsylvania State University).

Projektia ovat rahoittaneet Pohjoismaiden ministerineuvosto, Avfall Sverige, SLU, IVAR, NSR, YTV, Avfall Norge ja JLY.

Håkan Jönsson

Cecilia Sundberg

Ultuna 26.3.2008

Tiivistelmä

Hankkeen tarkoitus oli laatia pohjoismaisia suosituksia syntypaikkalajitellun ruokajätteen kompostointiprosessien suunnittelua ja käyttöä varten, jotta:

- prosessista aiheutuvien hajuhaittojen riski voitaisiin minimoida
- valmiista tuotteesta aiheutuvien hajuhaittojen riski voitaisiin minimoida
- jotta prosessista tulisi tehokas ja ennustettava
- jotta tuotteesta tulisi laadultaan tasainen ja hyvä

Hankkeen hypoteesi oli, että kompostointiprosessin hajupäästöjen kokonaismäärä ja valmiin kompostointituotteen hajuriski voidaan minimoida maksimoimalla prosessissa aineenvaihduntanopeus ja hajoaminen.

Hankkeessa tutkittiin saapuvaa biojätettä, jota otettiin vastaan kolmeen täysimittaiseen kompostointilaitokseen, (NSR Ruotsissa, YTV Suomessa ja IVAR Norjassa) sekä Ruotsin maatalousyliopiston (SLU) koereaktoriin. Mittaustuloksista ilmeni voimakas riippuvuussuhde pH:n ja hajun välillä kompostin huokosilmassa. pH-arvojen ollessa pieniä oli hajupitoisuus hyvin suuri, vähintään 70 000 ja joskus jopa yli 2 miljoonaa ou_E/m^3 , kun taas pH:n ollessa yli 7 oli hajupitoisuus enimmillään 44 000 ou_E/m^3 .

Kerätty biojäte oli kauttaaltaan hapanta, PH vaihteli välillä 4,7 ja 6,0. Kokeissa vahvistui aiemmista tuloksista saatu käsitys, että hajoamisprosessi sujuu paljon hitaammin pH:n ollessa pieni (alle 6), mikäli lämpötilan annetaan nousta yli 40 celsiusasteen. Jos taas lämpötila pidetään alle 40 celsiusasteessa, niin prosessista tulee intensiivinen ja pH kasvaa hyvin nopeasti. Kun pH on kasvanut yli arvon 6,5, mutta ei sitä ennen, tulee lämpötilan antaa nousta yli 55 celsiusasteen, koska näin saadaan hajoamisnopeus maksimoiduksi.

Tärkein suositus hajuhaittojen vähentämiseksi ruokajätteen kompostoinnin yhteydessä on, että prosessia tulee ohjata siten, että pH kasvaa nopeasti. Se voidaan saada aikaan prosessin alkuvaiheessa voimakkaalla ilmastuksella, joka edistää jäähtymistä ja hapensaantia. Toinen keino kasvattaa pH-lukua on lisätä ainesta, jolla on selvästi suurempi pH-arvo, esimerkiksi valmista kompostia tai tuhkaa. Näin laitoksella voidaan minimoida voimakkaasti haisevan happaman kompostin määrä. Hajoaminen maksimoidaan jo alussa, jolloin myös mahdollisimman suuri osa kokonaishajupäästöistä tapahtuu laitoksen sisällä. Tällöin hajuaineet voidaan käsitellä ennen kuin ne päätyvät ympäristöön.

Helposti käytettävissä olevan energian määrä stabiilissa ja hyvin kypsyneessä kompostissa on pieni, ruokajätteessä taas hyvin suuri. Kompostointiprosessissa vapautuu siis suuri määrä energiaa lämpönä, ennen kuin

komposti on stabiili ja kypsä. Suurissa kompostointilaitoksissa (toisin kuin kotikomposteissa) pääosa energiasta poistuu haihtuvan veden mukana. Koska ruokajätteessä on niin runsaasti energiaa, ei saapuvan jätteen sisältämä vesimäärä riitä mahdollistamaan energian poistumista siinä määrin kuin olisi tarpeen kompostin stabiloitumiseksi. Optimaalisen nopean prosessin saavuttamiseksi laitoksen suljetussa osassa on siis voitava lisätä vettä, koska muuten prosessi pysähtyy, kunnes riittävä jäähtyminen saavutetaan esimerkiksi lisäveden tullessa sateena tai lumena jälkikypsynnän aikana.

1. Taustaa

Suuria laitoksia syntypaikkalajitellun talousjätteen laajamittaista kompostointia varten on viime vuosina rakennettu Pohjoismaissa paljon, ja rakentamisen voidaan olettaa edelleen jatkuvan tiettyssä määrin. Laitosten rakentamista ja käyttöä ovat kuitenkin huomattavasti vaikeuttaneet valitukset laitoksista tulevasta pahasta hajusta. Pohjoismaissa laitoksille tuleva jäte on suunnilleen samanlaista, syntypaikkalajiteltua talousjätettä, joka suurimman osan vuodesta koostuu kokonaan ruokajätteestä, Jätteen koostumuksesta ja kylmemmästä ilmastosta johtuen Pohjoismaat ovat Euroopassa erikoistapaus, eikä esimerkiksi Saksassa saatuja kokemuksia voi välttämättä suoraan soveltaa tälläisiin kompostointiprosesseihin.

1.1 Tavoite ja hypoteesi

Hankkeen hypoteesi oli, että kompostointiprosessista ja valmiista kompostista tulevien hajupäästöjen kokonaismäärä voidaan minimoida maksimoimalla prosessissa aineenvaihdunta ja hajoaminen.

Hankkeen tarkoitus oli:

- testata tätä hypoteesia tutkimalla haun, prosessiolosuhteitten ja mikrobiologian välisiä yhteyksiä,
- ottaa selville, kuinka kompostointiprosessit olisi suunniteltava ja kuinka laitoksia olisi käytettävä, jotta
 - prosessista aiheutuvien hajuhaittojen riski voitaisiin minimoida
 - valmiista tuotteesta aiheutuvien hajuhaittojen riski voitaisiin minimoida
 - prosessista tulisi tehokas ja ennustettava
 - tuotteesta tulisi laadultaan tasainen ja hyvä

kompostoitaessa syntypaikkalajiteltua talousjätettä Pohjoismaissa.

Lisäksi tarkoituksena oli koota yhteen ja koordinoita alan pohjoismaisia tutkimusresursseja. Hankkeen toteuttivat yhdessä ruotsalaiset kompostointiprosessin tutkijat (Håkan Jönsson, Sven Smårs, Cecilia Sundberg) Ruotsin maatalousyliopistossa (SLU, Sveriges lantbruksuniversitet), norjalaiset hajuntutkijat (Molab, entinen SINTEF) sekä Helsingin yliopiston professorin Martin Romantschukin johtama ryhmä suomalaisia mikrobiologeja.

1.2 Hankkeen suunnitelma

Hankkeessa tutkittiin laitoksille saapuvaa biojätettä sekä kompostointiprosesseja kolmessa täysimittaisessa kompostointilaitoksessa ja yhdessä tutkimusreaktorissa. Täysimittaiset laitokset olivat

- Hogstadin kompostointilaitos, IVAR, Sandnes/Stavanger;
- Ämmäsuo, YTV, Helsinki/Espoo;
- Filborna, NSR, Helsingborg.

Projektin ensimmäisessä osassa selvitettiin kyseiselle kolmelle laitokselle saapuvan jätteen fysikaalisia, kemiallisia ja mikrobiologisia ominaisuuksia. Toisessa osassa jätettä kompostoitiin SLU:n kompostireaktorissa, ja kolmannessa osassa tutkittiin prosesseja mainituissa kolmessa täysimittaisessa laitoksessa.

1.3 Terminologiaa ja merkintöjä

Haju on moniulotteinen kokemus, jota on vaikea luonnehtia yksikäsitteisesti. Pyrkimyksenä oli kuitenkin tehdä tästä raportista mahdollisimman yksikäsitteinen, joten käytimme termejä seuraavassa mainituissa merkityksissä:

- Haju: Kaasun ominaisuus, joka saa aikaan aistimuksen nenässä.
- Hajupäästö: Haiseva kaasupäästö, esim. kompostikasasta tai kompostointilaitoksesta.
- Hajupitoisuus: Olfaktometrisesti mitattu kaasunäytteen haju (ks. kappaleet 2.1.3 ja 3.2).
- Huokoshaju: Haju huokosilmassa.
- Hajupotentiaali: Riski, että materiaali aiheuttaa hajupäästön joko kyseisessä tilanteessa tai myöhemmin.

Käytettyjä merkintöjä:

C1–C7	1–7 ilmoittavat orgaanisen yhdisteen hiiliketjun pituuden
N	Typpi
NH ₄	Ammonium
NO ₃	Nitraatti
O ₂	Happi
PID	Fotoionisaattoridetektor
S	Rikki
TS	Kuiva-aine[pitoisuus]
VS	orgaaninen aines (pitoisuus), hehkutushäviönä määritettynä (ks. 5.4.2)

2. Kirjallisuuden tarkastelua

2.1 Haju kompostoinnissa

2.1.1 Mikä oikeastaan haisee?

Useat tutkijat ovat tunnistaneet tusinoittain tai jopa sadoittain eri aineita kompostista tulevassa kaasussa (Wilkins 1994; Pöhle ja Kliche 1996; Krzymien et al. 1999). Kyseiset orgaaniset aineet kuuluvat moniin eri ryhmiin, eivätkä tutkijat ole yhtä mieltä siitä, mitkä aineet tai aineryhmät haisevat eniten. Eri substraattien kompostointi saa aikaan erilaisia haisevia aineita (Komilis et al. 2004). Eräänlaisen yleiskuvan erilaisista haisevista aineista voi saada ns. hajupyörästä, jossa haisevat aineet on luokiteltu hajutyypien ja kemiallisen koostumuksen mukaan (Kuva 1).

Kuva 1. Kompostihajupyörä on yksi tapa kuvata hajuja, joita voi syntyä kompostoinnin yhteydessä. Pyörän sisäosassa kuvataan hajuryhmiä. Ulommassa osassa mainitaan esimerkkejä ryhmään kuuluvista aineista. Yksinkertaistettu versio (Laajempi versio: ks. Rosenfeld et al. 2007).

Rasvahapot on useasti mainittu tärkeänä haisevien aineiden ryhmänä ruokajätettä kompostoitaessa (Binner et al. 2002; Rosenfeld et al. 2004) sekä sianlantaa käsiteltäessä ja kompostoitaessa (Zhu et al. 1999). Yksityiskohtaisemmin erilaisia haisevia aineita ovat tarkastelleet Ödegård et al. (2005).

2.1.2 Milloin kompostoitaessa syntyy hajua?

Kirjallisuudessa ollaan jokseenkin yhtä mieltä siitä, että eniten hajua ja haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC) syntyy esikäsittelyssä ja kompostoinnin varhaisvaiheessa. (Eitzer 1995; Krzymien et al. 1999; Binner et al. 2002). On julkaistu tutkimuksia, joissa vertaillaan haisevien aineiden päästöjä kompostointiprosessin eri vaiheissa (Pöhle ja Kliche 1996; Rosenfeld et al. 2004), mutta prosessin parametreja (esim. lämpötila ja pH) ei yleensä ole esitetty. Näin ollen ei toistaiseksi ole ollut saatavissa koottua tietoa prosessioloista, joissa eri haisevia aineita syntyy kompostoinnin yhteydessä, eikä myöskään kyseisten aineitten määristä.

2.1.3 Miten hajua mitataan?

Hajun mittaaminen perustuu aina pohjimmiltaan ihmisen näköön. Mittaukset ihmisen näköä käyttäen ovat kuitenkin monimutkaisia ja kalliita. Niinpä on kehitetty laitteita, joilla mitataan tiettyjen yksittäisten aineitten pitoisuuksia kaasussa, ja myöskin ”sähköisiä nenä”, jotka mittaavat kaasun yhteisvaikutusta joukkoon antureita. Kehitys alalla on ollut nopeaa.

Olfaktometria on standardoitu menetelmä (EN 13725) hajun mittaamiseksi ihmisen näköä. Useista ihmisistä koostuva ns. hajupaneeli saa haisteltavakseen kaasunäytteitä, joita on laimennettu eri pitoisuuksiin, joitakin niistä niin laimeiksi, että havaintoraja eli hajukynnys ei enää ylity. Näytteen hajupitoisuus ilmoitetaan eurooppalaisina hajuyksikköinä (ou_E/m^3). Yksi ou_E/m^3 vastaa hajua, joka syntyy, kun 123 μg n-butanolia sumutetaan kuutiometriin neutraalia kaasua standardioloissa, jolloin n-butanolipitoisuudeksi tulee 40 ppb. Tämä taso on valittu, koska se vastaa hajukynnystä. Olfaktometrian hyviä puolia ovat, että se mittaa todellista, koettua hajua, ja että se ilmoittaa suoraan, kuinka paljon kaasua on laimennettava, jotta haju saadaan katoamaan. Huonoja puolia ovat, että menetelmä on kallis, mikä johtuu mittaukseen tarvittavien ihmisten määrästä, ja että näyte on kuljetettava laboratorioon.

Yksittäisten aineitten konsentraatioita mitataan ensi sijassa aineitten erotteluun perustuvilla menetelmillä (kromatografia). Näin eri aineet voidaan tunnistaa ja niiden pitoisuudet määrittää. Tällöin tarvitaan kuitenkin etukäteistietoa hajua aiheuttavista aineista. Monien aineitten hajukynnys on matalampi kuin analyysilaitteitten havaintokynnys. Tämän ongelman ratkaisemiseksi voidaan käyttää tekniikoita, joilla aineita voidaan tiivistää mittausta varten. (Hamacher et al. 2003). Toinen vaihtoehto

on mitata jonkin muun aineen kuin kyseisen hajua aiheuttavan aineen pitoisuutta, mikäli tiedetään, että mitattavan aineen ja haisevan aineen pitoisuudet korreloivat.

Fotoionisaatio (PID) on havaintomenetelmä, joka perustuu orgaanisten molekyylien ionisointiin ultraviolettisäteilyä käyttäen. Tällä tavoin voidaan havaita monien orgaanisten yhdisteitten yhteisvaikutusta (Total Volatile Organic Compounds – TVOC), mutta eri aineitten ionisaatioherkkyysien välillä on suuria eroja. Karkeasti ottaen voidaan sanoa, että mitä enemmän molekyylissä on hiiliatomeja, sitä herkempi se on fotoionisaatiolle. Esimerkiksi butaanin (C₄) herkkyys on 450 kertaa suurempi kuin metaanin (C₁). TVOC ilmoitetaan n-butanoliekvivalenteina. SINTEF (nykyinen Molab) Osllossa on usean vuoden ajan kehittänyt kompostin hajun mittausmenetelmiä. On osoittautunut, että hajupaneelin mittamaan hajun ja fotoionisaatiodetektorilla (PID) mitatun ilman orgaanisten aineitten määrän välillä on vahva yhteys (Bergersen ja Berg 2001; Berg et al. 2005). Hajupitoisuus voi kuitenkin olla suuri, vaikka hiilivetyjen kokonaispitoisuus ei olisikaan erityisen suuri. Näin voi käydä, mikäli kompostointiprosessissa emittoituu aineita, joiden hajukynnys on hyvin matala, esim. asetoiinia (3-hydroksi-2-butanonia) tai merkaptaanina (Romantschuk et al. 2004).

Sähköiset nenät ovat laitteita, jotka muistuttavat nenää sikäli, että niissä on yhdistelmä eri aineille ja aineryhmille eri tavoin herkkiä sensoreita. Sensorien eri kaasuille antamia tuloksia tilastollisesti analysoimalla voidaan niitä ”harjaannuttaa” tunnistamaan erilaisia hajulähteitä, aineita ja konsentraatioita. Sähköisiä neniä on viime vuosina menestyksekkäästi käytetty toteamaan, tunnistamaan ja erottamaan kompostoinnissa syntyviä hajuja, mikä käy ilmi kolmen eri tutkimusryhmän raporteista (Hamacher et al. 2003; Romain et al. 2005; Sironi et al. 2007). Sähköiset nenät antavat mahdollisuuden seurata kompostoinnissa syntyviä hajuja automaattisten mittausten avulla, mutta kestänee vielä aikansa, ennen kuin käytettävissä on valmiita kaupallisia sovelluksia.

2.1.4 Miten kompostoinnissa syntyvää hajua voidaan vähentää?

On useita eri mahdollisuuksia vähentää kompostoinnin hajuhaittoja:

- Laitoksen sijoituspaikan valinta. Paikalliset tuuliolot sekä topografia ja etäisyys hajusta mahdollisesti kärsiviin ihmisiin ovat erittäin tärkeitä tekijöitä
- Hajuaineiden synnyn minimointi. Hajuaineita syntyy eri määriä erilaisissa kompostointiprosesseissa. Tämä asia on keskeinen tässä raportissa.
- Sulkeminen. Suljetussa prosessissa haisevat kaasut voidaan kerätä, mikä tekee mahdolliseksi käsittelyn, laimentamisen ja poiston sopivassa paikassa. Tätä keinoa ei käsitellä tässä raportissa.

- Käsittely. On olemassa monia menetelmiä, joilla haisevia aineita voidaan käsitellä ja hajottaa. Avfall Sverige on äskettäin julkaissut raportin, jossa selostetaan kokemuksia eri käsittelymenetelmistä Ruotsin kompostointilaitoksissa (Rönnols ja Jonerholm 2007). #Biosuotimen ja muiden hajua vähentävien menetelmien käytöstä on julkaistu useita selvityksiä (Smet ja Van Langenhove 1998; McCrory ja Hobbs 2001; Iranpour et al. 2005). Tässä raportissa ei tarkemmin selosteta haisevien kaasujen käsittelymenetelmiä.
- Laimennus ja levitys. Haisevan ilman laimentaminen ja levittäminen ylempänä ilmassa ovat merkittäviä menetelmiä, joilla hajuhaittoja voidaan vähentää (Haug, 1993), mutta niitä ei tarkemmin käsitellä tässä raportissa.
- Maskeeraus. Pahanhajuisia aineita voidaan usein maskeerata toisella aineella, mikä ei kuitenkaan yleensä ole kestävä ratkaisu pitkäaikaiseen käyttöön, eikä aihetta käsitellä tarkemmin tässä raportissa.

2.2 Mistä ruokajäte koostuu?

Talousjätteen syntypaikkalajittelu ja kompostointikelpoisen jätteen erillisen keräys on 1990-luvulta lähtien saatu käyntiin monissa kunnissa Pohjoismaissa. Jätteen koostumusta on selvitetty muutamissa tutkimushankkeissa. Eklind ja kumppanit (1997) selvittivät tarkoin Uppsalassa kerätyn syntypaikkalajitellun ruokajätteen kemiallista koostumusta helmikuussa 1995. Jäte oli peräisin kotitalouksista, joita oli kehoitettu pakkaamaan jäte muovipusseihin. Jätteeseen sisältyi ruuantähteitä, talouspaperia, huonekasveja (ei puutarhajätettä) sekä kissanhiekkaa. Analysoidut orgaaniset jakeet olivat selluloosa, hemiselluloosa, ligniini, tärkkelys, rasva, maitohappo, etikkahappo ja etanoli. Lisäksi analysoitiin kasvinravinteita ja metalleja (yhteensä 21 alkuainetta). Jätteen pH oli 4,9, maitohapon pitoisuus 0,39 % ja etikkahapon pitoisuus 0,14 % märkäpainosta. Samassa julkaisussa on yhteenveto kahdeksasta muusta tutkimuksesta, joissa selvitettiin jätteen koostumusta Ruotsissa ja Suomessa vuosina 1980–1997.

Hansen ja kumppanit (2007) analysoivat viidessä Tanskan kaupungissa tuotettua syntypaikkalajiteltua ruokajätettä. Näytteitä otettiin useita kertoja vuoden aikana. Lajitteluohjeet olivat erilaiset eri kaupungeissa. Ruokajätettä ja talouspaperia kerättiin kaikissa kaupungeissa, mutta luita, kissanhiekkaa, ruukkukasveja ja vaippoja koskevat ohjeet vaihtelivat kaupungeittain. Tutkitut parametrit olivat tuhkapitoisuus, proteiini, rasva, sokeri, tärkkelys, selluloosa/kuidut, entsyymihajoava orgaaninen aines, kalorimetrinen lämpöarvo, C, H, N, K, S, Cl ja P. Tuhkapitoisuus oli keskimäärin 12 % TS:sta ja typpipitoisuus 2,5 % TS:sta.

Norgaard ja Sorheim (2004) ottivat näytteitä viiteen kompostointilaitokseen saapuvasta jätteestä ja analysoivat sitä kemiallisesti, fysikaalisesti ja mikrobiologisesti. Analysoidut parametrit olivat pH, johtavuus, TS,

tuhkapitoisuus, kompaktoituminen, ilmahuokostilavuus, vedenpidätyskyky, orgaaniset hapot (C_1 – C_7), NH_4^+ , S^- , aerobiset mikro-organismit, anaerobiset mikro-organismit, hiiva, maitohappo, happoa tuottavat mikro-organismit sekä happoa hapettavat mikro-organismit. Mikrobiryhmät tunnistettiin kasvattamalla niitä eri kasvuympäristöissä. Keskimääräinen pH oli 5,5 ja happopitoisuus 32 g/kg TS.

Happosisäلتö, joka vaikuttaa pH-arvoon, on prosessin kannalta erittäin relevantti. Pienet pH-arvot, joita usein todetaan jätteessä ja prosessin alkuvaiheessa, voivat haitata hajoamista, varsinkin jos lämpötila on yli 40–45 °C (Sundberg 2005a). Pieni pH-luku johtuu orgaanisten happojen, erityisesti maitohapon ja etikkahapon, suurista pitoisuuksista (Beck-Friis et al. 2003).

2.3 Miten näytteitä pitäisi ottaa?

2.3.1 Materiaalinäytteet

Pienten edustavien näytteitten otto kotitalousjätteen kaltaisesta heterogeenisestä materiaalista on vaikeaa, ja hyviksi osoittautuneet menetelmät ovat usein sangen työläitä.

Paljon käytetty menetelmä on ”coning and quartering”, jossa kasa jaetaan sektoreihin. Yksi neljäsosa otetaan pois, ja jäljelle jääneet kolme neljäsosaa sekoitetaan, minkä jälkeen sama menettely toistetaan (Lundberg et al. 1999). Aiemmissa ruokajäteprojekteissa on osoittautunut, ettei tämä menettely ole hyvä, koska partikkelit kerrostuvat koon mukaan (Sundberg 2005b). Myös Dahlén (2005) päätyy samaan johtopäätökseen ja pitää menetelmää vähemmän sopivana.

Riippuu paljolti jätteen erityisominaisuuksista ja käytettävistä analyysimenetelmistä, mitä näytteenottomenetelmää kannattaa käyttää. Näin ollen muunlaiseen materiaaliin sopiva näytteenottomenetelmä ei välttämättä sovellu sellaisenaan ruokajätteeseen, vaikka sitä voidaan hyvin käyttää vaikkapa muita jätejakeita tutkittaessa.

Erästä ruokajätteen tutkimiseen soveltuvaa näytteenottomenetelmää ovat käyttäneet ja tilastollisesti analysoineet la Cour Jansen et al. (2004). Siinä otetaan näytteitä useaan otteeseen, kerta kerralta pienempiä, ja lisäksi ne on jauhettava. Tätä projektia varten kyseisen menetelmän katsottiin olevan aivan liian työläs. Näytteitä olisi pitänyt ottaa lapiolla 300 kg ja ne olisi pitänyt jauhaa manuaalisesti, ennen kuin olisi päästy ottamaan pienempiä näytteitä analyysia varten.

Tässä projektissa kehitettiin näytteenottomenetelmä, jonka tarkoitus oli antaa edustavia näytteitä mahdollisimman vähällä manuaalisella työllä. Menetelmää selostetaan kappaleessa 3.1. Valitettavasti hankkeen yhteydessä ei ole ollut mahdollista ryhtyä menetelmän tarkempaan tilastolliseen analyysiin.

2.4 Kompostimikrobiologiaa

Kompostoinnissa mikrobit (bakteerit ja mikrosienet) hajottavat talousjätteen orgaanista ainesta (Insam et al. 2002). Aerobisessa, happea kuluttavassa prosessissa muodostuu mikrobialista (pääasiassa bakteereista koostuvaa) biomassaa sekä vettä ja hiilidioksidia. Samalla vapautuu lämpöenergiaa, jolloin kompostoitavan massan lämpötila nousee. Osittain välttämättöminä sivutuotteina syntyy myös vaihtelevassa määrin pahanhajuisia kaasuja. Nämä kaasut syntyvät osittain mikrobitoiminnan tuloksena, osittain kemiallisissa reaktioissa. Yleisesti ottaen voidaan sanoa, että anaerobinen mikrobitoiminta aiheuttaa huomattavasti pahempia hajuongelmia kuin aerobinen happea kuluttava, jossa bakteerit hajottavat jätteen ”puhtaaksi”, humusta muistuttavaksi kypsäksi kompostiksi. Näin ollen on erittäin tärkeää, että hapensaanti kompostointiprosessin aikana on tasaista ja riittävää. Happea ei kuitenkaan pääse kaikkialle, joten anaerobisia bakteereita voi jäädä henkiin ja kasvaa vähähappisissa mikroympäristöissä esim. suurimpien partikkelien sisällä.

Kompostointiprosessi on useimmissa tapauksissa ns. eräprosessi, mikä tarkoittaa, että orgaaninen jäte sekoitetaan alussa tukiaineen kanssa kompostisubstraatiksi ja että orgaanista ainesta ei myöhemmin lisätä. Eräkompostoinnissa substraatin omat mikrobit ovat mikrobisukcession lähtökohtana. Mikrobien diversiteetin eli monimuotoisuuden muutokset ovat hyvin nopeita. Lämpötilan ja pH:n noustessa useimmat jätteen bakteereista korvautuvat lämpöä paremmin sietävillä *Bacillus*-lajeilla sekä aktinobakteereilla. Tunnelilaitoksessa on tavallisesti riittävä määrä näitä termofiilejä bakteereita jo ympäristössä (lattioissa, seinissä ym.), mutta eräissä tapauksissa lisätään hiljattain kompostoitua ainesta inokulaatiksi. Monissa pienissä laitoksissa on pyörivät kompostointirummut, joita käytäten uusi jäte sekoittuu rummussa jo olevan aktiivikompostin kanssa, jolloin muuta inokulaattia ei tarvita.

Tärkeä aspekti korkeasta lämpötilasta puhuttaessa on sen hygienisoiva vaikutus. Taudinaiheuttajabakteerit (niin kasvien kuin eläintenkin patogeenit) ja useimmat virukset eivät kauan siedä yli 50 °C lämpötiloja. Hygienisoituminen tapahtuu nopeammin, jos lämpötila on korkeampi. 70 °C lämpötilassa riittää yksi tunti. Termofiilin vaiheen aikana kuolevat myös useimmat sienilajit, mutta kypsymisprosessin aikana sieniä palaa massaan sen jäähtyessä.

2.5 Prosessin optimointi talousjätteen kompostoinnissa

2.5.1 Mikä on pH:n rooli?

Pohjoismaissa kerätyllä ruokajätteellä on yleensä pieni pH (4,9–5,5; Eklind et al. 1997; Norgaard ja Sorheim 2004), mikä johtuu suurista maito-

tohappo- ja etikkahappopitoisuuksista. Näitä happoja muodostuu vielä kompostoinnin alkuvaiheessakin, jolloin pH aluksi pienenee jonkin verran ennen kuin se nousee jonnekin arvojen 7 ja 9 välille (Beck-Friis et al. 2003). Jos kompostista tulee anaerobinen eli hapeton (ei vapaata happea, O₂), niin siinä saattaa muodostua suuria määriä orgaanisia happoja, jolloin pH pienenee. Kompostoitaessa hapanta jätettä, kuten ruokajätettä, on otettava huomioon se riski, että pH jää niin pieneksi, että kompostointiprosessi estyy hyvissäkin happioloissa. Laboratoriokokeissa on osoittautunut, että pH:n nousua voidaan nopeuttaa ja hajoamista lisätä pitämällä lämpötila 40 celsiusasteen alapuolella, kunnes hapan vaihe on ohi eli kunnes pH on noussut suunnilleen arvoon 6,5 (Smårs et al. 2002). Näin hajoaminen tapahtui paljon nopeammin kuin silloin, kun lämpötilan annettiin nousta nopeasti 55 celsiusasteeseen.

2.5.2 Mikä on optimaalinen lämpötila?

Kompostoinnissa optimaalinen lämpötila – siis lämpötila, jossa hajoaminen tapahtuu nopeimmin – on noin 55°C, edellyttäen, että pH on yli 6,5. Prosessin nopeus on tuolloin noin kaksinkertainen verrattuna 40°C tai 67°C lämpötilassa tapahtuvaan kompostointiin (Eklind et al. 2007). Yli 67°C lämpötiloissa prosessi hidastuu nopeasti. Jos pH on pieni (alle 6–6,5), niin prosessi estyy jo yli 40°C lämpötiloissa (ks.ed.). Optimaalinen lämpötila pH:n ollessa alle 6–6,5 näyttää olevan 37–38 °C (Smårs et al. 2002).

2.5.3 Paljonko on syytä ilmastaa?

Ilmastus vaikuttaa kompostoinnissa kolmella merkittävällä tavalla: se antaa happea ja edistää lämmön ja kosteuden poistumista. Jokainen kulutettu kg happea vastaa tiettyä vapautunutta lämpömäärää, joka on saatava kulkeutumaan pois (noin 12 MJ/kg O₂). Suurimittaisessa kompostoinnissa noin 90 % poistuvasta lämmöstä kulkeutuu pois ilman mukana (Weppen 2001). Näin ollen, ja koska lämpöä syntyy paljon, tarvitaan ilmaa enemmän jäähdytystä kuin hapetutusta varten, noin 10 kertaa enemmän 55°C lämpötilassa ja noin 5 kertaa enemmän 70°C lämpötilassa (Sundberg 2005a). Tämä tarkoittaa, että noin 10 % ilman hapestaa kuluu 55 asteessa ja vastaavasti 20 % 70 asteessa, mikäli kompostointi tapahtuu vakio lämpötilassa eikä ilmaa palauteta kiertoon.

Kuivuma hajonnutta ainemäärää kohti on suurimittaisessa kompostoinnissa jokseenkin riippumaton lämpötilasta, noin 6 l vettä hajonneen aineksen kiloa kohti (Sundberg 2005a). Näin siksi, että tärkein lämmönpoistumismekanismi on kosteuden haihtuminen. Ruokajätteen vesipitoisuus ei riitä kaiken kompostointiprosessissa muodostuvan hajoamislämmön poiskulkeutumiseen. Ruokajättekompости kuivuu ennen stabiiloitumistaan, ellei siihen lisätä tai palauteta vettä.

Ruokajätteen kompostoinnissa on ilmavuon oltava intensiivisen hajoamisvaiheen aikana huomattavasti suurempi kuin lietteen tai puutarhajätteen kompostoinnissa. Näin siksi, että ruokajäte hajoaa helpommin, ja ilman runsasta ilmastusta komposti voi tulla osittain anaerobiseksi ja pH laskea (ks. ed.) Kokeissa kahdella Norjan täysimittaisella kompostointilaitoksessa hajoamista ja pH:n kasvua joudutettiin lisäämällä ilmastusta ensimmäisen 3–5 päivän aikana yhdessä laitoksessa 10 kuutiometristä 50 kuutiometriin kompostikuutiometriä ja tuntia kohti, ja toisessa 50 kuutiometristä 150 kuutiometriin kompostikuutiometriä ja tuntia kohti (Sundberg 2005b). Ilmatilavuuksia tarkastellaan lähemmän luvussa 3.

2.5.4 Tuhkan lisääminen kompostiin

Puutuhkaa lisätään joskus kompostiin, jotta pH saataisiin nousemaan ja happaman jätteen kompostoituminen nopeutuisi (Fung ja Wong 2006). Suomessa tehdyissä kokeissa osoittautui, että tuhkan lisääminen vaikutti suotuisasti ruokajätteen kompostointiin (Romantschuk, julkaisematon aineisto). Jos tuhkan hiilipitoisuus on suuri, niin se toimii aktiivihillen tavoin (Rosenfeld 2001). Se voi absorboida haihtuvia aineita ja siten vähentää hajua. Kun puisto- ja puutarhajätteen aumakompostoinnissa keikeltiin 25 % tuhkalisäystä (tilavuusprosentteina), niin haju väheni 80 % (Rosenfeld et al. 2004). Olennaista on, että tuhka analysoidaan raskasmetallien ja pH:n osalta ennen kuin sitä päätetään lisätä, sillä raskasmetallipitoisuudet ja pH:n vaihtelut saattavat olla suuria. Norjassa on Lindum Ressurs og Gjenvinning AS saanut hyviä kokemuksia sammutetun kalkin ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) lisäämisestä ruokajätteeseen ennen kuin siihen sekoitetaan kaarnaa 30–60 minuuttia kestävän konditointivaiheen jälkeen (Lystad 2002).

3. Näytteenotto ja analyysit

3.1 Materiaalinäytteitten ottaminen kompostointilaitoksilla

Projektia suunniteltaessa päätettiin analysoida kolminkertaiset näytteet, ja rinnakkaisnäytteet otettiin saman kasan kolmesta eri paikasta. Näytteenotto jätteen luonnehdintaa varten tapahtui seuraavan proseduurin mukaisesti (Kuva 2):

- Puolesta yhteen kauhallista jätettä jokaisesta 3–5 jäteautosta koottiin yhteen kasaan pyöräkuormaimella.
- Kasa sekoitettiin ja jauhettiin kahdesti ALLU-kauhalla (seulonta- ja murskauskauha, www.allu.net)
- Kasa levitettiin pyöräkuormainta ja kauhaa käyttäen noin 40 cm korkuiseksi ja jaettiin kauhaa käyttäen useaan osaan.
- Kolme ämpäriä (10 tai 20 litraa) täytettiin kolmesta eri paikasta leikkauspinnoilta otetulla aineksella.
- Ämpäreistä otettiin käsin näytteitä suoria analyysijä ja muovipusseissa tapahtuvaa pakastamista varten.

Kuva 2. Näytteenotto kaaviona

Materiaalinäytteitten otto prosessin aikana ja sen jälkeen oli tehtävä kunkin laitoksen omien edellytysten mukaisesti. YTV:n laitoksella käytettiin jokaisessa näytteenotossa yllä selostettua menetelmää. NSR:n ja IVARin laitoksilla käytettyjä menetelmiä selostetaan luvussa 6 kunkin laitoksen kohdalla.

3.2 Kaasunäytteitten otto

Hajun mittaukset tehtiin olfaktometrisesti, eurooppalaisen standardin EN 13725 mukaisesti (ks. kappale 2.1.3). Näytteet otti oslolainen Molab AS. Kompostikaasua koottiin noin 10 litran Tedlar-pusseihin, jotka lähetettiin pikapostina Osloon analysoitavaksi 24 tunnin sisällä. SLU:n kompostireaktorista otetut näytteet imettiin pumpulla huokostilavuudesta kasoista, jotka oli kasattu noin kaksi tuntia ennen näytteenottoa. Näytteet olivat lämpimiä ja kosteita, joten ne laimennettiin noin 50 prosentilla typpikaasua, jotta näytepusseissa tapahtuva kondensoituminen vältettäisiin. Tässä projektissa ei siis mitattu hajupäästöjä. Sen sijaan mitattiin huokoshajua, jota voidaan pitää hajupotentiaalin mittana.

3.3 Mikrobianalyysi

Mikrobiprofiilit analysoitiin Helsingin yliopistossa. DNA eristettiin homogenoiduista kompostinäytteistä maanäytteitä varten tarkoitettua Qia-gen DNA Isolation Kit -laitetta käyttäen, valmistajan antamien ohjeitten mukaisesti. Eristetyn DNA:n määrä ja puhtaus mitattiin spektrofotometrisesti tai geelielektroforeesin avulla. Geenifragmentti 16 S ribosomaalista RNA:ta amplifioitiin PCR-tekniikkaa käyttäen. Amplifiointiin käytettiin primereitä, jotka rajaavat 566 emäsparin alueen, mukaan lukien variaabelit alueet V3–V5. Kun puhtaus ja määrä oli analysoitu geelielektroforeesin avulla, käytettiin noin 10 % PCR-tuotosta vektoriplasmidin fragmentin kloonaukseen (Qiagen cloning kit), jolloin ne vektorit, joiden kloonaukseen onnistui, muodostivat valkoisia kolonioita isäntäbakteerin transformoinnin jälkeen. Plasmidit 40 valkoisesta koloniasta eristettiin, ja kloonatut fragmentit amplifioitiin käyttäen vektorispesifisiä primereitä, jotka hybridisoivat kumpikin omalle kloonausalueen puolelleen. Amplifioitujen fragmenttien (vähintään 30 onnistunutta) sekvensoitiin dideoximenetelmää käyttäen ABI-sekvenaattorissa (yhteen suuntaan). Lajinmääritys, ts. homologioiden etsiminen, tapahtui EMBL-tietokannassa FASTA – tai NCBI Blast – ohjelmalla.

Lajia määritettäessä edellytettiin vähintään 97 % homologiaa. Fragmentit, joiden homologia tietokannan sekvenssien kanssa oli alle 97 %, saattoivat olla peräisin tunnetun suvun uusista lajeista, mutta käytetty menetelmä ei antanut mahdollisuutta tarkempaan analyysiin.

3.4 Muita menetelmiä

3.4.1 pH ja hapot

Jäte sekoitetaan deionisoituun veteen suhteessa 1:5 (useimmiten 30 g kompostia ja 150 g vettä). Seosta hämmennetään ja se saa seistä tunnin ajan, minkä jälkeen mitataan nestefaasin pH.

Orgaaniset hapot (etikkahappo, maitohappo, voihamppo ja propionihappo) mitattiin SLU:n mikrobiologian laitoksella HPLC-menetelmää (high-pressure liquid chromatography) käyttäen. Jätteet sekoitettiin deionisoituun veteen (1:5) ja ne saivat seistä tunnin ajan. Ne suodatettiin 0,45 µm:n PVDF-suotimella.

3.4.2 Kuiva-ainepitoisuus ja tuhkapitoisuus

Pieniä, 10–100 gramman näytteitä kuivattiin 105 °C:ssa 22–24 tunnin ajan. Noin 1 kg jäte- ja tukiainenäytteitä kuivattiin 105 °C:ssa 24–72 tunnin ajan, uunista riippuen.

Uunissa hehkuttamalla määritettiin aineksen tuhkapitoisuus. Hehkutushäviö, josta usein käytetään lyhennettä VS (volatile solids), on orgaanisen aineksen määrän mitta. Orgaanisen aineksen pitoisuus vähenee kompostoinnin aikana, ja VS:n muutosta voidaan siksi käyttää hajojamisasteen laskemiseen. VS määritettiin hehkuttamalla kuivattuja näytteitä 550 °C:ssa neljän tunnin ajan.

3.4.3 Hiili ja typpi

Kokonaishiili (Tot-C) ja kokonaistyppi (Tot-N) mitattiin Leco CNS-2000:lla SLU:n maaperätieteen laitoksella (Institutionen för markvetenskap). Menetelmällä määritetään Tot-C ja Tot-N kuivatuista (50°C) ja jauhetuista näytteistä.

Ammonium- ja nitraattityppi (NH₄-N ja NO₃-N) analysoitiin kolorimetrisesti AutoAnalyzer TRA-ACS 800 -laitteistoa käyttäen jäädytetyistä näytteistä, jotka oli jauhettu 5–10 mm osasiksi, ravisteltu 2M KCl:ssa yön yli ja sentrifugoitu.

3.4.4 TVOC

Näytteitten käsittelyyn TVOC-mittauksessa käytettiin lietteen hajupotentiaalin mittausta varten kehitettyä menetelmää (Hobson ja Sivil 2005). 500 g huoneenlämpöistä jätettä pantiin suuriin paistopusseihin (Melitta), jotka täytettiin 14 litran tilavuuteen asti¹. Näytteitä ravistettiin kevyesti ja

¹ IVARin mittauksessa käytettiin toisia pusseja.

ne saivat seistä 55 minuutin ajan. Sitten niitä ravistettiin jälleen kevyesti, ja kun oli kulunut vielä 5 minuuttia, tehtiin PID-mittaus (Phocheck).

3.4.5 Tilavuuspaino ja huokosilman tilavuus

Tilavuuspainon (bulk density) mittaamiseen käytettiin ämpäreitä, joiden tilavuus tunnettiin (10 l YTV:n laitoksella, 20 l NSR:n ja IVARin laitoksilla). Ämpäri täytettiin jätteellä, sitä lyötiin lattiaan ja se täytettiin jälleen ääriään myöten, yhteensä neljä kertaa, minkä jälkeen se punnittiin.

Täysinäiseen ämpäriin kaadettiin sitten vettä ääriä myöten. Lisätyn veden tilavuus vastaa näytteen ilmatilavuutta.

3.4.6 Hajoamisaste

Hajoamisaste laskettiin SLU:n kompostireaktorissa tehdyissä kokeissa kahdella menetelmällä. Toinen niistä oli hiilidioksidipoistuma, joka perustuu kokeen aikana poistuvan hiilidioksidin määrään ja sisään otettavan aineksen painoon. Toinen menetelmä, VS-hajoamisaste, perustuu tuhkapitoisuuden muutokseen prosessin aikana, jolloin oletetaan, että hajoaminen ei vaikuta tuhkafraktioon. Hajoamisaste lasketaan kaavalla

$$k = \frac{(A_{ut} - A_{in})}{A_{ut}(100 - A_{in})} \cdot 100$$

jossa k on hajoamisaste, A_{in} on sisäänmenevän aineksen tuhkapitoisuus prosentteina TS:sta ja A_{ut} poistuvan aineksen tuhkapitoisuus prosentteina TS:sta.

3.4.7 Tilastoanalyysi useilla eri menetelmillä.

Analyysiaineistoa on käsitelty tilastollisesti useilla eri menetelmillä. Studentin t-testiä ja Wilcoxonin järjestyssummatestiä on käytetty eri dataryhmien vertailuun (Johnson 1994). Keskihajontaa on kauttaaltaan käytetty hajonnan mittana taulukoissa ja kuvissa. Käytetyt ohjelmistot olivat Minitab ja Microsoft Excel.

4. Jätteen luonnehdinta

4.1 Menetelmä

Näytteenotto ja analyysit jätteen luonnehdinta varten tehtiin siten, että näytteet otettiin kullakin laitoksella kahdesti, eri vuodenaikoina. Näytteitä otettiin toisaalta puhtaasta ruokajätteestä kemiallisia (pH, orgaaniset hapot, Tot-C, Tot-N, $\text{NH}_4\text{-N}$ ja $\text{NO}_3\text{-N}$) ja mikrobiologisia analyysejä varten, toisaalta valmiista kompostisubstraatin seoksesta fysikaalista analyysia (TS, tilavuuspaino, huokosilmatilavuus) varten. Näytteenottoa ja analyysejä selostetaan tarkemmin luvussa 3.

4.1.1 Jäteseokset

IVARin laitoksella saapuva jäte (ruokajäte tärkkelyspusseissa ja pakkaamaton puutarhajäte) sekoitetaan rejektin ja murskatun puujätteen kanssa (Taulukko 3). Usein kuitenkin käy niin, että rejektiä ei ole riittävästi. Silloin sen sijasta käytetään puujätettä siten, että jätteen ja tukiaineen suhteeksi tulee 1:1. Rejekti on prosessin jälkeen 40 mm seulalla seulottua tukiainemateriaalia. Puujäte on murskattua ja sen osasten koko vaihtelee välillä 0–80 mm.

YTV:n laitoksella käytetään murskattua ja seulottua puuainesta, johon oli tammikuussa 2006 näytteitä otettaessa sekoitettu murskattuja kantoja ja juuria (Taulukko 3). Lisäksi käytettiin puutarhajätettä, lähinnä sen karkeampaa ainesta, sekä kierrätettyä tukiainemateriaalia 25 mm seulalla seulottuna. Laitokselle vastaanotetaan kotitalousjätettä tärkkelyspusseihin pakattuna ja myös suuria määriä kaupan ja elintarviketeollisuuden jätettä.

NSR:n laitokselle vastaanotetaan ruokajätettä paperipusseissa sekä kauppojen pakkaamatonta ruokajätettä. NSR käyttää useita menetelmiä jätteen esikäsittelyssä. Joskus ruokajäte kompostoidaan suoraan, joskus siihen taas sekoitetaan vettä ja seos puristetaan ennen kompostointia. Puristeneste menee tuolloin mädätettäväksi biokaasun talteenottoa varten. Lisäksi ruokajätteeseen sekoitetaan nyttemmin (syksystä 2006 lähtien) seulotun jäännösjätteen hienompi jae, jolloin karkeampi jae menee poltettavaksi. Tästä johtuen analysoitiin useita NSR:ltä tulevia jakeita (Taulukko 1 ja Taulukko 3).

4.2 Tuloksia

4.2.1 Jäte

Ruokajätteenäytteitten pH vaihteli välillä 4,7 ja 6,1 (Taulukko 1). Orgaanisten happojen pitoisuudet vaihtelivat välillä 24 ja 81 mmol kompostikiloa kohti (märkäpaino, kolmen näytteen keskiarvo). Kaikissa näytteissä vallitseva happo oli maitohappo, seuraavaksi eniten oli useimmiten etikkahappoa. Myös voi-happoa ja propionihappoa havaittiin eräissä näytteissä. Nämä pH-arvot ja happopitoisuudet ovat niin suuria, että niistä voidaan odottaa aiheutuvan ongelmia, sillä lämpötila prosessin aikana nousi yli 40 celsiusasteen. Ruokajätteen muut analysoidut ominaisuudet viittaavat hyviin kompostoinnin edellytyksiin.

Taulukko 1. Hogstadin kompostointilaitoksella (IVAR), Ämmäsuon laitoksella (YTV) ja Filbornan laitoksella (NSR) käsitellyn jätteen yleiskuvaus sekä näytteistä mitatut pH ja orgaaniset hapot (kolmoisnäytteistä, ellei toisin mainita, tulokset kronologisessa järjestyksessä)

Plant and sample number	Date	Waste type	pH	Organic acids (mmol/kg fresh wt.)
IVAR:1	2005-12-15	Food waste with garden waste	5.2-5.9	81 ± 17
YTV:1	2006-01-31	Food waste	5.9 ^a	24 ^a
NSR:1f	2006-02-10	Food waste	4.9-6.1	47 ± 73
NSR:1p	2006-02-10	Food waste, pressed	4.7-5.9	39 ± 62
IVAR:2	2006-05-12	Food waste with garden waste	5.9-6.0	28 ± 3
YTV:2	2006-08-29	Food waste	4.8-5.1	64 ± 16
NSR:2f	2006-11-14	Food waste	5.0-5.5	45 ± 41
NSR:2p	2006-11-14	Food waste, pressed	5.4-5.6	72 ± 97
NSR:2s	2006-11-14	Mixed waste, screened	5.6-7.0	24 ± 19

Taulukko 2. Jätteen ominaisuuksia Hogstadin (IVAR), Ämmäsuon (YTV) ja Filbornan (NSR) kompostointilaitoksilla

Place and number	DM (%)	C/N-ratio	Tot C (% of DM)	Tot N (% of DM)	NH ₄ -N (mg/kg DM)	NO ₃ -N (mg/kg DM)
IVAR:1	38.4 ± 3.8	17.6	43.5 ± 3.4	2.5 ± 0.6	720 ± 190	85 ± 19
YTV:1	28.9 ± 1.2	18.5	47.0 ± 0.1	2.5 ± 0.3	810 ± 60	220 ± 50
NSR:1f	30.6 ± 0.4	20.6	48.1 ± 0.9	2.3 ± 0.1	970 ± 40	100 ± 40
NSR:1p	29.0 ± 1.1	24.3	48.7 ± 0.4	2.0 ± 0.1	590 ± 240	71 ± 7
IVAR:2	47.8 ± 1.7	19.8	32.7 ± 1.5	1.7 ± 0.2	1700 ± 1100	98 ± 18
YTV:2	28.9 ± 1.2	14.3	44.4 ± 0.6	3.1 ± 0.9	1100 ± 160	130 ± 50
NSR:2f	29.7 ± 4.4	16.6	47.7 ± 3.1	2.9 ± 1.0	860 ± 220	69 ± 50
NSR:2p	32.3 ± 2.2	21.4	48.8 ± 0.6	2.3 ± 0.5	400 ± 50	52 ± 7
NSR:2s	43.6 ± 13.2	17.3	42.5 ± 5.0	2.5 ± 1.2	1260 ± 760	110 ± 90

Aineistossa ei juuri ole nähtävissä trendejä. Myöskään esim. vuodenaikavaihteluista tai laitosten välisistä eroista ei voi tehdä yleistäviä johtopäätöksiä, mutta seuraavat seikat voidaan panna merkille:

- Sekä näytteenottoajankohtien sisällä että niiden välillä on suuria eroja
- Ei liene sattuma, että pH on suurempi ja happopitoisuudet ovat pienempiä IVARin laitoksella 12. toukokuuta 2006. Syy lienee puutarhajätteen suuri osuus saapuvasta jätteestä kasvukauden aikana.

- YTV:n laitoksella elokuussa 2006 pH oli hyvin pieni ja rasvahappojen pitoisuudet suuria. Selittävä tekijä saattaa olla Helsingin seudun jätteenkeräyskäytäntö. Jäte pakataan tärkkelyspusseihin ja sitä kerätään vain usean perheen taloista, jolloin se ei sisällä puutarhajätettä. Kun jäte kerätään muovipusseihin (olipa sitten kyseessä tavallinen muovi tai tärkkelysmuovi), niin materiaali ei kuivu samassa määrin kuin paperipusseihin kerättynä. Tämä yhdessä kesäkauden korkeampien lämpötilojen kanssa lieenee vaikuttanut pH-arvoon ja lisännyt haponmuodostusta jätteessä. Heräsi epäily, että tärkkelyspussien käytöstä ja puutarhajätteen puuttumisesta johtuen Helsingin seudulta kerätty jäte oli vaikeammin kompostoitavaa kuin muilla laitoksella käsitelty jäte (C. Gareis, henkilökohtainen tiedonanto).
- NSR:n laitoksella ei ollut merkittävää pH:n tai happopitoisuuden eroa puristetun ja puristamattoman ruokajätteen välillä. Happopitoisuus näyttää olevan jonkin verran pienempi seulotussa jäännösjätteessä kuin syntypaikkalajitellussa ruokajätteessä.

4.2.2 Jäteseokset

Tutkittuja jäteseoksia kuvataan taulukossa 3. Jäteseos YTV:n laitoksella oli märempää ja kompaktimpaa kuin IVARin seokset ja useimmat NSR:n seokset (Taulukko 4). Kaikkein kompaktein oli kuitenkin yksi NSR:n jäteseoksista (NSR:2b taulukoissa 3 ja 4).

Ilman täyttämien huokosten tilavuuden on oltava suuri, jotta ilma virtaisi hyvin kompostimassan läpi. Suositeltava ilmahuokosten tilavuus on vähintään 30 % (Haug 1993), eli ilmahuokostilavuus oli teoriassa riittävä kaikissa jäteseoksissa paitsi NSR:2b-seoksessa, joskin YTV:n seos 29.8.2006 täytti ehdon vain täpärästi. Tässä projektissa ei ole tutkittu toista asiaan liittyvää ongelmaa, nimittäin aineksen kompaktoitumista laitoksen sisällä. Kun aines kasataan usean metrin korkuiseksi, niin riskinä on, että se kompaktoiduu, mikä saattaa huomattavasti vähentää ilmahuokostilavuutta (Aasen ja Lystad 2002).

NSR:n laitoksella 2.10.2006 käsitellyn seoksen tilavuuspaino oli huomattavasti suurempi kuin IVARin laitoksella 15.12.2005 käsitellyllä seoksella, vaikka niillä oli suunnilleen sama ilmahuokostilavuus. Tämä johtui todennäköisesti eri tukiainemateriaalien käytöstä. IVARilla se koostui lähinnä kuivasta puusta, joka on hyvin kevyttä, NSR:n laitoksella taas puutarhajätteestä, joka sisälsi paljon soraa ja muuta maa-ainesta. Tästä huolimatta mittaustuloksissa oli kokonaisuutena ottaen hyvä korrelatio tilavuuspainon ja ilmahuokostilavuuden välillä (Kuva 3).

Taulukko 3. Jäteseosten kuvaukset Hogstadin (IVAR), Ämmäsuon (YTV) ja Filbornan (NSR) kompostointilaitoksilla

Place and number	Date	Structure material and mixing conditions
IVAR:1a	2005–12–15	Food waste:crushed wood waste, volume proportions 1:1
IVAR:1b	2005–12–15	Food waste: recycled structure:crushed wood waste, volume proportions 3:2:1
YTV:1	2006–01–31	Food waste:chips of wood with stumps:recycled structure:garden waste, mixing proportions 20 ton:7 m ³ :7 m ³ :7 m ³
NSR:1	2006–02–10	Food waste:garden waste, volume proportions approx.3:1
IVAR:2a	2006–05–12	Food waste: recycled structure:crushed wood waste, volume proportions 3:2:1
IVAR:2b	2006–05–15	Food waste: recycled structure:crushed wood waste, volume proportions 3:2:1
YTV:2	2006–08–29	Food waste:wood waste:recycled structure:garden waste, weight proportions 15:1:1:1
NSR:2a	2006–11–14	Pressed food waste:screen residue, volume proportions 1:1
NSR:2b	2006–11–14	Food waste:garden waste:screen residue, mixing proportions unknown

Taulukko 4. Jäteseosten ominaisuuksia Hogstadin (IVAR), Ämmäsuon (YTV) ja Filbornan (NSR) kompostointilaitoksilla

Place and number	Date	DM content (% of fresh wt.)	Bulk density (kg/m ³)	Gas-filled pore volume (%)
IVAR:1a	2005–12–15	0.38	502 ± 6	46.1 ± 1.0
IVAR:1b	2005–12–15	0.43	481 ± 13	47.4 ± 0.5
YTV:1	2006–01–31	0.31 ± 0.02	577 ± 60	41.4 ± 5.6
NSR:1	2006–02–10	0.36 ± 0.05	582 ± 33	45.4 ± 3.2
IVAR:2a	2006–05–12	0.54	433 ± 15	55.3 ± 0.8
IVAR:2b	2006–05–15	–	452 ± 37	57.5 ± 2.7
YTV:2	2006–08–29	0.34	633 ± 32	32.1 ± 3.0
NSR:2a	2006–11–14	0.39	545 ± 40	48.1 ± 3.0
NSR:2b	2006–11–14	0.42	776 ± 99	27.2 ± 9.3

Kuva 3. Tarkasteltujen kolmen laitoksen jäteseosten ilmahuokostilavuus tilavuuspainon funktiona.

4.2.3 Mikrobiologiaa

Talvella 2005–06 tarkastelluilla kolmella laitoksella otetuista näytteistä tehtiin mikrobianalyysi, jonka tulokset käyvät ilmi kuvasta 4. Mikrobidiversiteetti ja saapuvan jätteen koostumus olivat kaikilla kolmella laitoksella suunnilleen samanlaiset, mikä käy selvästi ilmi, kun todetaan, että YTV:llä otettujen näytteitten väliset erot ovat suuremmat kuin eri laitoksilla otettujen näytteitten väliset erot. Jätenäytteissä diversiteetti on varsin suuri. Suurimman mikrobiryhmän näytteissä muodostavat gamma-proteobakteerit, joiden joukossa suurimmat ryhmät ovat *Pseudomonas* sekä enterobakteerit (*E. coli*, *Klebsiella*, *Enterobacter*). Taudinaiheuttajabakteereja on myös näiden bakteerien joukossa, mutta ne eliminoituvat korkeassa lämpötilassa ja kompostointiprosessin mikrobisuksessiossa.

Tärkeä ryhmä ovat myös maitohappobakteerit (*Lactobacillales*), jotka ovat yleisiä meijerituotteissa ja biojätteessä. Ne ovat myös merkityksellisiä kompostointiprosessin kannalta, koska ne maitohappoa tuottamalla pienentävät jo ennestään happaman jätteen pH-arvoa, jolloin muiden bakteerien on vaikea kasvaa.

Voidaan todeta, että ne bakteeriryhmät, joita tarvitaan tehokasta prosessia varten, nimittäin *Bacillales* ja *Actinobacteria*, ovat jo jätteessä läsnä mitattavina määrinä. Käytetyllä menetelmällä mitattavissa on bakteerimäärä, joka vastaa vähintään noin 2,5 prosenttia bakteerisoluista, ts. vähintään noin 2×10^6 solua jätegrammaa kohti. Tällainen määrä riittää hyvin tulevan kompostointiprosessin käynnistymiseen. Muut jätteessä tavatut bakteeriryhmät ovat vähemmän merkityksellisiä.

Kuten aina DNA-pohjaisia menetelmiä käytettäessä, jää osa bakteereista tunnistamatta (ryhmä unknown). Useimmissa tapauksissa kyseessä ovat bakteerit, joita ei koskaan ole eristetty eikä viljelty puhtaaksi ja joita ei siksi voida luonnehtia. Sellaisten toistaiseksi luonnehtimattomien bakteerien osuus jätenäytteitten bakteerien kokonaismäärästä vaihteli 2 ja 17 prosentin välillä.

Kuva 4. Mikrobidiversiteetti jätenäytteissä eri laitoksilta (IVAR:1, näytteet 1–2; YTV:1, näytteet 3–8; NSR:1m, näytteet 9–10; NSR-1p, näytteet 11–12. Merkinnyt taulukon 1 mukaiset.

Eri laitoksista otettuja näytteitä analysoitiin myös myöhemmin niiden kompostointiprosessien analyysin yhteydessä. Tällöinkin oli diversiteetti kaikissa näytteissä suunnilleen sama kuin kuvassa 4 – vallitsevat ryhmät olivat gamma-proteobakteerit ja maitohappobakteerit.

5. Reaktorikokeet

SLU:n reaktorilla tehtiin viisi kompostointikoetta. Kokeita suunniteltaessa tarkoituksena oli tutkia, miten haju, hajoamisprosessi, mikrobikoostumus ja pH muuttuvat, kun muutetaan:

- lämpötilaa alkuvaiheessa (nopea tai hidas lämpeneminen 55°C asti)
- lämpötilaa myöhemmässä vaiheessa (55 tai 70°C)
- happipitoisuutta (1 % tai 16 % O₂)

Jo ennestään oli toki tiedossa, että happipitoisuus ja alkuvaiheen lämpötilastrategia vaikuttavat hajoamisprosessiin (esim. Smårs et al. 2002; Beck-Friis et al. 2003). Uutta näissä kokeissa oli, että tutkittiin, miten haju liittyy näihin seikkoihin, mutta myös prosessin myöhemmän vaiheen lämmönlisäyksen vaikutusten tutkiminen oli uusi asia.

5.1 Menetelmä

Kompostointikokeet tehtiin 200 litran kompostireaktorissa (Kuva 5, jossa lämpötilaa ja happipitoisuutta voidaan säätää toisistaan riippumatta (Smårs et al. 2001). Reaktorin eristeenä oli kaksi 25 mm paksuista kerrosta vaahtomuovia. Sisäinen ilmavuo oli vakio, noin 200 m³/h. Happipitoisuuden vakiona pitämiseksi ilmaa lisättiin sitä mukaa kuin prosessi kulutti happea. Lämpötilaa mitattiin neljässä paikassa itse reaktorissa sekä useissa muissa paikoissa systeemin sisällä. Lämpötilaa säädeltiin jäähdyttämällä ja lämmittämällä ilmaa. Kondensoitunut kosteus kerääntyi jäähdytysputkeen (Kuva 5).

Kuva 5. SLU:n kompostireaktori. Hajunäytteet otettiin pisteessä A, kaasunlämmittimen ja analysilaitteitten välissä.

Jokainen koe kesti 16 päivää, ja ne kaikki tehtiin ajanjaksolla syyskuusta 2006 helmikuuhun 2007. Substraattiseos, vesipitoisuus ja näytteenottovälit olivat samat kaikissa ajoissa. Kokeissa käytettiin kahta eri alkuvaiheen strategiaa:

- Itselämpeneminen: Substraatti sai lämmitä itsekseen, ja kun lämpeneminen hidastui, aines lämmitettiin 55°C asti. Itselämpenemisstrategian tarkoituksena oli jäljitellä lämpenemistä suurimittaisessa kompostoinnissa, jossa ilmavuo on vakio ja jossa lämpötila usein nousee nopeasti noin 55 celsiusasteeseen. Koska
- lämpöhäviöt ovat suuremmat pienessä reaktorissa kuin suuressa laitoksessa, oli lämpöä lisättävä, jotta 55°C saavutettaisiin yhtä nopeasti kuin suurissa laitoksissa.
- Jäähdytys. Substraatti sai lämmitä itsekseen 40°C asti, minkä jälkeen sitä jäähdytettiin, jotta sen lämpötila pysyisi hieman alle 40°C:ssa, kunnes materiaalin pH oli noussut yli 6:n. Tämä strategia saa aikaan hyvin nopean hajoamisprosessin (Smårs et al. 2002).

Lämpenemisvaiheen jälkeen lämpötila pidettiin vakiona 55°C:ssa. Kahdessa kokeessa kompostia lämmitettiin edelleen, 70°C asti, päivästä 9 lähtien. Lisäksi kokeiltiin kahta happipitoisuutta, 1 % ja 16 %, happipitoisuuden vaikutusten vertailemiseksi. Kokeissa tutkitut viisi alkuvaiheen,

myöhemmän lämpötilan ja happipitoisuuden yhdistelmää ilmenevät taulukosta 5.

Taulukko 5. Lämpötilan ja happipitoisuuden asetukset viidessä reaktorikokeessa

Name	Heating strategy	Later temperature	O ₂ concentration
Cool-1%	Cooling	55°C	1%
Cool-16%	Cooling	55°C	16%
Cool-16% (70°)	Cooling	55°C , 70°C from day 9	16%
Heat-16%	Self-heating	55°C	16%
Heat-16% (70°)	Self-heating	55°C , 70°C from day 9	16%

Kompostiaineesta sekoitettiin päivittäin reaktoria kääntämällä. Joka kerta käännön yhteydessä otettiin kolme näytettä, ja reaktori käännettiin aina näytteenottojen välissä. Päivittäisistä näytteistä analysoitiin pH, kuiva-ainepitoisuus (TS) ja tuhkapitoisuus. Päivinä 3, 8 ja 16 otettiin lisäksi materiaalinäytteet kokonaishiilen (Tot-C), kokonaistypen (Tot-N), ammoniumtypen (NH₄-N), nitraatin (NO₃-N) ja mikro-organismien analyysia varten sekä kaasunäytteet hajuanalyysia varten. Yksityiskohtaisemmin kokeita selostetaan kappaleissa 3.2–3.4. Lämpötilaa, happikaasua, hiilidioksidia ja haihtuvia orgaanisia aineita (TVOC) mitattiin kokeitten aikana automaattisesti 5 minuutin välein. Reaktorin sisältämä aines punnittiin kokeen alussa ja lopussa.

Reaktorikokeissa käytetty ruokajäte oli saapuvaa syntypaikkalajiteltua ruokajätettä, joka oli tuotu Uppsalassa sijaitsevasta Hovgårdenin kompostointilaitoksesta helmi-maaliskuussa 2006. Hakuajankohtana ulkona oli pakkasta, ja aineesta pidettiin esikäsittelyn aikana suunnilleen 0 °C lämpötilassa. Tällöin epäpuhtaudet lajiteltiin pois ja ruokajäte jauhettiin ja sekoitettiin, minkä jälkeen se pakastettiin ja säilytettiin lämpötilassa –20 °C.

Kompostisubstraatti sekoitettiin sulatetusta ruokajätteestä ja kahdesta tukiainejakeesta, nimittäin hienosta (<3 mm) ja karkeasta (3–19 mm) murskatusta puujätteestä (märkäpainosuhte ruokajäte:karkeatukiaine: hienotukiaine = 10:4:1). Näiden lisäksi lisättiin kypsää kompostia ja vettä, kumpaakin 5 % ruokajätteen määrästä. Valmis substraattiseos (Taulukko 6) jauhettiin hienojakoiseksi ja sekoitettiin hyvin myllyssä, jossa reikäkoko oli noin 20 mm.

Taulukko 6. Kompostireaktoriin menevän substraatin koostumus

	Substrate mixture
DM (% of fresh weight)	44.9 ± 0.6
Ash (% of DM)	11.4 ± 0.3
Tot-C (% of DM)	44.2 ± 0.8
Tot-N (% of DM)	1.61 ± 0.11
NH ₄ -N (g/kg DM)	0.57 ± 0.03
NO ₃ -N (mg/kg DM)	127 ± 23
C/N-ratio	27.5
pH	5.7
Glucose (mmol/kg fresh weight)	500 ± 180
Lactic acid (mmol/kg fresh weight)	9.5 ± 3.0
Acetic acid (mmol/kg fresh weight)	8.3 ± 7.0

5.2 Tuloksia

5.2.1 Hajoaminen, pH ja haju

Reaktorissa tapahtuvaa kehitystä kunkin ensimmäisen koeviikon aikana voidaan vertailla kuvan 6 avulla. Hajoamisnopeutta seurattiin mittaamalla hiilidioksidipoistumaa, ja kuvista ilmenee, että itselämpenemis- ja jäähdytysstrategioitten välillä oli suuri ero. Kaikissa niissä kokeissa, joissa happipitoisuus oli 16 %, käynnistyi prosessi heti, ja lämpötila nousi ensimmäisen vuorokauden aikana 40 asteeseen. Sen jälkeen aktiviteetti väheni muutamaksi tunniksi, jota seurasi kokeissa Kyld-16% ja Kyld-16 % (70°) intensiivinen vaihe ja nopea pH:n kasvu kolmannen päivän aikana. Kolmantena päivänä hajoamisprosessi oli nopeimmillaan ja hidastui sitten vähitellen jäljellä olevana aikana. Kokeissa Varm-16 % ja Varm-16 % (70°) taas aktiviteetti väheni lähes nollaan lämpötilan noustessa yli 40°C:n, ja pH pysyi pienenä (n. 5) koko jäljellä olevan koeajan (Kuva 6).

Kuvasta 8 käyvät ilmi lämpötilat reaktorissa sekä hiilidioksidikehitys kokeitten aikana. Hiilidioksidikehitys viimeisenä koevuorokautena käy ilmi taulukosta 7. Niille kokeille, joissa hiilidioksidin muodostus ei ole ollut hyvin vähäistä, voidaan tätä käyttää stabiliteetin mittana. Suomen lannoituslainsäädännön mukaan kypsäksi kompostiksi luokitteluun vaaditaan < 3 mg CO₂-C VS-grammaa kohti vuorokaudessa, mikä tässä tapauksessa vastaa noin 4,5 g CO₂-C sisäänmenevää hiilikilogrammaa ja vuorokautta kohti (C. Gareis, henkilökohtainen tiedonanto).

Taulukko 7. Poistuvan materiaalin ominaisuuksia viidessä reaktorikokeessa

	Cool-1%	Cool-16%	Cool-16% (70°)	Heat-16%	Heat-16% (70°)
DM (% of fresh weight)	44.9 ± 3.3	48.9 ± 2.1	49.1 ± 5.6	44.9 ± 2.2	46.8 ± 4.4
Ash (% of DM)	- ²	16.0 ± 1.8	- ²	12.0 ± 1.4	12.3 ± 1.3
Tot-C (% of DM)	43.9 ± 0.6	42.6 ± 1.8	42.2 ± 1.1	45.0 ± 0.8	44.5 ± 0.5
Tot-N (% of DM)	1.72 ± 0.08	1.87 ± 0.15	1.80 ± 0.14	1.68 ± 0.17	1.69 ± 0.19
NH ₄ -N (g/kg DM)	1.63 ± 0.01	1.44 ± 0.02	1.38 ± 0.03	1.17 ± 0.1	1.57 ± 0.02
NO ₃ -N (mg/kg DM)	0.5 ± 0.1	2.9 ± 0.4	3.8 ± 0.9	123 ± 26	127 ± 17
C/N-ratio	25.5	22.8	23.4	26.8	26.3
pH	8.7	8.3	8.2	5.0	5.0
VS degree of decomposition ¹ (% of DM _{in})	- ²	28	- ²	5	7
Total C release (% of C _{in})	24	29	26	6	7
CO ₂ release during last day (g CO ₂ -C per kg C _{in})	5.0	5.4	2.8	-	-
Nitrogen losses (% of N _{in})	18	14	12	4	3

¹ks. kohta 3.4.6

²data puuttuu

TVOC-pitoisuus oli kokeitten alussa noin 200 ppm ja kasvoi alkuvaiheessa (kuva 8). Kokeissa Kyld-16 % ja Kyld-16 % (70°C) TVOC väheni alle 100 ppm:n pH:n muuttuessa. Kokeessa Kyld-1 % TVOC väheni hieman myöhemmin ja hitaammin. Kokeissa Varm-16 % ja Varm-16 % (70°C) taas TVOC-arvot pysyivät suurina (yli 300 ppm) koko kokeen ajan. Hajupitoisuus oli suurimmillaan 44 000 ou_E/m³ kaasunäytteissä, jotka oli otettu pH:n noustua, mutta 74 000–2 000 000 ou_E/m³ näytteissä, jotka oli otettu, #kun pH oli alle 6 ja TVOC yli 300 ppm (kuva 7). TVOC-kokonaispäästö oli pienin kokeessa Varm-16 % ja koko lailla sama muissa neljässä kokeessa (taulukko 8). TVOC-päästön suhde hajoamistuotehiileen oli selvästi pienempi kokeissa Kyld-16 %, Kyld-16 % (70°) ja Kyld-1 % kuin kokeissa Varm-16 % ja Varm-16 % (70°).

Taulukko 8. Kumulatiivinen TVOC-päästö kokeitten aikana: Kokonaispäästö ja hajoamistuotehiileen normitettu päästö.

Trial	Cumulative TVOC emissions (mmol TVOC/ kg DM _{in})	Normalised cumulative TVOC emissions (mmol TVOC/mol CO ₂)
Cool-1%	25.0	2.5
Cool-16%	26.8	2.1
Cool-16% (70°)	24.8	2.1
Heat-16%	13.9	7.3
Heat-16% (70°)	24.8	12.2

Kuva 6. Lämpötila, hiilidioksidin poistuma ja pH viidessä eri reaktoriajossa ensimmäisen 7 vuorokauden aikana. Kuvissa esitetään sekä materiaalinäytteitten (*) että kondensaattinäytteitten (+) pH. Kondensaattinäytteitä käytettiin päätettäessä lämpötilan nostamisen ajankohdasta kokeissa Kyl-16 %, Kyl-16 % (70°) ja Kyl-1 %. Lämmitys (–) sekä lämmityksen ja jäähdytyksen yhdistelmä (=) merkitty diagrammien yläreunaan.

Kuva 7. pH-arvojen kehitys viiden reaktorikokeen materiaalinäytteissä

a) Kylä-1 %

b) Kylä-16 %

c) Kylä-16 % (70 $^{\circ}\text{C}$)

d) Varm-16 %

e) Varm-16 % (70 °C)

Kuva 8. Lämpötila, hiilidioksidin poistuma, TVOC-pitoisuus, hajupitoisuus ja TVOC-päästö viidessä reaktorikokeessa. Alavasemmalla: Kolme hajumittausta koetta kohti, oikealla desibeliasteikko: 40 dB on 10 000 ou_E/m^3 , 60 dB on 1 000 000 ou_E/m^3 .

5.2.2 Mikrobiologiaa

Reaktoriajoissa jätteen gamma-proteobakteerit korvautuivat useimmissa tapauksissa nopeasti gram-positiivisilla bakteereilla kuten Bacillales (luokkanimitys gram-positiivisille aerobisille bakteereille, joihin kuuluvat myös mm. Bacillus-kannat) ja aktinobakteerit (joita aiemmin kutsuttiin Aktinomyseeteiksi tai sädesieniksi). Kokeessa Kyld-1 % (Kuva 9) jäte-seoksen bakteeridiversiteetti oli tyypillinen, ja gamma-proteobakteerit olivat vallitsevina. Kolmantena päivänä maitohappobakteerit muodostivat lähes 90 % bakteerikannoista, kun taas alfa-proteobakteerien määrä oli vielä samaa luokkaa kuin jätteessä. Maitohappobakteerit (Lactobacillales) ovat gram-positiivisia, anaerobeja mutta aerotolerantteja bakteereja, jotka tuottavat maitohappoa hajottaessaan sokereita. Maitohaposta johtuen pH pienenee, ja nämä bakteerit pitävät sen pienenä. Maitohappobakteerien (Lactobacillales) dominoimissa näytteissä alfa-proteobakteerit olivat lähes kokonaan etikkahappobakteereja (Acetobacter), kun taas neutraaleissa näytteissä alfa-proteobakteerit olivat erilaisia maassa ja kasveissa esiintyviä bakteereita.

Kahdeksantena päivänä olivat päässeet vallalle gram-positiiviset ja aerobiset Bacillales-kannat. Ne ovat neutrofiileja, mutta ne sietävät myös suurta pH-lukua ja korkeita lämpötiloja. Yhdessä Actinobacteria-ryhmän kanssa ne ovat tyypillisiä toimivalle kompostointiprosessille. Aktinobakteerien vähäinen määrä 8. ja 16. päivän kuluttua viittaa kuitenkin muuhun kuin tyypilliseen kompostointiprosessiin, mikä näkyy myös siitä, että tunnistamattomia bakteereja oli 16 päivän kuluttua paljon. Bacillales- ja Actinobacteria-ryhmien välinen tasapaino vaihtelee reaktoriajojen välillä, ja näin on myös laitoksissa. Toistaiseksi on epäselvää, mistä nämä vaihtelut johtuvat, mutta ilmeisesti ne liittyvät fysikaalisiin ja kemiallisiin parametreihin.

Kun reaktorin lämpötilan annettiin nousta 50°C asti, pienestä pH-luvusta huolimatta (Varm-16 %, päivät 3, 8 ja 16, sekä varm-16 % (70°C), päivät 8 ja 16), ei DNA-näytteen ottaminen onnistunut. Tämä tarkoittaa, että mikrobialinen biomassa oli näytteissä hyvin vähäinen. Substraatti oli siis mikrobien kannalta enemmän tai vähemmän kuollutta. Tämä sopii yhteen muiden tulosten kanssa (Kuva 8).

Kuva 9. Bakteridiversiteetti SLU:n reaktorikokeissa otetuissa näytteissä. Kyld-1 %: päivät 0, 3, 8 ja 16. Varm-16 % (70°): päivä 3). (Näytteistä päiviltä 8 ja 16 ei pystytty eristämään DNA:ta.)

Ajossa Kyld-16 % oli jäteseoksen bakteridiversiteetti odotetusti suhteellisen suuri (Kuva 10), ja gamma-proteobakteerit olivat vallitseva ryhmä. Kolmen päivän kuluttua Kyld-16 % -kokeessa vallitseva ryhmä oli Bacillales (aerobisia gram-positiivisia kantoja, joiden pH-optimi vaihtelee neutraalista ylöspäin.) 8 ja 16 päivän kuluttua vallitsevana ryhmänä oli Actinobacteria (aerobisia sädesieniä, usein termofiilejä, pH-optimi neutraalista ylöspäin). Varsinkin Actinobacteria-kannat päivien 8 ja 16 näytteissä ovat tyypillisiä termofiilejä kompostointibakteereita. On selvästi nähtävissä, että bakteerien sukkessio (maitohappobakteerit → Bacillales/aktinobakteerit) etenee huomattavasti nopeammin, kun hapenlisäys on 16 %, verrattuna 1 % lisäykseen. Myös Bacillales- ja Actinobacteria-ryhmien välinen tasapaino asettuu selvemmin jälkimmäisten eduksi, kun happea on enemmän.

Kuva 10. Bakteridiversiteetti reaktorikokeen Kyld-16 % näytteissä. Näyte 1: komposti-substraatti päivänä 0 (näyte Varm-16 % -kokeesta, mutta sama seos kuin kokeessa Kyld-16 %). Muut näytteet ovat päiviltä 3, 8 ja 16.

Kuva 11. Bakteridiversiteetti SLU:n reaktorikokeen kyld-16%(70°) näytteissä: päivät 0, 3, 8 ja 16.

Kuten muissakin jätenäytteissä, oli diversiteetti kokeen Kyld-16 % (70°C) jäteseoksessa suuri, ja gamma-proteobakteerit olivat vallitseva ryhmä (Kuva 11). Bacillales ja aktinobakteerit olivat vallitsevina myöhemmissä näytteissä. Päivien 8 ja 16 näytteissä oli myös melkoinen määrä gamma-proteobakteereja, mikä viittaa siihen, että happea oli käytettävissä niukasti. Jos hajoaminen tapahtuu nopeasti, niin happi voi loppua, vaikka ilmastus olisikin tehokasta. Kolmannen päivän näytteessä vallitsevana

ryhmänä on Bacillales (Kuva 11), kun taas aktinobakteerit ovat lisänneet osuuttaan 8. päivään mennessä. Mielenkiintoista on, että 16. päivään mennessä Bacillales on jälleen parannellut asemiaan, mikä johtunee siitä, että lämpötila oli korkeampi (70°C) päivästä 9 lähtien. Niin kuumissa oloissa suuri osa termofiileistä bakteereista kuolee ja mikrobiitiheys vähenee jyrkästi. Jos sekvenssejä tutkittaisiin tarkemmin, niin todennäköisesti osoittautuisi, että mesofiilit Bacillales-kannat (päivä 3) korvautuvat meso/termofiileillä aktinobakteereilla (päivä 8), kun taas päivän 16 näyte sisältäneenä lähinnä (ultra)termofiilejä Bacillales-kantoja. Tätä ei kuitenkaan vielä ole vahvistettu.

5.2.3 Typen dynamiikka

Kokeitten aikana kokonaistypen määrät muuttuivat vain vähän, ja myös eri kokeitten väliset erot olivat vähäisiä (taulukot 6 ja 7). Ammonium- ja nitraattipitoisuudet olivat vähäisiä saapuvassa aineksessa (3,6 % ja 0,8 %), mikä on ruokajätteestä puhuttaessa normaalia. Pitoisuudet olivat samaa luokkaa kuin Ruotsissa aiemmin tehdyissä tutkimuksissa (Eklind et al., 2007). Prosessin aikana ammonium- ja nitraattityypen dynamiikat olivat selvästi erilaiset käytettäessä jäädytykseen ja itselämpenemiseen perustuvia lämpötilastrategioita. Kokeissa Varm-16 % ja Varm16 % (70°C) nitraattipitoisuus ei muuttunut lainkaan, kun taas ammoniumpitoisuus kasvoi hieman. Toimivissa prosesseissa (Kyld-16 %, Kyld-16 % (70°) ja Kyld-1 %) sekä nitraatti- että ammoniumpitoisuudet vähenivät nopeasti. Ammoniumin väheneminen voi johtua immobilisoitumisesta, ts. ammoniumtypen sitoutumisesta mikrobeihin niiden kasvun yhteydessä, ja ammoniumin poistumisesta. Nitraatin väheneminen viittaa denitrifikaatioon. Nitraattipitoisuudet pysyivät vähäisinä hyvin toimivissa prosesseissa, kun taas ammoniumpitoisuudet kasvoivat kaikissa prosesseissa vähitellen kaksin- tai jopa kolminkertaisiksi alkutilanteeseen verrattuna (taulukko 7).

5.3 Keskustelua

5.3.1 Lämpötilalla on suuri merkitys hajoamisprosessille

Kokeissa käytetyt kaksi eri aloitusstrategiaa johtivat selvästi erilaisiin tuloksiin, mitä tulee hajoamiseen ja prosessien toimintaan. Jäähdyttämällä ja pitämällä lämpötila alle 40 asteessa saatiin nopeasti käyntiin intensiivinen prosessi. Intensiivinen hajoaminen saavutti huippunsa pian lämpötilan noustua 55 celsiusasteeseen, minkä jälkeen se hidastui eksponentiaalisesti. Jos taas lämpötila nousi 55 asteeseen pH:n vielä ollessa pieni, niin sekä pH että hajoamisnopeus olivat hyvin pieniä koko kokeen ajan. Nämä tulokset sopivat hyvin yhteen aikaisemmin samanlaista jätettä tutkittaessa saatujen tulosten kanssa (Smårs et al. 2002; Sundberg et al. 2004). Ter-

moifiili lämpötila ($>40^{\circ}\text{C}$) ja pH alle 6 ovat yhdistelmä, joka haittaa pahoin hajoamista. Tässä kokeessa sen vaikutus oli niin voimakas, että hajoamisprosessi käytännössä pysähtyi (Kuva 6 ja Kuva 8). Tästä johtuen ei pystytty edes erottamaan pieniäkään määriä mikrobialista DNA:ta kokeitten Varm-16 % ja Varm-16 % (70) myöhempien vaiheitten näytteistä. Näin kävi luultavasti siksi, että jätteen luonnollinen bakteeristo kuoli ennen kuin sen korvasi luonnollisessa sukkessiossa paremmin lämpöä kestävä bakteeristo. Tyypilliset termofiilit kompostointibakteerit eivät päässeet yleistymään, koska ne eivät kasva happamassa ympäristössä. Niiden pH-optimi on noin 8. Hajoamisen estyminen on huomiota herättävää siksi, että kosteus oli optimaalinen ja ilman happipitoisuus oli noin 16 %. Tästä nähdään, miten voimakkaasti yhdistelmä orgaaniset hapot, pieni pH (<6) ja termofiili lämpötila ($>40^{\circ}\text{C}$) hidastaa kompostointiprosessia.

Jäähdytettäessä 40°C :een kokeissa Kyld-16 % ja Kyld-16 % (70°C) muodostui suuria määriä kondenssinestettä. Laskelmien mukaan 5–25 % kompostin hapoista kulkeutui ulos ilman mukana, kun taas mikrobit hajottivat 75–95 %.

5.3.2 Hajupitoisuuden, pH:n ja TVOC:n välinen yhteys

Kuvasta 12 käy hyvin ilmi pH:n ja hajun välinen yhteys. Hajupitoisuus oli suurempi happamassa kuin neutraalissa tai emäksisessä kompostissa (Kuva 12). Kun kompostin pH on pieni (>5), on haju 50 kertaa voimakkaampi kuin pH:n ollessa suurempi kuin 6,5. Ruokajätteen kompostoinnin hajuhaittojen ehkäisemiseksi on siis tärkeää, että pH saadaan mahdollisimman nopeasti nousemaan yli arvon 6,5.

Kuva 12. Hajupitoisuus materiaalin pH:n funktiona. Poikkeava arvo oikeassa yläkulmassa on pH:n osalta kyseenalainen (ks. teksti, kappale 5.3.3).

Mitattu TVOC osoittautui hyväksi pH:n ja kompostin hajun indikaattoriksi. TVOC väheni useasta sadasta ppm:sta alle sataan pH:n noustessa yli arvon 6,5. Samalla hajukin väheni (Kuva 8). Tämä osoittaa, että PID-mitattu poistoilman TVOC voi kalibroituna olla käyttökelpoinen pH:n ja kompostin hajun indikaattori. Tätä saattaisi olla mahdollista hyödyntää prosessin ohjauksessa, koska online-mittaus on mahdollinen eikä näytteenottoa tarvita. Tämä tosin edellyttää, että mittaus voidaan tehdä yhtenäisessä prosessissa muodostuvasta kaasusta, Hajun, pH:n, happojen ja TVOC:n välisiä yhteyksiä sekä niiden merkitystä suurimittaisessa kompostoinnissa tarkastellaan lähemmin luvuissa 7–9.

5.3.3 Pienen happipitoisuuden vaikutus

Myös happipitoisuuden ollessa pieni, kokeessa Kyld-1 %, oli strategiana jäähdyttää komposti tehokkaasti, jotta happaman vaiheen ohi päästäisiin nopeammin ja hajupitoisuus jäisi pienemmäksi. Tähän käytetty aika oli kuitenkin pitempi kuin 16 %-kokeissa, seitsemän päivää kahden sijasta. Tämä osoittaa, että happipitoisuus on hyvin tärkeä kompostin pH-kehityksen kannalta. On hyvin dokumentoitu tosiasia, että hapen puute kompostoinnissa tärkeä ja tavallinen hapon muodostumisen syy.

Kuva 6 osoittaa, että pH-arvot kokeen Kyld-1 % kondensaatissa olivat pieniä koko ensimmäisen viikon ajan, kun taas pH-arvot materiaalissa olivat suuria. Ne eivät siis täsmää. Luultavaa on, että materiaalinäytteitten pH-arvot ovat harhaanjohtavia. Koska kondensaatin pH mitattiin näytteitä otettaessa suoraan nesteestä, kun taas materiaalinäytteet jäädytettiin myöhemmin tapahtuvaa mittausta varten, on virhelähteitä kondensaattien pH:n mittauksessa vähemmän kuin materiaalinäytteitten pH:n mittauksessa. Yksi mahdollinen virhelähde on, että kun otetaan näytteitä reaktorista, jossa happipitoisuus on 1 %, alkaa niissä intensiivinen mikrobitoiminta niiden tullessa huoneilmaan, jossa happipitoisuus on 21 %. Tästä on seurauksena orgaanisten happojen hajoaminen ja pH:n kasvu näytteenoton ja jäädyttämisen välisenä noin 30 015060 minuutin aikana.

Suurimittaisissa prosesseissa happipitoisuus poistoilmassa on normaalisti yli 15 % (Ekland et al. 2007; Sundberg ja Jönsson 2008), mutta rakenne on usein karkea ja partikkelit ovat suuria. Hapen saatavuus ei riipu ainoastaan konsentraatiosta kaasufaasissa, vaan se riippuu myös partikkelien koosta, koska mikro-organismeja on sekä partikkelien pinnalla että niiden sisällä. Näin ollen hapen saatavuus riippuu diffuusion nopeudesta materiaalissa (Hamelers 2001). Partikkelikoko reaktorikokeissa oli pieni, koska materiaali oli jauhettu noin 20 millimetriin. On siis mahdollista, että happiolot suurimittaisissa prosesseissa muistuttavat poistoilman suuresta happipitoisuudesta huolimatta enemmän 1 %-kokeitten kuin 16 %-kokeitten happioloja.

6. Prosessitutkimuksia kompostointilaitoksilla

Kaikilla kolmella laitoksella on ollut periaatteessa samantapaisia ongelmia: Pieni pH ja vähäinen aineenvaihdunta, mistä johtuen stabilisoituminen on ollut hidasta, ja hajuongelmia on esiintynyt uloskuormauksen, jälkikompostoinnin ja seulonnan yhteydessä.

Testattu päästrategia on ollut kaikissa kolmessa laitoksessa sama: Ilmastusta ja vettä lisäämällä on pyritty kiihdyttämään aineenvaihduntaa ja saamaan aikaan tuote, joka haisee vähemmän pääkäsittelyn jälkeen. Laitoksilla on kuitenkin ollut erilaiset käytännön edellytykset ja haasteet, ja myös lisäkysymykset, joihin on haluttu vastauksia, ovat olleet eri laitoksilla erilaiset. Näin ollen kokeet toteutettiin eri laitoksilla suunnilleen mutta ei täsmälleen samalla tavalla. Jokaisella laitoksella seurattiin joitakin eriä sisäänkuormauksesta uloskuormaukseen, jolloin tarkasteltiin online-mittaustuloksia ja otettiin näytteitä laboratoriotutkimuksia varten. Erät poikkesivat toisistaan tiettyjen parametrien (lähinnä ilmastuksen) suhteen, kun taas muut parametrit pidettiin mahdollisimman samoina vertailujen helpottamiseksi.

6.1 IVAR – Hogstadin kompostointilaitos

6.1.1 Taustaa

IVARin laitoksella on aiemmin kokeiltu massan jäähdyttämistä ja siten pH:n kasvun nopeuttamista prosessin alkuvaiheessa (Sundberg 2005b). Tulokset olivat positiivisia, mutta niitä ei onnistuttu toistamaan päivittäisessä käytössä, ja laitoksella oltiin kiinnostuneita jatkotutkimuksista. Koska käytettävissä oli tuloksia aiemmista kokeista, päätettiin yrittää keskittyä tutkimaan tarkemmin ilmastuksen vaikutusta pH:n muutokseen ja orgaanisen aineksen hajoamiseen.

6.1.2 Laitos

Laitoksessa prosessi tapahtuu suljetussa tilassa, niin sanotuissa kaukaloissa. Ne ovat betonikouruja, joiden pituus on 42 m, leveys 5 m ja syvyys runsaat 2 m. Materiaali tuodaan kaukalon yhteen päähän, ja sitä käännetään mekaanisella kompostinkääntimellä, joka samalla siirtää materiaalia noin neljä metriä eteenpäin, kunnes se yhdeksän käännön jälkeen, noin kuukauden kuluttua, päätyy toiseen päähän. Vettä voidaan lisätä käänti-

men avulla käännettäessä. Ilmastus tapahtuu alhaalta käsin, lähinnä ime-mällä, mutta lisäksi on muutamia ilmastusvyöhykkeitä, joissa ilmaa pu-halletaan materiaalin läpi.

6.1.3 Koejärjestely

Kokeessa pyrittiin saamaan aikaan nopeampi hajoaminen ja stabiilimpi komposti. Tarkoitus oli arvioida, miten lisätty ilmastus prosessin alkuvai-heessa vaikuttaa prosessin kehittymiseen ja tuotteen laatuun.

Kokeessa seurattiin materiaaalierää kolmessa kaukalossa – kaukaloissa 1, 7 ja 8 – koko prosessin ajan. Kaukaloa 1 oli määrä ilmastaa vain vähän, kaukaloa 7 enemmän ja kaukaloa 8 kaikkein eniten. Laitoksen tavallisiin käyttöasetuksiin verrattuna tämä tarkoitti kaukalossa 1 tavanomaista il-mastusta, kaukalossa 7 lisättyä ilmastusta vyöhykkeessä A (päivinä 0–3) ja kaukalossa 8 lisättyä ilmastusta vyöhykkeissä A ja B (12 ensimmäisenä päivänä). Kaukaloihin 7 ja 8 oli tehty rakenteellisia muutoksia, jotka mahdollistivat ilmastuksen lisäämisen prosessin alussa. Niissä ilmaa pu-halletaan massan läpi vyöhykkeessä A, kun taas kaikissa muissa vyöhyk-keissä käytetään negatiivista ilmastusta, ts. ilmaa imetään alapuolelta massan läpi. Ilmastusta oli tarkoitus lisätä huomattavasti normaalia suu-remmaksi, kolminkertaiseksi tai jopa viisinkertaiseksi tavanomaiseen ilmavuohon verrattuna.

Kokeessa käytettiin ruokajätteen, rejektin ja puujätteen seosta, sekoi-tussuhde oli 3:2:1. Materiaali lastattiin kaukaloihin 12. toukokuuta 2006 ja sitä käännettiin 8 kertaa, 2–4 päivän välein, kunnes se kuormattiin ulos 8. kesäkuuta.

Prosessin valvojaa neuvottiin lisäämään vettä, mikäli se näytti olevan tar-peen lämpötilakäyrien ja käynnön yhteydessä kaukalossa tehtävien tar-kastusten perusteella. Lähtökohtana olivat taulukossa 9 esitetyt asetukset. Kaukalo 8 sai jonkin verran vähemmän vettä prosessin myöhemmässä vai-heessa, koska sen oletettiin olevan silloin stabiili ja vähemmän aktiivinen.

Taulukko 9. Suunnitellut vedenlisäykset käynnön yhteydessä (m³/h)

Place (metres from entrance)	Zone	Bin 1	Bin 7	Bin 8
0–7	A	30	30	30
7–23	B	50	50	50
23–39	C	60	60	40
39–45	D	40	40	20

6.1.4 Näytteenotto

Prosessitietokoneeseen tallentuivat tiedot lämpötilasta, käännpäivistä ja lisätyn veden määrästä. Ilmastusnopeus koe-erän kohdalla mitattiin kai-kissa kolmessa kaukalossa kahdesti kokeen aikana. Mittaukset teki Sweco Grøner ilmavuomittarilla, joka oli tyyppiä TSI CE 96 ja mallia 8 360-M-S. Jokaisen käynnön jälkeen otettiin materiaalinäyte, josta analysoitiin

paikan päällä TS ja pH. Neljän eri ämpärin sisällöt sekoitettiin, ja niiden seoksesta otettiin kokoomanäyte. Kerran prosessin aikana otettiin isompi materiaalinäyte, samoin uloslastauksen yhteydessä. Materiaali pakastettiin ja kuljetettiin Uppsalaan kemiallista analyysia (C, N, hapot ym.) varten ja edelleen Helsinkiin mikrobiologista analyysia varten.

6.1.5 Tuloksia

6.1.5.1 Ilmastus ja lämpötila

Mitatut ilmavuot käyvät ilmi taulukosta 10. Ilmavuot kaukaloitten 7 ja 8 vyöhykkeissä B olivat varsin pieniä, mikä ei ollut suunnitelmien mukaista eikä odotettua. Myös vyöhykkeessä A olivat mitatut erot kaukalon 1 ja kaukaloitten 7 ja 8 välillä huomattavasti suunniteltua pienemmät. Suunnitellut ilmavuot kaukaloissa 7 ja 8 vyöhykkeessä A olivat noin 5 000 m³/h. Vettä lisättiin jokseenkin suunnitelman mukaan.

Lämpötila ja käännpisteet käyvät ilmi kuvasta 13. Kaukalossa 1, samoin kuin kaukaloitten 7 ja 8 jälkipäässä, lämpötila nousi nopeasti käännpösten jälkeen, mikä on selvä merkki lisääntyneestä hajoamisesta käännpösten ja vedenlisäyksen jälkeen. Kahden ensimmäisen käännpösten jälkeen lämpötila nousi kuitenkin vain hitaasti ja vähän kaukaloissa 7 ja 8. Tämä viittaa huonoon ilmastukseen vyöhykkeessä B, ja samaan viittaa se, että mitatut ilmavuot jäivät tässä vyöhykkeessä pieniksi (Taulukko 10):

Kaukalo 1

Kaukalo 7

Kaukalo 8

Kuva 13. Lämpötilakehitys kolmessa tutkitussa kaukalossa IVARin laitoksella. Kääntöajat on merkitty diagrammiin pisteinä. Lämpötila on mitattu poistoilmasta. Päiviltä 0–3 ei ole mitattuja lämpötila-arvoja kaukaloista 7 ja 8. Ensimmäisessä ilmastusvyöhykkeessä ilmastus tapahtui imun sijasta ylipaineella, joten käytettävissä ei ollut koottua poistoilmaa, jossa mittaus olisi voitu tehdä.

Taulukko 10. Ilmavuot vyöhykkeissä A–C kaukaloissa 1, 7 ja 8 (m³/h)

Date	Zone	Kaukalo 1	Kaukalo 7	Kaukalo 8
2006-05-04 ¹	A	2700	3300	3250
2006-05-19	B	1400	550	300
2006-05-24	C	560	1270	1390

¹Tämä mittaus tehtiin siis muutama päivä ennen koetta.

6.1.5.2 pH

Sisäänmenevän aineksen pH oli 6,1 (Kuva 14). Se pieneni ensimmäisessä vyöhykkeessä ja alkoi sitten kasvaa. Kaukalossa 1 kasvu oli jatkuvaa, kun taas kaukaloissa 7 ja 8 tapahtui enemmän vaihtelua, mikä ilmeisesti johtuu huonosta ilmastuksessa vyöhykkeessä B kaukaloissa 7 ja 8. Ensimmäisen käynnön jälkeen pH oli suurin kaukalossa 8 ja pienin kaukalossa 1, mikä viittaa suoraan korrelaatioon ilmavuon kanssa, joka oli vyöhykkeessä A suurin kaukalossa 8 ja pienin kaukalossa 1. Vyöhykkeessä 2 (käännöt 2–5) pH kasvoi voimakkaasti (arvoon 7,7 asti, käynnön 5 jälkeen) kaukalossa 1, jossa ilmastus toimi hyvin. Kaukaloissa 7 ja 8, joissa oli huonompi ilmastus, pH ei kasvanut lähimainkaan yhtä paljon ja selvästi (pH = 6,7 kummassakin käynnön 5 jälkeen). Vyöhykkeessä C saivat kaukalot 7 ja 8 enemmän ilmaa kuin kaukalo 1, ja pH kasvoi niissä eniten. Uloskuormauksen yhteydessä mitattaessa olivat pH-erot kaukaloitten välillä pienet, joskin pH oli suurin kaukalossa 1 ja merkitsevästi suurempi kaukalossa 1 kuin kaukalossa 7. Kaikissa kaukaloissa pH kasvoi prosessin aikana, alkuarvosta 6,1 loppuarvoon, joka oli 8,0–8,4.

Kuva 14. pH-arvon kehitys prosessin aikana tutkituissa kolmessa kaukalossa.

6.1.5.3 TS

TS-pitoisuus oli ajoittain yli 65 % (Kuva 15), mikä antaa aiheutta epäillä, että prosessia häirtäsi kuivuminen. TS mitattiin aina heti käynnön jälkeen, ja vesi lisättiin käynnön yhteydessä. Vesipitoisuus ei siis ollut vakio kokeen aikana, vaikka diagrammin perusteella siltä näyttäisikin (esim. kau-

kalo 8, käännöt 2–3). Itse asiassa on niin, että vedenlisäykset kompensoivat kääntöjen välillä tapahtuneen kuivumisen. Jos TS kasvaa diagrammissa, niin se tarkoittaa, että lisätty vesi ei riitä kompensoimaan kääntöjen välillä tapahtunutta kuivumista. Jos TS taas näyttää pienenevän, niin vedenlisäys on ollut suurempi kuin poistuma.

Kuva 15. Kuiva-ainepitoisuuden kehitys prosessien aikana kolmessa tutkitussa kaukalossa.

6.1.5.4 Mikrobiologiaa

Mikrobikoostumus näytteissä, jotka otettiin uloskuormauksen yhteydessä runsaan kuukauden kestäneen kompostoinnin jälkeen, viittaa normaaliin prosessiin. Bacillales ja aktinobakteerit ovat vallitsevina (Kuva 16). Vaikka molemmat ryhmät ovat tyypillisiä toimivalle prosessille, on kaukaloitten 1 ja 7 välillä havaittavissa selvä ero, kun taas kaukalon 8 tulokset ovat jotain siltä väliltä. Tulosten tarkempi tulkinta edellyttää vertailua muiden parametrien kanssa. Voidaan kuitenkin todeta, että gamma-proteobakteerit muodostavat enimmillään jopa 30 % tunnistetuista sekvensseistä. Koska suuri osa gamma-proteobakteereista on fakultatiivisia, ts. ne voivat kasvaa sekä aerobisesti että anaerobisesti, voi niiden läsnäolo vielä kuukauden kuluttua prosessin käynnistymisestä olla merkki suboptimaalisesta hapensaannista. Tähän viittaa myös gamma-proteobakteerien suuri osuus reaktoriajossa Kyld-1 %, jossa happipitoisuus pidettiin pienenä (ks. luku 5).

Kuva 16. Bakteeridiversiteetti IVARin laitoksella uloskuormauksen yhteydessä otetuissa näytteissä kaukalosta 1 (näyte 12), kaukalosta 7 (näyte 13), ja kaukalosta 8 (näyte 14).

6.1.5.5 Haju

Mitatut huokoshajupitoisuudet käyvät ilmi taulukosta 11. Kustakin kaukalosta otettiin uloskuormauksen jälkeen kaksi rinnakkaisnäytettä samasta kasasta, ja niistä mitatut arvot esitetään taulukossa erikseen. Huokoshaju oli vähäisin kaukalossa 1 ja voimakkain kaukalossa 8, mutta erot kaukaloitten välillä olivat pienet. Kaikki arvot olivat suhteellisen pieniä.

Taulukko 11. Huokoshajupitoisuudet IVARin uloskuormattavassa materiaalissa

	Units	Bin 1, sample 1	Bin 1, sample 2	Bin 7, sample 1	Bin 7, sample 2	Bin 8, sample 1	Bin 8, sample 2
Odour concentration	ou _E /m ³	15 200	15 200	11 200	36 000	44 000	38 000
Odour concentration 95% confidence level	ou _E /m ³	12 000–19 000	10 800–21 400	7 200–17 400	24 000–52 000	28 000–70 000	20 000–70 000

6.1.6 Keskustelua ja suosituksia

6.1.6.1 Nykylaitoksilla voidaan saada aikaan toimiva kompostointiprosessi

Prosessi toimi hyvin myös siinä kaukalossa, johon ei tehty rakennemuutoksia. pH kasvoi prosessin aikana, eikä tuotteen hajupitoisuus ollut kovin suuri. Kokeen aikana täyttyivät seuraavat hyvin kompostoinnin edellytykset: Ilmastus toimi hyvin (katso kuitenkin 6.1.6.3 alla), ainesta sekoitettiin (kuten aina, johtuen laitoksen toimintaperiaatteesta), ja vettä lisättiin tasaisten kosteusolojen aikaansaamiseksi. On myös syytä mainita, että saapuvan aineksen pH (5,9–6,0) oli projektissa tutkittujen jäte-erien suurimpia (ks. taulukko 2).

6.1.6.2 Voimakas korrelaatio pH:n ja ilmastuksen välillä

Kaikissa kaukaloissa pH kasvoi prosessin aikana. Alkuarvot olivat välillä 5,9–6,1, loppuarvot välillä 8,0–8,4. Ilmastuksen ja pH-arvon kasvun välillä voitiin havaita selkeä yhteys. Koska tiedetään, että pH:n kasvu ja hajoaminen korreloivat ruokajätteen kompostoinnin alkuvaiheessa, (Sundberg 2005a, luku 5 yllä), on nopeaa pH:n kasvua pidettävä osoituksena tehokkaasta hajoamisesta.

6.1.6.3 Alkuperäiseen kysymyksenasetteluun ei saatu vastausta vyöhykkeitten A ja B huonon ilmastuksen takia

Ilmastus on tärkein yksittäinen kompostoinnin toimintaan vaikuttava tekijä. Koska ilmastus kokeen aikana toimi täysin eri tavalla kuin oli suunniteltu, ja koska kaukaloitten välillä oli suunniteltua vähemmän eroja, oli myös prosessin kulussa ja lopputuotteessa odotettua vähemmän eroja. Näin ollen oli vaikea tehdä johtopäätöksiä eri ilmastusmenettelyjen vaikutuksesta kompostointiprosessiin. Koska lopputuote oli varsin samanlainen kaikissa kolmessa kaukalossa, voidaan väittää, että onnistuneen ilmastuksen suotuisa vaikutus vyöhykkeessä A saattaa kumoutua, jos ilmastus vyöhykkeessä B epäonnistuu (kuten kaukalossa 8). Toisaalta voi onnistunut ilmastus B-vyöhykkeessä kompensoida vähemmän onnistunutta ilmastusta A-vyöhykkeessä (kaukalo 1).

Tulokset osoittavat, miten tärkeää on, että tukkeutuneet ilmastuskanavat puhdistetaan heti. Niiden ollessa tukossa, kuten vyöhykkeessä B kaukaloissa 7 ja 8, laitoksen suorituskyky heikkenee olennaisesti. Hyvät ruttiinit tukkeumien havaitsemiseksi ja nopeaksi avaamiseksi ovat vähintään yhtä tärkeitä kuin suuret puhaltimet.

6.1.6.4 Ilmastuksen ja lämpötilan välinen yhteys

Kaukaloissa 7 ja 8, vyöhykkeessä B, olivat ilmavuot huomattavasti odotettua pienemmät (taulukko 10). Myös lämpötiladiagrammeista (kuva 13) käy selvästi ilmi, että prosessit kaukaloissa 7 ja 8 ensimmäisen ja kolmannen käynnön välillä olivat erilaiset kuin kaukalossa 1, ja erilaiset kuin prosessin myöhemmissä vaiheissa. Normaalisti lämpötila laskee käynnön yhteydessä: Materiaali sekoittuu ja vettä lisätään. Sekoittaminen ja vedenlisäys saavat mikrobitoiminnan kasvamaan voimakkaasti, jolloin lämpötila nousee nopeasti pian käynnön jälkeen. Näin tapahtui kaukalossa 1 jokaisen käynnön yhteydessä, lukuun ottamatta kääntöä 8. Kaukaloissa 7 ja 8 taas lämpötila nousi vain hitaasti kääntöjen 1 ja 2 jälkeen (vyöhyke B) ja alkoi kohta sen jälkeen hitaasti laskea. Tämä oli selkeä merkki huonosta ilmastuksesta ja hapen puutteesta. Lämpötilakäyriä tarkastelemalla voidaan siis nähdä, saako prosessi riittävästi vai liian vähän ilmaa. IVARin käyttökäyttöön tulosi asiasta ja osasi tulkita lämpötilakäyriä. Pätevyys tällaisissa asioissa on tärkeää, ja tietoa tulisi soveltaa laitosten toiminnan päivittäisessä optimoinnissa ja päivittäisen ylläpidon suunnittelussa.

6.2 NSR – kombireaktori, Filborna

6.2.1 Taustaa

NSR:n laitoksella Helsingborgin Filbornassa on jo pitkään ollut hajuongelmia, jotka liittyvät kompostoinnin lisäksi säilytykseen ja biokaasulaitokseen. Tätä hanketta suunniteltaessa kompostoitiin syntypaikkalajiteltua ruokajätettä Biodegma-reaktorissa², jollaisia on käytössä useilla paikkakunnilla Ruotsissa (Sala, Örebro, Karlskrona) ja Suomessa Tampereella. Tämä oli syy, jonka vuoksi NSR valittiin projektiin. Biodegma-reaktori suljettiin kuitenkin projektin aikana, valvontaviranomaisen määräyksestä. Ruokajätettä kompostoitiin sen sijaan jonkin aikaa yhdessä jäännösjätteen kanssa suljetussa prosessissa niin kutsutussa kombireaktorissa (josta enemmän alempana), ja juuri tästä prosessista tuli tämän projektin tutkimuskohde. Myös kombireaktorin prosessiin liittyi hajuhaittoja, erityisesti uloskuormauksen, jälkikompostoinnin ja seulonnan yhteydessä. Ruokajätettä on nyttemmin (tätä kirjoitettaessa, maaliskuussa 2008) käsitelty NSR:n biokaasulaitoksessa.

Vuonna 2006 tehtiin kombireaktorissa muutoksia, joiden tarkoitus oli lisätä ilman läpivirtausta ja siten vähentää hajuhaittoja. Ilmastusta edistettiin muun muassa suurentamalla pohjapellin ilmareikiä ja vähentämällä täyttökorkeutta. Muutosten jälkeen tehtiin mittauksia (mm. ilmavuo, TS, VS ja happi). Hajuhaitat vähenivät selvästi, mutta vielä syksyllä 2006 esiintyi hajua uloskuormauksen ja jälkikompostointia seuraavan seulonnan yhteydessä. Näiden kokemusten perusteella suunniteltiin kombireaktoriä, joka toteutettiin helmi-maaliskuussa 2007.

Perusajatus koejärjestelyssä NSR:n laitoksella oli yrittää maksimoida hajoaminen niiden kolmen viikon aikana, jolloin materiaali oli reaktorissa, ja näin vähentää hajuhaittoja prosessin seuraavissa vaiheissa. Vaikka materiaali syksyllä 2006 näyttikin olevan hyvin ilmastettua, pidettiin silti mahdollisena, että hajoamista voitaisiin edistää syöttämällä lisää ilmaa. Lisääntynyt hajoaminen saa kuitenkin normaalisti aikaan materiaalin kuivumista enenevässä määrin. Koska 3–4 viikkoa kestänyt reaktorikäsitely oli staattinen (materiaalia ei lisätty), oli veden lisääminen massaan kokeen aikana vaikeaa ellei suorastaan mahdotonta. Koe suunniteltiin näin ollen siten, että pyrittiin selvittämään, oliko saavutettu maksimaalinen hajoaminen, eli oliko ilmastuksen ja kuivumisen välillä löydetty taseapaino, vai olisiko hajoamista mahdollista lisätä sopeuttamalla ilmavuot paremmin prosessin vaihteleviin tarpeisiin.

² Staattinen prosessi, jossa ilmastus tapahtuu puhaltimien avulla. Komposti peitetään kalvopeitteellä, joka päästää lävitseen kaasua mutta ei nestettä.

6.2.2 Laitos

Kombireaktorissa kompostoituihin seulottua jäännösjätettä yhdessä esikäsittelyn syntypaikkalajitellun ruokajätteen kanssa. Materiaalia kompostoituihin reaktorissa 2–4 viikon ajan. Kyseessä oli staattinen ”tunneliprosessi”, jossa materiaali lastataan sisään pyöräkuormaimilla, ilmaa syötetään alhaalta ja se imetään pois ylhäältä. Tunnelit olivat pinta-alaltaan noin 300 m² ja puhalluskapasiteetti oli noin 3 000 m³/h kussakin tunnelissa. Materiaalia jälkikompostoituihin ulkosalla uumissa viiden viikon ajan, minkä jälkeen se seulottiin. Komposti käytettiin laitoksen sisällä kaatopaikkajätteen loppusijoituspaikan peitemateriaalina.

6.2.3 Koejärjestely

Koetta suunniteltaessa päädyttiin vertailemaan käytössä olevan ilmastustrategian mukaista prosessia (tasainen ilmastus koko prosessin ajan, sisäänkuormauksesta uloskuormaukseen) vaihtoehtoisen strategian kanssa, jossa ilmastettiin täydellä teholla 10 vuorokauden ajan lämpötilan noustua yli 30°C:n asteen. Näin oli tarkoitus saada aikaan maksimaalinen jäähdytysvaikutus silloin, kun prosessin oletettiin tarvitsevan sitä eniten – tilanteessa, jossa käytettävissä oli runsaasti ravintoa ja jossa komposti oli pienen pH:n takia herkkä lämpötilalle.

Ilmastuksen sovittiin siis tapahtuvan näin:

- Yhtä reaktoreista (R4) ilmastettiin kuten tavallisesti, 100 % 5 minuutin ajan ja 60 % 10 minuutin ajan, koko kokeen aikana
- Yhtä reaktoreista (R3) ilmastettiin enemmän lämpötilan noustua yli 30°C:n, 100 % 10 päivän ajan. Muuna aikana ilmastettiin tavalliseen tapaan, 100 % 5 minuutin ajan ja 60 % 10 minuutin ajan.

Ensimmäinen, valmistelevalle koekierros toteutettiin marras-joulukuussa 2006, ja toinen kierros, jolloin tehtiin useampia ja tarkempia mittauksia, helmi-toukokuussa 2007. Normaalikäytössä täytetään reaktori kerrallaan, noin yksi reaktori viikossa. Kokeen aikana taas täytettiin kaksi reaktoria yhtä aikaa. Ne käynnistettiin ja tyhjennettiin samoina päivinä, ja kummankin aines seulottiin samana päivänä. Näin kummassakin reaktorissa käsitelty aines oli mahdollisimman samanlaista, jolloin näytteenotto oli helpompaa.

6.2.4 Näytteenotto

Sisäänkuormauksen ja uloskuormauksen yhteydessä sekä seulonnan jälkeen otettiin jäteseoksesta näytteitä samalla menetelmällä kuin muilla laitoksilla. Lisäksi otettiin näytteitä 9 paikassa leikkauspinnalta noin metrin syvyydestä materiaalin sisältä (matalalta, keskeltä ja korkealta; va-

semmalta, keskeltä ja oikealta), jotta voitaisiin verrata kuivumista kompostin eri osissa.

6.2.5 Tuloksia

Ilmavuot olivat suunniteltua pienemmät, keskimäärin vain noin 1 500 m³/h R3-reaktorissa ja noin 500 m³/h R4-reaktorissa. Suunnitelmien mukaan olisi R3-reaktorissa pitänyt virrata ilmaa 3 000 m³/h. Lämpötila nousi R4:ssä hyvin hitaasti, vain asteen päivässä koko kokeen ajan. R3:ssa lämpötila nousi jonkin verran nopeammin päivinä 3–5, 25 asteesta 35 asteeseen, ja prosessi oli sen jälkeen koko jäljellä olevan ajan noin 10 astetta lämpimämpi. R3:ssa lämpötila vakiintui viimeisellä viikolla noin 50 celsiusasteeseen. Lämpötilan nousun hitaudesta voidaan päätellä, ettei prosessi ollut tehokas, vaan jokin häirtäsi sitä.

Kuva 17. Lämpötilakehitys tarkastelluissa NSR:n kombireaktorin tunneleissa. R3 sai enemmän ilmaa kuin R4.

Materiaali sisälsi alussa runsaasti orgaanisia happoja (taulukko 12), huomattavasti enemmän kuin niissä jäte-erissä, joita tarkasteltiin jätettä luonnehdittaessa (taulukko 1). Pitoisuudet pysyivät R3:ssa suunnilleen vakioina koko prosessin ajan, mutta R4:ssä ne kasvoivat. Runsas happopitoisuus koko prosessin ajan käy ilmi myös pH-arvoista (taulukko 12), jotka kasvoivat jonkin verran R3:ssa mutta pikemminkin pienenevät jonkin verran R4:ssä.

R4:stä (joka sai vähemmän ilmaa) otetuissa näytteissä huokoshaju oli voimakkaampaa kuin R3:sta otetuissa näytteistä. Tämä koskee niin uloskuormauksen kuin seulonnankin yhteydessä otettuja näytteitä (taulukko 13). Prosessien välinen ero ei kuitenkaan ollut tilastollisesti merkitsevää. Kummassakin reaktorissa huokoshaju väheni noin kolmasosaan jälki-

kompostoinnin aikana. Kaikkia huokoshajun arvoja on pidettävä suurina. On kuitenkin huomattava, että arvot on saatu mittaamalla kaasusta, joka on otettu kompostikasojen sisästä. Ne kertovat, kuinka paljon hajupäästöjen potentiaalia on esim. seulottaessa, eivätkä ne siis ole todellisuudessa kasoista tapahtuvien hajupäästöjen mitta.

Taulukko 12. TS, pH ja orgaanisten happojen pitoisuus materiaalissa NSR:n prosessien luonnehdinnassa (R3 sai tavanomaista enemmän ilmaa, R4 sai normaalin ilmastuksen)

Material	Date	DM (%)	pH	Organic acids (mmol/kg compost)
R3 – Entry	2007-02-20	42 ± 7	4.9	242 ± 60
R4 – Entry	2007-02-20	42 ± 7	5.9	131 ± 84
R3 – Exit	2007-03-27	47 ± 6	5.0	250 ± 340
R4 – Exit	2007-03-27	46 ± 5	5.1	257 ± 22
R3 – Screening	2007-05-23	55 ± 1	6.0	218 ± 60
R4 – Screening	2007-05-23	52 ± 4	5.4	329 ± 0.2

Taulukko 13. Huokoshajupitoisuudet sisään- ja uloskuormauksessa (NSR)

Material	Odour concentration (ou _E /m ³)	Odour concentration, 95% interval (ou _E /m ³)
R3 – Unloading	730 000	500 000–1 180 000
R4 – Unloading	1 500 000	1 050 000–2 280 000
R3 – Screening	250 000	130 000–470 000
R4 – Screening	490 000	360 000–660 000

Massataseet NSR:n kompostoinnissa käyvät ilmi taulukosta 14. Paino väheni prosessin aikana suunnilleen saman verran kummassakin reaktorissa. Noin 10 % kuiva-aineesta (TS) hajosi tunnelissa, ja noin neljäsosa vedestä poistui. Massataselukuja on kuitenkin tulkittava hyvin varovaisesti, sillä pienet TS:n vaihtelut näkyvät vahvasti massataseessa, ja TS:n määrittämisen epätarkkuus on suuri (taulukko 12).

Taulukko 14. Massataseet (märkäpaino) NSR:n kombireaktorin kompostoinnissa

Parameter	R3 Fresh wt.	R4 Fresh wt.	R3 Dry wt.	R4 Dry wt.
Mass in (ton)	446	462	189	193
Mass out (ton)	360	360	168	167
Mass loss (%)	19	22	11	13
Mass after curing (ton)	320	265	- ¹	- ¹
Mass loss during curing (%)	11	26	- ¹	- ¹
Mass loss during the entire process (%)	28	43	- ¹	- ¹

¹Ei voida laskea, koska seulonta tapahtui ennen TS-näytteenottoa

Profiilista otettujen näytteitten analyysi ei antanut selviä tuloksia (kuva 18). TS ei näyttänyt muuttuvan ajan mukana, eikä myöskään korkeus-suunnassa tai reunan ja keskiosan välillä ollut merkittäviä eroja. Keskiarvot profiileissa olivat hämmästyttävän samansuuruisia, 45–46 % TS:sta. Myöskään pH-arvoissa ei ollut systemaattisia eroja eri ajankohtien ja paikkojen välillä. Yleisesti ottaen pH oli varsin pieni, alle 5,5 useimmissa näytepisteissä, mikä viittaa hyvin huonoihin prosessioloihin. pH oli yli

5,5 hieman useammassa näytepisteessä R3:ssa (enemmän ilmaa) kuin R4:ssä (normaali ilmastus).

R3 DM content					R4 DM content				
Day 9	Left	Mid	Right	Mean	Day 9	Left	Mid	Right	Mean
Top	0.53	0.50	0.41	0.48	Top	0.43	0.39	0.45	0.45
Centre	0.45	0.50	0.48	0.48	Centre	0.42	0.38	0.49	0.49
Bottom	0.42	0.46	0.43	0.44	Bottom	0.59	0.48	0.46	0.46
Mean	0.47	0.49	0.44	0.46	Mean	0.48	0.42	0.47	0.45

R3 DM content					R4 DM content				
Day 24	Left	Mid	Right	Mean	Day 24	Left	Mid	Right	Mean
Top	0.39	0.59	0.42	0.47	Top	0.46	0.47	0.41	0.45
Mid	0.44	0.45	0.37	0.42	Mid	0.45	0.42	0.49	0.45
Bottom	0.54	0.44	0.40	0.46	Bottom	0.43	0.43	0.49	0.45
Mean	0.46	0.50	0.40	0.45	Mean	0.45	0.44	0.46	0.45

R3 pH					R4 pH				
Day 9	Left	Mid	Right	Mean	Day 9	Left	Mid	Right	Mean
Top	5.0	4.6	4.7	4.8	Top	4.7	4.6	4.9	4.8
Mid	5.7	5.4	5.3	5.4	Mid	4.9	4.7	4.7	4.8
Bottom	5.6	5.7	5.6	6.6	Bottom	7.1	5.0	4.6	5.6
Mean	5.4	5.2	6.2	5.6	Mean	5.6	4.8	4.8	5.0

R3 pH					R4 pH				
Day 24	Left	Mid	Right	Mean	Day 24	Left	Mid	Right	Mean
Top	4.6	5.9	4.4	5.0	Top	4.7	4.6	4.7	4.7
Mid	4.8	4.5	5.7	5.0	Mid	4.7	4.7	5.7	5.0
Bottom	5.8	4.8	4.6	5.0	Bottom	4.7	4.9	5.2	4.9
Mean	5.1	5.0	4.9	5.0	Mean	4.7	4.7	5.2	4.9

Kuva 18. TS-osuus ja pH-arvot profiilinäytteissä kahdesta tutkitusta NSR-reaktorin erästä, 9 ja 24 päivän kuluttua. Värikoodit: TS: <0,40, 0,40-0,50, >0,50, pH: <5,5, 5,5-7,0, >7,0

6.2.5.1 Mikrobiologiaa

Actinobacteria ja *Bacillales* olivat vallitsevina uloskuormauksessa otetuissa näytteissä, mikä normaalisti viittaisi toimivaan prosessiin (kuva 19). Maitohappobakteerit (*Lactobacillales*) ja varsinkin klostridit näytteessä 2 taas viittaavat ongelmiin ja epänormaaliin prosessiin. Gram-positiiviset ja anaerobiset klostridit tuottavat erittäin pahanhajuisia kaasuja. Tunnistamattomien suuri osuus vaikeuttaa olennaisesti tulosten tulkintaa.

Kuva 19. Bakteeridiversiteetti uloskuormauksessa NSR:n reaktoreista otetuissa näytteissä (R4, näyte 2 ja R3, näyte 14).

6.3.1 Keskustelua ja suosituksia

Kompostointiprosessi kombireaktorissa ei toiminut hyvin. Saapuva materiaali oli hyvin hapanta ja ilmastus ei ollut riittävä (tästä lisää kappaleessa 9.5). Haju oli voimakas myös jälkikompostoinnin jälkeen ja pH niinkin pieni kuin 5,4–6,0 vielä kolmen kuukauden prosessin jälkeen.

Ilmavuot dokumentoidussa kokeessa jäivät noin puoleen suunnitelluista. Valmistelevien kokeitten aikana, joita ei tässä tarkemmin selosteta, mutta jotka olivat koejärjestelyn pohjana, ilmavuot olivat huomattavasti suuremmat. Näin ollen ei tämän kokeen perusteella voitu arvioida, miten suunnitelman mukaiset ilmavuot (noin 3 000 m³/h jätetonnin kohti) olisivat vaikuttaneet prosessiin.

R3:n ilmastus oli kahdesta kolmeen kertaan runsaampaa kuin R4:n, mikä kyllä vaikutti tietyssä määrin. Lämpötila nousi nopeammin ja enemmän, pH kasvoi hieman, ja tilanne näytti paremmalta vielä jälkikompostoinnin aikaanakin. Haju väheni jossain määrin, mutta ei riittävästi, jotta prosessia voitaisiin pitää hyvin toimivana. Uusia vaihtoehtoja on syytä tutkia. Mahdollinen keino saada ilmavirtaus riittämään voisi olla kuormata tunnelit selvästi matalammalle, ehkä vain metrin korkeudelle. Toinen mahdollisuus, jota kannattaisi kokeilla, voisi olla sekoittaa massa suuri määrä (vähintään 30 %) valmista kompostia, jonka pH on vähintään 7, jolloin kompostisubstraatin pH saataisiin heti nousemaan.

6.3 YTV:n Ämmässuon kompostointilaitos

6.3.1 Taustaa

Pääkaupunkiseudun ruokajätettä kompostoidaan tunnelikompostointilaitoksessa Espoon Ämmäsuolla. Kompostointilaitoksella on ollut ongelmia, joita luonnehtivat pieni pH, hidas hajoamisprosessi ja hajuongelmat aumoissa ulkosalla tapahtuvan jälkikompostoinnin aikana. Laitos on myös ollut alimitoitettu, ja uutta tunnelilaitosta rakennettiin projektin aikana olemassa olevan laitoksen viereen. Kun uusi laitos otetaan käyttöön, on vanhaa tarkoitus käyttää jälkikompostointiin.

Prosessitutkimuksissa YTV:n laitoksella haluttiin selvittää erilaisia tapoja nopeuttaa kompostointiprosessia. Yksi testatuista strategioista oli lisätä ilmastusta laitoksella maksimaaliseksi ja lisätä vettä kuivumisen kompensoimiseksi. Tämän ohella lisättiin tuhkaa pH:n nostamiseksi, ja hypoteesi oli, että tällä tavoin hajoaminen nopeutuisi entisestään.

6.3.2 Kompostointilaitos

Jätettä kompostoidaan tunneleissa (lattiapinta-ala noin 110 m²). Yksi tunneli täytetään kunakin päivänä (3 päivänä viikossa) noin 140 tonnilla biojätettä ja 40 tonnilla tukiainetta. Materiaali siirretään joka viikko uuteen tunneliin, ja kolmen viikon kuluttua se otetaan ulos laitoksesta jälkikompostointiin.

Biojäte oli tärkkelyspusseissa kerättyä ruokajätettä pääkaupunkiseudun kotitalouksista, suurkeittiöistä ja teollisuudesta. Tukiainemateriaalina käytettiin murskattua puuainesta, kierrätettyä tukiainemateriaalia ja kärkeää puutarhajätettä (oksia ym.)

Normaalisti laitoksella käytetään maksimaalista ilmastuskapasiteettia (noin 1–2.5 m³/s, mikä vastaa 13–32 m³ ilmaa kompostikuutiometriä ja tuntia kohden), mutta kesällä 2006 käytettiin vähennettyä ilmastusta (noin 0,5 m³/s vähemmän kuin normaalisti) kuivumisen vähentämiseksi. Ilmastuksessa käytetään tuoreen ilman ja kierrätetyn ilman seosta, jossa kierrätetyn ilman osuus vaihteli 20 ja 70 prosentin välillä. Alussa kierrätetyn ilman osuus oli pienempi. Vettä ei normaalisti lisätä. Veden lisäystä varren oli laitteet, mutta ne eivät toimineet.

Vuonna 2005 (tammi-elokuussa ja marras-joulukuussa) TS-pitoisuus poistuvassa materiaalissa oli keskimäärin 72 %. Pienin kuukausikeskiarvo oli 64 % ja suurin 82 %. Poistuvan materiaalin pH oli keskimäärin 6,9, pienin kuukausikeskiarvo oli 6,4 ja suurin 7,5 (YTV:n prosessitietojen mukaan).

6.3.3 Menetelmä

6.3.3.1 Koejärjestely

Kokeessa tarkasteltiin neljää erää (taulukko 15). Erien 1 ja 4 osalta jäljeltiin laitoksen normaaleja oloja siten, että erää 1 ajettiin vähennetyllä ilmastuksella koetta edeltävien kuukausien tapaan ja erää 4 täydellä ilmastuksella normaaliin tapaan. Näitä verrattiin erään 3, johon lisättiin vettä, ja erään 2, johon lisättiin sekä tuhkaa että vettä. Vesi lisättiin kääntöjen yhteydessä lannanlevitintä käyttäen, 8 tonnia ensimmäisen käännön yhteydessä ja 16 tonnia toisen käännön yhteydessä. Koe tehtiin aikana 28.8.–26.9.2006.

Taulukko 15. Koe-erien kuvaus

Batch no.	Name	Aeration	Ash	Water addition	Samples taken at start	Entry date
1	Low air	Limited	No	No	No	28/8
2	Ash and water	Full	Yes	Yes	Yes	29/8
3	Water	Full	No	Yes	Yes	4/9
4	High air	Full	No	No	Yes	5/9

6.3.3.2 Materiaali

Kokeen saapuvia jäteseoksia luonnehditaan taulukoissa 16 ja 17. Materiaalia kasattiin 2,5 metrin korkeuteen asti, ja tilavuudeksi tunneleissa tuli noin 280 m³. Tilavuuspaino on taulukossa 16 laskettu koko sisäänkuorimatulle massalla ja koko tunnelitilavuudelle. Taulukossa 17 on mittauksissa käytetty kolmoisnäytettä kappaleessa 3.4.5 selostetun menetelmän mukaan.

Taulukko 16. Kokeessa käytetyt jäteseokset, massat tonneina

Batch no.	Biowaste	Ash	Wood waste	Recycled structure material	Coarse garden waste	Total mass	Bulk density (kg/m ³)
1	151	0	11.1	11.7	10.1	184	653
2	153	8.9	10.3	11.7	10.2	193	687
3	147	0	11.0	13.1	10.2	181	645
4	146	0	10.3	10.2	7.6	175	621

Taulukko 17. Saapuvan materiaalin ominaisuuksia (näytteitä ei otettu erästä 1).

Batch no.	Ash addition	DM (%)	pH	Bulk density (kg/m ³)	Gas-filled pore volume (%)
2	Yes	34	8.5 ± 1.0	633 ± 32	32.1 ± 3.0
3	No	33 ± 7	5.3 ± 0.3	-	-
4	No	30 ± 2	5.4 ± 0.1	-	-

6.3.3.3 Mittaukset ja analyysit

Useita muuttujia seurataan laitoksessa online-mittauksin. Dataa ei ollut suoraan saatavissa analyysia varten, joten ainoa mahdollisuus oli käyttää paperitulosteita:

- Lämpötila sisäänmenevässä ja ulostulevassa ilmassa
- Ilmavuot
- Happipitoisuus poistoilmassa
- Ilmanpaine

TS, pH ja TVOC analysoitiin (kappaleessa 3.4 selostettua menetelmää käyttäen) YTV:n laitoksella paikan päällä aloitusmateriaalista ja joka viikko käynnön yhteydessä. Hiili- ja rikkipitoisuudet analysoitiin SLU:ssa ja mikrobikoostumus Helsingin yliopistossa. Tilavuuspaino ja huokosilmatilavuus määritettiin saapuvan materiaalin erästä 2 (taulukko 17). Kaikkien erien materiaali punnittiin sisään- ja uloskuormauksen sekä kääntöjen yhteydessä. Poistuvan materiaalin stabiliteetti määritettiin rottegrad-menetelmää käyttäen. Hajunäytteitä oli suunniteltu otettavaksi kolmen viikon jakson loppuvaiheissa, mutta käytännön ongelmien ja kommunikaatiovaikeuksien vuoksi näin ei tapahtunut.

6.3.4 Tuloksia

Lämpötila nousi alussa nopeasti ja saavutti 60 celsiusasteen rajan erässä 2 kahden päivän kuluttua, muissa erissä 4–5 päivän kuluttua (kuva 20). Kääntöjen jälkeen lämpötila nousi taas kaikissa erissä, useimmiten varsin nopeasti. Kolmannella viikolla lämpötila oli jonkin verran pienempi erissä 2 ja 4, mikä luultavasti johtui kuivumisesta (jäljempänä enemmän nestepitoisuuksista). Lämpötilan nopea nousu viittaa toimivaan kompostointiprosessiin.

Kuva 20. Lämpötilakehitys neljässä koe-erässä YTV:n laitoksella, Massat käännettiin 7 ja 14 päivän jälkeen.

Kuiva-ainepitoisuus (TS) kasvoi kaikissa erissä ensimmäisen viikon aikana (kuva 21). Toisen viikon aikana TS oli stabiili erissä 1, 3 ja 4, ja viimeisen viikon aikana se kasvoi nopeasti erissä 3 ja 4, mutta vain jonkin verran erässä 1. Erässä 2 (johon lisättiin tuhkaa) TS kasvoi joka viikolla, ja loppuvaiheessa materiaali oli varsin kuivaa (79 % TS). Lopussa kuivin oli erä 4 (83 % TS). Tämä oli odotettua, sillä kyseistä erää ilmastettiin täydellä teholla, mutta vettä ei lisätty. Kosteinta oli erän 1 materiaali, joka oli saanut vähemmän ilmaa kuin muut erät. Huolimatta veden lisäämisestä eriin 2 ja 3 vähenivät kosteuspitoisuudet dramaattisesti erässä 2 (johon siis lisättiin tuhkaa). Tästä voidaan päätellä, että hajoamisprosessi oli intensiivisempi erässä 2 kuin erässä 3.

Kuva 21. Kuiva-ainepitoisuuden (%) kehitys YTV:n laitoksen massoissa prosessin aikana.

Erässä 2 (tuhkalisäys) pH oli alussa huomattavasti suurempi ja pieneni jonkin verran ensimmäisen viikon aikana, mutta se oli edelleen koko prosessin ajan suurempi kuin muissa erissä (kuva 22). Erässä 1, joka sai vähemmän ilmaa, oli pH koko ajan pienempi kuin muissa. Erissä 3 ja 4

pH oli suunnilleen sama. Jokaisessa erässä pH kasvoi noin yhdellä pH-yksiköllä viikolta 1 viikolle 3.

Pienten pH-arvojen (alle 6–6,5) tiedetään haittaavan kompostointiprosessia, kun lämpötila on yli 40°C (Sundberg et al. 2004). Näin on ilmeisesti tapahtunut erässä 1 koko prosessin ajan sekä erissä 3 ja 4 kahden ensimmäisen viikon aikana (kuvat 15 ja 17). Tuhkan lisääminen erään 2 nosti pH:n yli kriittisen rajan jo prosessin alussa, joten kyseistä haittavaikutusta ei esiintynyt. Tämä sopii hyvin yhteen sen kanssa, että TS kasvoi jatkuvasti vedenlisäyksistä huolimatta.

Kuva 22. pH-arvon kehitys neljässä koe-erässä YTV:n laitoksella.

Massatase ja kuivan massan sekä nestemassan muutokset käyvät ilmi kuvasta 23. Kuiva massa ei mitenkään voi kasvaa, joten jossain on tehty mittausrvirhe. Vaikuttaa siltä, että sisäänkuormauksen yhteydessä ja prosessin aikana näytteitä otettaessa on käytetty eri menetelmiä. On mahdollista, että ilmoitetut nestepitoisuudet saapuvassa materiaalissa tarkoittavat biojätettä ennen sen sekoittamista tukiaineen kanssa. Siinä tapauksessa kuivapainojen päivänä 0 pitäisi olla hieman suuremmat ja nestepitoisuuksien päivänä 0 vastaavasti hieman pienemmät. Sitä paitsi näyttää erän 4 viimeisessä näytteessä olevan jotain vialla. Näin ollen kyseisten arvojen tulkinnassa on syytä olla varovainen. Nestemäärien käyrät näyttävät tulkillisemmilta, mutta niitäkin tulkittaessa on syytä olla varovainen kuivan ja märän painon välisen kytkennän vuoksi.

Selvää kuitenkin on, että suuria määriä nestettä poistuu, ehkä niinkin paljon kuin 100 tonnia erää kohti. Eriin 2 ja 3 lisättiin yhteensä 24 tonnia vettä, mikä ei riittänyt estämään kuivumista (kuva 21).

Kuva 23. Kokonaismassa (ylin kuva), kuivamassa (keskimmäinen kuva) ja neste (alin kuva) neljässä koe-erässä kolmen prosessiviikon aikana.

Rottegrad-arvot olivat varsin pieniä, joten yksikään komposteista ei ollut edes lähimain stabiili. Erän 4 arvo oli jonkin verran alempi (56 °C), muut kolme olivat 65 °C ja 67 °C välillä.

6.3.4.1 TVOC

TVOC-arvot olivat suuruusluokkaa 23–49 ppm saapuvassa jätteessä, ja ne vähenivät viikko viikolta. Kolmannen viikon lopulla ne olivat useimmissa näytteissä alle 1 ppm. TVOC-arvot pienenevät lineaarisesti ajan mukana, ja pH:n ja TVOC:n välillä näyttäisi olevan heikohko eksponentiaalinen korrelaatio (kuva 24). Erien välillä ei juuri havaittu eroja TVOC:n suhteen.

Kuva 24. TVOC (ppm) pH:n funktiona eri viikkojen aineistoissa.

6.3.4.2 Mikrobiologiaa

Kuten muissakin jätenäytteissä, olivat gamma-proteobakteerit yleisiä, mutta erikoista on, että *Lactobacillales* dominoi varsin vahvasti (kuva 25). Pohjoismaissa talousjätteessä on aina paljon maitohappobakteereja, mutta niiden osuus on harvoin niin suuri kuin näissä näytteissä. Päivän 7 näytteissä (erät 2 ja 4) *Bacillales* oli jo vallitseva ryhmä. Erän 2 näytteessä sen osuus oli jo 80 %, kun taas erässä 4 oli enemmän maitohappobakteereja ja klostrideja, mikä viittaa vähäisempään hapensaantiin tai muuten huonompiin kompostointioloihin erässä 4. Erän 2 ja muiden ero oli se, että vain erään 2 oli lisätty tuhkaa. Uloskuormauksessa otetuissa näytteissä *Bacillales* oli täysin vallitseva erissä 1 ja 3, kun taas erissä 2 ja 4 olivat sekä *Bacillales* että aktinobakteerit suurina ryhmiksi. Erät 2 ja 4 olivat varsin kuivia, kun taas erissä 1 ja 3 oli suotuisampi kosteuspitoisuus. Näiden kahden seikan välillä saattaa olla yhteys, mutta asian varmistamiseksi olisi analysoitava suurempi määrä vastaavanlaisia näytteitä. On kuitenkin tunnettua, että aktinobakteerit muodostavat usein ilmahyöfejä ja viihtyvät kuivemmissä ympäristöissä kuin ”tavalliset yksisoluiset” bakteerit. Jos verrataan toisiinsa kuivia uloskuormausta näytteitä, niin erässä 2 (johon oli lisätty tuhkaa) oli edelleen bakteeriprofiili, jota voidaan pitää edullisempänä – huomattavasti vähemmän gamma-proteobakteereja.

Kuva 25. Bakteeridiversiteetti YTV:n laitoksen prosessinluonnehdintanäytteissä. Erä 3, päivä 0 (3d0); erä 4, päivä 0 (4d0); erä 2 päivä 7 (2d7) jne.

6.3.5 Keskustelua

6.3.5.1 Oliko lisätyllä ilmastuksella vaikutusta?

Kyllä, ilmastuksen vaikutus on selvästi havaittavissa. Enemmän ilmaa saaneissa erissä pH kasvoi nopeammin. Niistä poistui enemmän nestettä, mikä on merkinä runsaammasta lämmön vapautumisesta ja suuremmasta biologisesta aktiviteetista. Ero ei kuitenkaan ollut riittävä, jotta lopputuote olisi ollut stabiili rottegrad-menetelmällä mitattuna, mutta kyseisellä menetelmällä on useita heikkouksia hyvin epäkypsän materiaalin tarkastelussa. Jos materiaalin pH on pieni, voi mittauksen tulos olla suorastaan harhaanjohtava. .

Strategia, jossa ilmastusta vähennettiin, sai odotetusti aikaan, että kuivuminen väheni, mutta seurauksena oli myös hitaampi hajoaminen. Tämän seurauksena suurempi osa hajoamisesta tapahtui jälkikompostoinnissa. Suljetussa tilassa kompostoinnista saatiin siis vähemmän hyötyä, ja hajupäästöt jälkikompostoinnin aikana olivat luultavasti suurempia. Tätä strategiaa ei siis voida pitää suositeltavana.

6.3.5.2 Oliko veden lisäämisellä vaikutusta?

Kyllä, veden lisääminen vaikutti. Täysi ilmastus ilman vedenlisäystä johti materiaalin kuivumiseen siinä määrin, että optimaalinen hajoaminen ei ollut mahdollinen. Niissä kahdessa erässä, joihin lisättiin vettä, oli vesipitoisuus suotuisampi. Todettakoon kuitenkin, että vaikka kumpaankin erään lisättiin 24 tonnia 180 tonnin massaansa, ei lähimainkaan riittänyt pitämään materiaalia riittävän kosteana, jotta prosessi olisi ollut optimaalinen kolmen viikon ajan (kuva 21).

6.3.5.3 Oliko tuhkalla vaikutusta?

Kyllä, tuhkan ansiosta pH kasvoi heti ja oli suurempi koko prosessin ajan. Myös lämpötila oli korkeampi ja TS kasvoi vakaasti, mikä osoittaa, että aktiviteetti oli suurempi kuin muissa samalla lailla ilmastetuissa erissä. Myös tuhkaa sisältävän näytteen bakteeriprofiili näytti vastaavan paremmin sitä, minkä katsotaan olevan luonteenomaista tehokkaalle prosessille, varsinkin viikon kuluttua otetussa näytteessä. Tuhkan lisäämistä kompostiin kannattaa siis jatkaa. Maksimaalisen hajoamisen aikaansaamiseksi on myös välttämätöntä lisätä riittävästi vettä ja ilmaa, jotta komposti pysyisi riittävän kosteana optimaalisen hajoamisen kannalta.

6.3.5.4 Haju

Hajun mittausta ei tehty nyt selostettavan kokeen aikana, väärinkäsityksestä johtuen. Näin ollen emme tiedä, vähenikö haju toimenpiteitten seurauksena. TVOC-pitoisuutta tosin mitattiin koko ajan, ja tuloksista käy selvästi ilmi, että TVOC väheni koko ajan kaikissa neljässä erässä, mutta erien välillä eri ollut suuria eroja. Koska muissa yhteyksissä on todettu yhteys TVOC:n ja hajun välillä, voidaan tästä päätellä myös hajun vähenyneen prosessin aikana. (Tästä enemmän kappaleessa 7.2.1).

7. Kokoavia tarkasteluja

7.1 Jäte

Saapuvallle ruokajätteelle on Pohjoismaissa tyypillistä pienet pH-arvot sekä orgaanisten happojen, lähinnä maitohapon, suurehkot tai suuret pitoisuudet, mikä tarkoittaa, että ongelmien riski kompostoitaessa on suuri. Tässä projektissa tutkituille substraattiseoksille luonteenomaisina piirteinä tarkasteltiin myös vesipitoisuuksia, ilmahuokostilavuuksia sekä orgaanisen hiilen ja typen pitoisuuksia, jotka olivat kompostoinnin kannalta sopivia.

Jäte sisältää myös suuria määriä mikrobeja. Kyseiset mikrobit, jotka ovat pääasiassa bakteereja, toimivat kompostoinnissa inokulaatteina. Tyypillisessä pohjoismaisessa talousjätteessä vallitsevina ovat gamma-proteobakteerit. Gamma-proteobakteerien suurimmat ryhmät ovat Pseudomonas ja enterobakteerit (E. coli, Klebsiella, Enterobacter). Joukossa on myös taudinaiheuttajabakteereja. Ne eivät yleensä ole termofiilejä, joten ne kuolevat nopeasti lämpötilan noustessa. Maitohappobakteerit ovat toinen hyvin yleinen jätebakteeriryhmä. Ruokajätteessä ja erityisesti meijerijätteessä maitohappobakteerien pitoisuudet ovat suuria. Eräät maitohappobakteerit kestävät myös lämpöä (50°C asti). Koska nämä bakteerit hajoamisprosessissa tuottavat orgaanisia happoja, voi tällä olla huomattava vaikutus pH-arvoon ja siten kompostoinnin käynnistymiseen. Voidaan myös todeta, että tehokkaassa prosessissa tarvittavia bakteeriryhmiä (*Bacillus* ja aktinobakteerit), tavataan jo jätteessä siinä määrin, että ne riittävät hyvin inokulaatiksi tulevaan kompostointiprosessiin. Aktinobakteerien osuus kasvoi loppua kohti hyvin toimivissa prosesseissa.

Vuodenaikojen ja laitosten välillä oli vain pieniä eroja. Toteutetut analyysit eivät antaneet aihetta sanoa mitään mahdollisista yleisistä eroista vuodenaikojen tai laitosten välillä.

7.2 Haju

7.2.1 Pieni pH tarkoittaa enemmän hajua

Hajupitoisuus oli suurempi pH:n ollessa pieni, ja korrelaatio oli tilastollisesti merkitsevä. Tämä kävi selvästi ilmi reaktorikokeista (Kuva 12), ja pitää paikkansa myös laitosten aineistoa tarkasteltaessa (Kuva 26). Lineaarinen regressio ei kuitenkaan välttämättä ole tässä tapauksessa sopiva. Mittausaineisto koostuu kahdesta ryhmästä, joissa toisessa pH < 6,0 ja

hajupitoisuudet ovat yli 70 000 ou_E/m³, toisessa taas pH > 6,6 ja hajupitoisuus enimmillään 44 000 ou_E/m³. Voidaan kyllä hyvin suurella varmuudella ($p < 0,005$) sanoa huokoshajun, ja siten myös hajupotentiaalin, olevan suurempia materiaalissa, jonka pH < 6,0, kuin materiaalissa, jonka pH > 6,6, mutta näiden ryhmien sisällä ei ole varmaa korrelaatiota hajun ja pH:n välillä.

Myös TVOC ja haju korreloivat tässä projektissa otetuissa näytteissä. Aineistoa ei tosin ole analysoitu perusteellisesti, eikä sitä tässä esitetä, mutta ainakin se tukee aikaisempia tuloksia (Berg et al. 2005), joissa TVOC:n ja hajun välillä on todettu selvä yhteys.

Kuva 26. Hajupitoisuus pH:n funktiona IVARin ja NSR:n laitoksilla sekä SLU:n reaktorioissa. Regressioyhtälö on $\log_{10}(\text{Hajupitoisuus}) = 7,982 - 0,4796\text{pH}$, $r^2 = 77,0 \%$.

7.2.2 Hajunäytteet

Hajun ja TVOC:n mittaus tehtiin huokosilmanäytteistä eli kompostin sisällä olleesta ilmasta. Tämä ei ole hajupäästön eli kompostista lähtevän hajun mitta. Huokosilman hajupitoisuutta voidaan sen sijaan pitää hajupotentiaalin mittana. Se siis kertoo, kuinka suuri on hajun riski materiaalin jatkokäsittelyssä.

Kompostointilaitoksilla on otettu näytteitä huokosilmasta, jota on imetty tietystä pisteestä suuressa kompostikasassa. Voidaan kysyä, miten edustava on yhdestä pisteestä otettu näyte. Tätä voidaan tarkastella IVARin laitoksen näytteitten avulla, sillä siellä otettiin samanaikaisesti kaksi näytettä eri paikoista jokaisesta kasasta (taulukko 11). Kahden kasan näytteitten välillä oli vain pieniä eroja, mutta kolmannen kasan näytteistä yhdessä arvo oli kolminkertainen toiseen verrattuna. Edustavuus olisi parempi, jos näytepussi täytettäisiin useista kasan eri kohdista otetulla ilmalla.

7.2.3 Hapotko haisevat?

Joko on niin, että hapot itsessään saavat aikaan hajun, tai sitten haju johdetaan niiden kanssa samanaikaisesti esiintyvistä aineista. Orgaaniset hapot haisevat, mutta luultavaa on, että suurimpina pitoisuuksina esiintyvät hapot eivät aiheuta eniten hajua. Maitohappo on suhteellisen vaikeasti haihtuva, sen kiehumispiste on korkea, ja sen pitoisuudet ilmassa eivät siksi ole suuria. Etikkahapolla on monisatakertaisesti korkeampi hajukynnys kuin monilla muilla hapoilla (Rosenfeld et al. 2007). Voihapolla, jota todettiin pieninä pitoisuuksina (lähellä toteamiskynnystä) useissa projektin näytteissä, on matala hajukynnys, ja sama koskee valeriaanahappoa, jota löydettiin useista näytteistä.

Rosenfeld ja kumppanit (2004) mittasivat haisevia aineita puisto- ja puutarhajätteen kompostoinnista. He osoittivat, että tärkeimpiä haisevia aineita prosessin alussa olivat asetaldehydi sekä useat eri orgaaniset hapot, muun muassa voihamppo ja valeriaanahappo.

On siis todennäköistä, että orgaaniset hapot yhdessä muiden aineiden kanssa aiheuttavat kompostoinnissa hajua, mutta suurimpina pitoisuuksina tavattavat hapot antavat vain vähäisen lisän hajukuvaan. Riippumatta siitä, mitkä aineet aiheuttavat hajun, voidaan pH-arvoa käyttää karkeana mutta toisaalta myös nopeana hajuriskin indikaattorina ruokajätettä kompostoitaessa.

7.3 Mikrobiologiaa

Tehokasta prosessia varten tarvittavia bakteeriryhmiä (Bacillales ja aktinobakteerit) tavataan jo itse jätteessä siinä määrin, että ne riittävät hyvin käynnistämään tulevan kompostiprosessin. Alkuvaiheen vaikeudet eivät siis johdu kompostointiin sopivien mikro-organismien puutteesta vaan happamasta ympäristöstä. Aiemmin laboratorioskaalassa (20 L) ja pilottiskaalassa (5m³) tehdyt kokeet ovat osoittaneet, että kompostin ympäätminen suuremmilla määrillä tunnettuja kompostimikrobeja ei juuri auta saamaan kompostoitumista alulle, ellei samalla korjata pH-arvoa suuremmaksi (Romantschuk ja Arnold 2005).

Mikrobianalyysillä pyrittiin määrittämään bakteeridiversiteetti ja tunnistamaan tyypilliset/vallitsevat bakteerilajit. Tulokset näyttävät eri bakteerityyppien karkean jakauman, mutta ne eivät ole kvantitatiivisia siinä mielessä, että ilmoittaisivat eri bakteerien pitoisuuksia kompostissa. Ennestään tunnettua on (Insam et al. 2006), että bakteerisolujen lukumäärä grammaa kohti on kompostoitavassa massassa hyvin suuri, yli 10⁹. Bakteeridiversiteetti on tärkeä, koska sitä voidaan käyttää kompostoinnin tehokkuuden, happipitoisuuden ja kompostoinnin vaiheen indikaattorina. Bakteeridiversiteetti oli lähes kaikissa testatuissa tapauksissa prosessin vaiheeseen ja/tai fysikaalis-kemialliseen ympäristöön liittyvien odotusten mukainen. Kompostointiprosessia voidaan siis diagnosoida bakteeriana-

lyysin avulla. Nyt käytettävissä olevilla menetelmillä diagnoosi on kylläkin liian hidaskä ja kallis, mutta kehitteillä on DNA-siruja (micro-arrays) (M. Romantschuk, julkaisematon), joiden voidaan odottaa saavan aikaan tällä alalla läpimurron. Sienten analyysissä siruteknikka on jo käytössä, ja sitä on testattu tämän projektin näytteillä. Tuloksia ei vielä ole koottu yhteen, mutta on jo tiedossa, että menetelmä toimii, ja tunnistustaso on riittävän hyvä. Menetelmä on nopea, tarkka ja hyvin herkkä.

Mikrobianalyysin tärkeä osa, jota myös viranomaiset edellyttävät, on kypsän kompostin hygieenisyyden toteaminen, eli on todettava, että siinä ei ole tauteja aiheuttavia mikrobeja. Tässä projektissa ei prosessia seurattu lopputuotteeseen asti, eivätkä käytetyt analyysimenetelmät sovellu kompostihygienian testaamiseen, mutta siruanalyysi lienee jatkossa käytökelpoinen menetelmä myös tähän tarkoitukseen.

7.4 Hapot, pH ja TVOC

Happokonsentraation (C_2 – C_5) ja pH:n välillä on selvä yhteys (Kuva 27), mikä tukee aikaisempia tutkimustuloksia, joiden mukaan orgaaniset hapot ja niistä varsinkin maitohappo ovat ne aineet, joiden vuoksi ruokajätteen ja kompostin pH-arvot ovat pieniä (Beck-Friis et al. 2003). Orgaanisia happoja muodostuu erityisesti anaerobisissa oloissa, mutta niitä voi syntyä ja kerääntyä myös ilmastuksen ollessa riittävä pitämään kompostin makrohuokoset aerobisina.

Kuva 27. Mitattujen orgaanisten happojen kokonaispitoisuus pH:n funktiona ruokajätteissä ja kompostissa kolmella laitoksella. Analysoidut hapot olivat maitohappo, etikka-happo, voihappo ja valerianahappo (C_2 – C_5).

TVOC-pitoisuus huokosilmassa korreloi pH:n kanssa (Kuva 24). Näin ollen kannattaa jatkaa kokeita, joilla selvitetään TVOC:n käyttöä proses-

si-indikaattorina. Yksi mahdollisuus voisi olla mitata TVOC-pitoisuutta poistoilmasta ja käyttää tuloksia pH:n indikaattorina, mutta pH-mittaus poistoilman kondensaatista saattaa olla yksinkertaisempi ja vähintään yhtä luotettava menetelmä. Tätä menetelmää on jo pitkään käytetty SLU:n reaktorin mittauksissa.

7.5 Ilmavuot

Ilmaa tarvitaan kompostoinnissa kuljettamaan pois lämpöä ja tuomaan kompostointiprosessissa tarvittavaa happea. Ilmavirtauksen lisääminen jäähdyttää kompostia ja lisää hapen saantia, jolloin prosessi muodostuu tehokkaammaksi molemmista näistä syistä, pH kasvaa ja huokoshaju vähe-nee. Tämä kävi varsin hyvin ilmi SLU:n reaktorilla tehdyissä kokeissa. Myös YTV:n kokeissa osoittautui, että vähemmän ilmaa saaneessa prosessissa pH kehittyi vähemmän suotuisasti (Kuva 22). Aiemmat kokeet IVARin laitoksessa ja eräässä toisessa laitoksessa Norjassa osoittivat saman asian (Sundberg 2005b). Myös NSR:n laitoksella ilmastuksen lisääminen sai aikaan suuremman pH-arvon ja vähemmän hajua, joskin parannukset jäivät vähäisiksi. IVARin ja YTV:n laitoksilla ilmavuot olivat samaa luokkaa kuin SLU:n reaktorin kokeissa Kyld-16 % ja Kyld-1 % (Taulukko 16), ja niitä on siis pidettävä riittävinä saamaan aikaan pH:n kasvun prosessin aikana ja hyvän hajoamisen, elleivät sitten prosessia haittaa muut tekijät, kuten kuivuminen. Tämä sopii yhteen myös laitoksilla tehtyjen havaintojen kanssa (luku 6). Ilman kokonaismäärät olivat NSR:n laitoksella kuitenkin huomattavasti pienempiä kuin IVARin ja YTV:n laitoksilla ja niissä SLU:n prosesseissa, joissa kompostointiprosessi toimi hyvin, mikä osoittaa, että ilmastus NSR:n laitoksella oli riittämätöntä.

Taulukko 18. Ilmavuot eri kokeissa karkeasti arvioiden (kaikki arvot ovat varsin epätarkkoja, epätarkkuus vähintään 50 %).

Plant	Mean air flow (m ³ /h, ton _{in})		Total volume of air during the entire process (m ³ /ton _{in})		Process time (day)
	Min.	Max.	Min.	Max.	
IVAR ¹	24	26	15000	17000	27
NSR ¹	1	3	1100	2800	35
YTV ²	10	50	5000	25000	21
SLU ³	2 ⁴	16 ⁵	780 ⁴	6500 ⁵	16
Theoretical ⁶	10	30	5000	10000	~ 20

¹Kokeen aikana tehtyjen ilmavuomittausten perusteella

²YTV:n ilmoittamat ilmavuot laskennan perustana

³Kokeen aikana tehtyjen ilmavuomittausten perusteella (reaktorin erityisestä ilmastussysteemistä johtuen arvot on korjattu siten, että ne ovat vertailukelpoisia laitoksella tehtyjen mittausten kanssa)

⁴Varm-16 %, prosessi, jossa pH oli pieni ja hajoaminen vähäistä

⁵Kyld-16 % ja Kyld-1 %, prosesseja, joissa pH kasvoi ja kokonaishajoaminen oli intensiivinen

⁶Hyvää prosessia ja nopeaa pH:n kasvua varten tarvittava ilmastus Sundbergin (2005a) laskelmien mukaan

Kokonaisilmavuon lisäksi tärkeää on, että ilma jakaantuu massassa hyvin. Ilmavuon lisäys jää jokseenkin vaille merkitystä, jos ilma kulkee pääasiassa karkeita tiehyitä pitkin.

Kun ilmastus on riittävä prosessia ajatellen, tulee ongelmaksi väistämättä kuivuminen, mikäli substraattissa on niin paljon energiaa kuin ruokajätteessä. IVARin ja YTV:n mittauksissa tämä käy selvästi ilmi. Kun ilmastettiin runsaasti lisäämättä vettä, tuli materiaalista loppuvaiheissa hyvin kuivaa (YTV, erä 4). Lisäämällä 13 % vettä, 24 tonnia, saapuesaan 180 tonnia painavaan jäte-erään, pystyttiin materiaalin kosteutta ylläpitämään vain vähäisessä määrin. Tämä osoittaa, että nopean ja hyvin toimivan prosessin aikaansaamiseksi täytyy lisätä suuria määriä vettä. Teoreettisten laskelmien mukaan tonnista jätettä pitäisi pääprosessin aikana haihtua noin 600 l vettä (Sundberg 2005a), mikä tarkoittaa, että vähintään 200 l vettä (20 % saapuvasta määrästä) on lisättävä jokaiseen saapuvaan jätetoniin.

Ilmastuksen lisääminen merkitsee myös lisää jäähdytystä, mutta lämpötila ei välttämättä laske. Jos lämpötila ei laske ilmastusta lisättäessä, niin lämpöä kehittyä enemmän eli hajoaminen tapahtuu nopeammin, ja juuri tähän pyritään. Näin tapahtui YTV:n laitoksella (vertaa eriä 1 ja 3, kappale 6.3).

Koska ilman tarve jäähdytystä varten on suurempi kuin ilman tarve hapettumista varten, on tästä muun muassa seurauksena, että lämpötila helposti nousee korkeammaksi kuin suurimittaisen suljetun kompostoinnin optimilämpötila. Ilmastus riittää hapettumiseen, mutta ei prosessin jäähdyttämiseen optimilämpötilaan. Jos lämpötila taas on optimilämpötilan alapuolella, siis alle 40°C pH:n ollessa pieni (<6,5) tai alle 55–60°C neutraalin tai emäksisen prosessin tapauksessa, niin voidaan päätellä, että prosessi on heikentynyt, tavallisesti joko huonon happitilanteen tai kuivumisen seurauksena. Näin oli asia NSR:n laitoksessa, jossa lämpötila oli optimaalisen alapuolella suuren osan prosessin ajasta. Huono hapettuminen voi johtua toisaalta liian pienestä ilmavuosta, toisaalta hapen epätasaisesta jakautumisesta massassa, mikä taas voi johtua huonosta rakenteesta tai ilmastuskanavien tukkeutumisesta. Esimerkkejä tilanteesta, jossa kuivuminen on saanut lämpötilan laskemaan nopeasti, ovat IVARin kaukalo 1 päivinä 20–25 (kuva 13) ja YTV:n erä 2, päivät 16–20 (kuva 20).

Lämpötilan lyhytaikainen nousu yli optimaalisen (55–60°C) voi olla mielekäs tavoite hygieniavarmuuden kannalta.

7.5 Hajoamisen mittaaminen

On osoittautunut vaikeaksi saada aikaan luotettavia mittareita, jotka kuvaisivat hajoamista laitoksissa tehdyissä mittauksissa. Kolmea eri menetelmää on testattu, mutta mikään niistä ei antanut riittävän hyviä tuloksia:

- Massatase. Punnitsemalla saapuva ja poistuva materiaali saadaan uskottava vastaus kysymykseen poistuneen materiaalin määrästä. Ongelmana on, että suurin osa poistuvasta aineksesta on aina vettä,

joten vesipitoisuudet olisi voitava mitata tarkasti, jotta hajonneen kiintoaineen määrä saataisiin selville. Massataseita määritettiin YTV:n ja NSR:n laitoksilla (luku 6), ja niistä saadaan jonkin verran tietoa hajoamisesta. Epävarmuus on kuitenkin suuri, pääasiassa johtuen TS-määrityksen epätarkkuudesta.

- VS-hajoaminen. Orgaanista ainetta hajoaa prosessissa, kun taas epäorgaaniset aineet (tuhka) jäävät jäljelle. Tuhkapitoisuus siis kasvaa hajoamisen kuluessa, ja sitä voidaan käyttää hajoamisasteen laskemiseen (ks. kappale 3.4.6). Huomattava ongelma käytettäessä tuhkapitoisuusanalyysia täysimittaisen kompostoinnin yhteydessä on partikkelien koko. Koska materiaali rikkoutuu ajan kuluessa yhä enemmän, syntyy seulonnassa suuria virheitä, ja karkea tukiaine olisi jauhettava ennen tuhkapitoisuusanalyysia, mikä on työlästä. Niinpä sitä ei tämä projektin yhteydessä ole laajemmin tehty. Koska menetelmä on hyvin herkkä määritetyille tuhkapitoisuudelle, ja koska tuhkapitoisuus vaihtelee, jolloin edustavan näytteen ottaminen on vaikeaa, on määrittäminen normaalitapauksissa varsin epätarkka.
- Hiilidioksidin poistuma. Tämä on pääasiallinen menetelmä mitattaessa hajoamista SLU:n reaktorissa, jossa tarkat ja jatkuvat online-mittaukset ovat mahdollisia. Hiilidioksidin ja ilmapuon online-mittauksia tehdään myös YTV:n laitoksella, joten siellä pitäisi periaatteessa olla mahdollista mitata hiilidioksidin poistumaa ja siten hajoamista. Tätä mahdollisuutta ei kuitenkaan voitu tutkia tämän projektin yhteydessä, mm. koska dataa ei voitu saada digitaalisena. IVARin ja NSR:n laitoksiin olisi asennettava mittalaitteet, mikäli hiilidioksidin poistumaa halutaan mitata, ja se on kyllä teknisesti mahdollista. Hiilidioksidipitoisuuden online-mittaus toimii hyvin eikä se myöskään tule kalliiksi.

8. Johtopäätöksiä

Projekti on osoittanut, että pH-arvon ja hajun välillä on vahva yhteys (Kuva 26). Huokoshaju on 10–1 000 kertaa voimakkaampi pH:n ollessa alle 6 kuin yli 6,5. Näin ollen pH on tärkeä materiaalin hajupotentiaalin indikaattori. Voidaan siis päätellä, että ruokajätteen kompostoinnissa on hajun minimoimiseksi tärkeää minimoida aika, jolloin pH ei vielä ole noussut yli arvon 6,5. Kun saapuvalla materiaalilla on niinkin pieniä pH-arvoja kuin syntypaikkalajitellulla ruokajätteellä Pohjoismaissa, ovat erityiset toimet tarpeen pH:n nopeaksi nostamiseksi, jotta pahan hajun riski voitaisiin minimoida.

Luultavaa on, että orgaanisilla hapoilla on keskeinen osuus ruokajätteen kompostoinnin hajukuvassa. Hajua eivät kuitenkaan ensi sijassa aiheuta suurimpina pitoisuuksina esiintyvät hapot, vaan voimakkaasti haisevat hapot, joiden pitoisuudet ovat pieniä.

Epäsuotuisissa oloissa komposti voi ”juuttua” vaiheeseen, jossa pH on pieni, haju voimakas ja orgaanisen materiaalin vaihdunta hyvin vähäistä. Näin tapahtui SLU:n kompostireaktorissa, kun lämpötilaa nostettiin alussa liian nopeasti, ja näin tapahtui samantapaisessa tilanteessa NSR:n kompostissa. SLU:ssa tällainen tila pystyttiin kokonaan välttämään pitämällä lämpötila mesofiilinä (<40°C) happaman vaiheen (pH <6,5) aikana. YTV:n laitoksella kyseinen tila vältettiin toisaalta lisäämällä tuhkaa ja toisaalta lisäämällä ilmastusta sekä vettä

Kompostointiprosessissa, jossa pH kasvaa nopeasti, saadaan nopeammin aikaan kypsä ja kohtalaisen hajuton tuote, ja ennen kaikkea sellaisessa prosessissa voidaan käyttää laitoksen peitettyä osaa tehokkaammin. Koko hajoamisprosessista tapahtuu tuolloin paljon suurempi osa laitoksen peitettyssä osassa, ja samalla myös suurempi osa hajupäästöistä tapahtuu siellä. pH:n nostamiseen ja siten hajun vähentämisen tähtäävistä toimista osoittautuivat tässä projektissa tehokkaiksi:

- ilmastuksen lisääminen, joka sekä jäähdyttää kompostia että lisää hapensaantia. Kumpikin näistä muutoksista nopeuttaa pH:n kasvua ja näin ollen tehostaa prosessia. Ilmastuksen lisääminen tekee usein tarpeelliseksi lisätä vettä muutaman päivän tai viikon kuluttua.
- Tuhkan lisääminen.

On muitakin tapoja vähentää hajua saamalla aikaan pH:n nopeampi kasvu. Niistä enemmän luvussa 9.

Projektin yhteydessä olemme sekä IVARin että YTV:n kokeissa osoittaneet täysin mahdolliseksi toimia ruokajätteen suurimittaisessa kompos-

toinnissa niin, että materiaalin pH on 3–5 viikon kuluttua 7–8,5, suuri osa materialista on hajonnut ja huokoshaju on verrattain vähäistä. Edellytykset, jotka tuolloin täytyivät, olivat hyvä ilmastus, kääntäminen vähintään kolme kertaa sekä veden lisääminen. Todettakoon, että näissä prosesseissa tuloksena oli aines, jota ei vielä voida pitää kypsänä kompostina, mutta kylläkin riittävän kypsänä jälkikompostointia varten.

9. Hajun hallinta- ja jatkotutkimussuositukset

9.1 Sousitukset hajun hallitsemiseksi

9.1.1 Hapan komposti haisee enemmän kuin neutraali – pH on siis saatava kasvamaan nopeasti

Pohjoismaissa syntypaikkalajitellun ruokajätteen pH on jo laitokseen tullessa pieni ja se laskee tavallisesti edelleen prosessin alkuvaiheessa. Optimaalisessa kompostointiprosessissa pH:n pitäisi nousta muutaman päivän sisällä, mutta huonosti toimivassa kompostissa se saattaa kestää kuukauden tai jopa useita kuukausia. Mahdollisia toimia pH:n lisäämiseksi ovat:

- ilmastuksen lisääminen (ks. kappale 7.5)
- pH-lukua kasvattavan aineksen lisääminen (ks. kappale 7.2.2)
 - kierrätetty komposti ja tukiainemateriaali
 - tuhka ja/tai kalkki

Mahdollinen tapa lisätä ilmastusta kompostikuutiometriä kohti on sijoittaa materiaali alussa matalampiin kasoihin. Näin saadaan aikaan sekä parempi ilmastus että parempi pintajäähtytys. Tämä saattaa olla yksinkertainen tapa saada pH kasvamaan nopeasti.

9.1.2 Hajoamista suljetussa pääprosessissa on syytä tehostaa

Nopeassa prosessissa suuri osa hajunmuodostuksesta tapahtuu laitoksen suljetussa osassa. Haisevaa poistoilmaa voidaan käsitellä, laimentaa tai levittää sopivaksi katsotulla tavalla. Näin minimoidaan prosessista lähtevän hajuun liittyvien ongelmien riskit. Lisäksi saadaan tulokseksi kypsempää kompostia, jonka hajupotentiaali on pienempi, joten haju seulonnan ja jälkikypsymisen yhteydessä jää vähäisemmäksi. Suositeltavia toimenpiteitä suljetun prosessin tehostamiseksi esitellään kuvassa 28.

Kuva 28. Suosituksia suljetun prosessin tehostamiseksi ruokajätteen kompostoinnissa. a) ks. kappale 5.4.5 b) ks. luku 4. Lisätietoja, ks. Aasen ja Lystad 2002. c) ks. Kappale 9.2.2. d, e) ks. kappale 7.5. f) ks. kappaleet 7.5 ja 9.1.3.

9.1.3 Prosessiin kannattaa lisätä vettä

Nopea hajoamisprosessi vaatii paljon ilmaa ja vettä, koska ruokajäte on hyvin runsasenerginen substraatti. Kuivumisriski on suuri; komposti voi kuivua osittain tai kokonaan, ilmastuksen riittävydestä riippumatta. Tämä johtuu siitä, että ruokajäte sisältää hyvin paljon energiaa, jonka on

vapauduttava ennen kuin kompostista voi tulla stabiili. Normaalisessa suurimittaisessa kompostissa suurin osa energiasta poistuu veden haihtuessa kompostissa (Haug 1993; Sundberg 2005a). Koska ruokajätteessä on niin paljon energiaa, täytyy vettä lisätä prosessin aikana, jotta energiaa voisi poistua riittävästi ja komposti voisi stabiloitua. Nykytilanteessa moni komposti saa vettä lähinnä sateena ja lumena jälkikompostoinnin yhteydessä, mikä tarkoittaa, että hajoaminen viivästyy ja vain pieni osa hajoamisprosessista tapahtuu laitoksen suljetussa osassa. Tarvittava vedenlisäys on samaa luokkaa kuin saapuvan jätteen määrä. Vettä lisääessä on kuitenkin otettava huomioon materiaalin rakenne ja vesipitoisuuden muutokset prosessin aikana.

Jos ilmastusta vähennetään kuivumisen välttämiseksi, niin samalla estetään myös energiaa poistumasta, lämpötila nousee liian korkeaksi ja hajoamisprosessi estyy. Tasapainon tavoittelu ilmastusta vähentämällä ei siis ole millään tavalla eduksi. Kastelutarve lykkäytyy, mutta näin saadaan aikaan vain prosessin viivästyminen.

Vedenlisäys prosessin alussa ei ole suositeltava keino. Niin meneteltäessä on hyvin todennäköistä, että rakenne huononee, ilmastus vaikeutuu, pH pienenee ja hajuongelmat pahenevat. Näin ollen tarvitaan tekniikkaa ja rutiineja, jotka mahdollistavat veden lisäämisen prosessin aikana kompostoitaessa ruokajätteen kaltaista runsasenergistä substraattia.

9.1.4 Lämpötilaa kannattaa seurata ilmastuksen puutteitten havaitsemiseksi, ja ilmavuota kannattaa mitata säännöllisesti

Prosessin alussa ja kääntöjen yhteydessä pitäisi normaalissa kompostointiprosessissa lämpötilan ensin nousta nopeasti ja sen jälkeen pysyä vakiona tai laskea hitaasti, mikäli ilmavuo on vakio. Näin on siksi, että kääntäessä, varsinkin jos myös lisätään vettä, syntyy uusia alueita, joilla on substraattia, vettä ja happea samassa paikassa, ja sellaisissa paikoissa hajoaminen tapahtuu intensiivisesti. Jonkin ajan kuluttua kaikki helpoimmin hajoava aines on hajonnut, ja materiaali on myös saattanut kuivua. Tällöin hajoamistoiminta ja lämmönmuodostus hidastuvat. Tämä kävi selvästi ilmi useita YTV:n ja IVARin laitosten eriä tarkasteltaessa. Jos taas lämpötila nousee hitaasti usean päivän ajan, niin ilmeistä on, että jokin estää mikrobien toimintaa. Syynä voi olla hapenpuute, tai pieni pH lämpötilan ollessa yli 40°C, ja molemmissa tapauksessa ilmastus on ollut riittämätöntä. Kuivuminenkin voi saada aikaan samanlaisen lämpötilakehityksen. Tämä nähtiin selvästi NSR:n laitoksessa ja tietyissä IVARin laitoksen erissä (6.1.5).

On siis mahdollista nähdä lämpötilakäyrästä, saako prosessi riittävästi vai liian vähän ilmaa. Puute voi johtua esimerkiksi massan liiallisesta tiivistymisestä tai ilmastuskanavien tukkeutumisesta. Vaikka lämpötilakäyrä kertookin selkeästi, toimiiko ilmastus vai ei, on lisäksi syytä mitata ilmavuota kaikissa vyöhykkeissä. Tämä voi tapahtua joko manuaalisissa mitta-

uksissa käytettävillä laitteilla tai kiinteillä mittalaitteilla. (Huomattakoon kuitenkin, että lämpimät, kosteat ja korrosiiviset kompostikaasut asettavat suuria vaatimuksia mittalaitteille, jotka näin ollen on säännöllisesti tarkistettava). Kompostointi on aerobinen prosessi, jossa ilmastus on A ja O. Jos ei tiedetä, miten ilmastus toimii, niin prosessia ei voi kontrolloida!

9.1.5 Kannattaa ottaa käyttöön mittausohjelma prosessin hallintaa varten

Kompostoinnissa ei voi saavuttaa hyvää laatua eikä laitoksia voida käyttää tehokkaasti, ellei kompostointiprosessin kehittämiseen kiinnitetä huomiota. Tämä edellyttää prosessin tärkeimpien parametrien säännöllistä mittaamista ja mittaustulosten seuraamista. Mittaustuloksia voidaan käyttää prosessin ohjaukseen ja sen pitkäjänteiseen suunnitteluun ja arviointiin. Pitkät mittaustulossarjat antavat prosessista olennaisesti enemmän tietoa kuin yksittäiset lyhytaikaiset mittaushankkeet.

Mitattavia parametreja, joita tulee seurata hyvän prosessinohjauksen mahdollistamiseksi, ovat:

- Lämpötila – jota jo mitattiin kaikilla projektin laitoksilla.
- pH – yksinkertainen ja selkeä prosessin sujumisen indikaattori.
Online-mittaus poistoilman kondensaatista on yksi mahdollisuus.
- Kuiva-ainepitoisuus – vedenlisäysten suunnittelua varten ja kuivien osien havaitsemiseksi.
- Ilmavuo – varsinkin tukkeumien havaitsemiseksi, jotta ne voitaisiin avata.

Rutiinit tulee varmistaa siten, että mitatut prosessiparametrit vaikuttavat sekä päivittäiseen käyttöön että prosessin ja laitoksen pitkän tähtäimen kehittämiseen..

9.1.6 Hajunhallinnassa on kysymys kokonaisuudesta

Tässä projektissa on keskitytty yhteen kompostihajun vähentämisen vaiheeseen, nimittäin hajun vähentämiseen prosessia nopeuttamalla, jolloin suurempi osa hajusta tulee laitoksen suljettuun osaan. Hajua laitoksella tulee käsitellä kokonaisuutena, ja yleensä tarvitaan useita eri toimenpiteitä. Sopiva toimenpiteitten yhdistelmä riippuu hajun syntypaikoista ja laitoksen rakenteesta (Kuva 29).

Kuva 29. Kaavio toimenpiteistä hajun vähentämiseksi kompostointilaitoksilla, joilla pääprosessi tapahtuu suljetussa tilassa.

9.2 Tutkimus- ja kehitystarpeita

9.2.1 Ilmastuksen ja vedenlisäysten optimointi laitoksilla

Tässä projektissa kävi hyvin selkeästi ilmi, että kompostointiprosessia suurilla laitoksilla on mahdollista parannella ja hajuongelmia vähentää prosessinohjausta kehittämällä. Parempi prosessi voidaan saada aikaan useitten toimien yhdistelmällä. Parempi ilmastus ja veden lisääminen ovat aina olennaisia toimia, mutta olennaista hyötyä voidaan myös saavuttaa lisäämällä pH-arvoa nostavaa ainesta, kuten tuhkaa, kalkkia tai kierrätettyä kompostia. Pohjoismaissakin käy hyvin päinsä saada kuukauden kompostoinnilla aikaan tuotetta, jonka haju on siedettävä ja pH yli 7, ainakin laitoksissa, joissa materiaalia voidaan kääntää useita kertoja kompostoinnin aikana (ks. IVARin laitoksen kokeet, kappale 8.1). Sellaisen tuotteen jälkikompostoinninkin pitäisi toimia hyvin. Tämän projektin kokeissa ei kaikilla laitoksilla kuitenkaan saatu aikaan laadultaan tyydyttävää tuotetta.

Prosessien uudistaminen laitoksilla edellyttää paljon kehitystyötä. Oltiin järkevää tehdä tuo kehitystyö yhdessä muiden samantapaisten laitosten kanssa. Hyödyllisiä avainlukuja ovat ilmamäärät, ja niitä on esitetty tämän raportin taulukossa 18.

Tässä projektissa saatiin vastaus useimpiin alun perin esitettyihin kysymyksiin, mutta monia relevantteja kysymyksiä on edelleen jäljellä, ja uusia nousi esiin. Tärkeä sellainen kysymys on, miten prosessiin voitaisiin parhaiten lisätä vettä.

9.2.2 Kompostoinnin alkuvaiheessa pH-arvoa kasvattavat lisäykset

Alkuvaiheen pH:n nostamiseksi voidaan materiaaliin lisätä tuhkaa, jolloin kompostointiprosessi lähtee nopeammin ja paremmin käyntiin, kuten koe YTV:n laitoksella osoitti. Sen sijaan ei ole selvää, kuinka paljon tuhkaa kannattaisi lisätä. Ei myöskään tiedetä, miten tuhka vaikuttaa prosessin myöhempiin vaiheisiin tai lopputuotteen laatuun ja käyttökelpoisuuteen. Tätä on syytä tutkia myöhemmin. Suomessa tehdyissä kokeissa on osoitautunut, että kalkki ja muut kokeillut lisäykset eivät olleet yhtä tehokkaita kuin tietynlainen puhdas puutuhka (4–6 tilavuusprosenttia. M. Romantschuk, julkaisematon.) Tuhka ja muutkin lisättävät aineet voivat kuitenkin sisältää raskasmetalleja suurina pitoisuuksina, joten niitä ei tulisi alkaa lisätä kompostiin ennen kuin ne on perusteellisesti analysoitu.

Koska puolivalmiin kompostin pH on noin 8–9, voidaan riittävän suuria määriä (ehkä 50–75 %) puolivalmista kompostia lisäämällä saada pH nousemaan jo prosessin alussa yli arvon 6,5. Näin prosessi olisi optimaalinen alusta alkaen, ja suuri osa hajoamisesta tapahtuisi jo laitoksen katetussa osassa. Sitä paitsi voidaan niin suuria määriä puolivalmista kompostia prosessiin palauttamalla myös vähentää helposti saatavissa olevaa energiaa tilavuusyksikköä kohti, jolloin anaerobian ja kuivumisen riskien pitäisi pienentyä. Toisin kuin voitaisiin kuvitella, runsas kierto palauttaminen voisi lisätä laitoksen kapasiteettia. Näin siksi, että jos pH on alusta alkaen yli 6,5, niin koko laitoksen suljetussa osassa voidaan saada aikaan tehokas hajoamisprosessi. Tästä strategiasta ei kuitenkaan ole riittävästi kokemuksia, ja sitä pitäisi tutkia hyvin kontrolloiduissa kokeissa.

9.2.3 Näytteenottomenetelmä

Olemassa olevat, hyviksi koetut menetelmät näytteitten ottamiseksi ruokajätteestä ja materiaalista vaativat paljon työtä, eivätkä ne ole kovin laajassa käytössä. Parempien menetelmien kehittämisen tarve on suuri. Menetelmän tulisi antaa tilastollisesti riittävän varmoja tuloksia ilman kohtuuttoman suurta manuaalista työtä.

9.2.4 Hajoamisen ja stabiiliteetin mittaamenetelmä

Hajoaminen on kompostointiprosessin tärkein tulos, mutta sitä ei normaalisti mitata kompostointilaitoksilla (ks. kohta 7.6). Prosessin käyttöön liittyvät puutteellisuudet liittyvät osittain siihen, että käytettävissä ei ole menetelmää prosessin tärkeimmän tuloksen mittaamiseksi.

Kuten tässä raportissa on osoitettu, hajoamisprosessista voidaan ymmärtää paljonkin tarkastelemalla sellaisia sekundaarisia prosessiparametreja kuin pH, TS ja lämpötila, mutta suoraan mitattavissa oleva hajoamisen indikaattori helpottaisi huomattavasti prosessin optimointia.

SLU:n kompostireaktorissa käytetään hiilidioksidin poistumaa hajoamisen mittana. Tämä edellyttää, että ilmavuot ja hiilidioksidikonsentraa-

tio mitataan prosessiyksiköstä (esim. tunnelista) tulevasta poistoilmasta. Menetelmää voitaisiin käyttää myös suuremmilla laitoksilla.

Hajoamisen ja stabiliteetin mittojen välillä on läheinen kytkentä, sillä stabiliteetti on tulos, johon hajoamisprosessilla pyritään. Stabiliteetin mittoja on monia, mutta mitään vakiintunutta kansainvälistä standardia ei toistaiseksi ole. Yksi ongelmista on, että hyvin hajonneen kompostin stabiliteetin mitta ei välttämättä sovellu käytettäväksi prosessin alkuvaiheessa, jossa aktiviteetti on runsasta. Esimerkiksi YTV:n kokeissa käytetty rottegrad-testi ei anna mahdollisuutta tarkastella erikseen eri materiaaleja käynnissä olevan intensiivisen kompostointivaiheen aikana, koska tuloksena oli kaikissa erissä varsin korkea lämpötila.

9.2.5 Hajun mittaus

Olfaktometria on menetelmä, jolla todella mitataan juuri sitä mitä halutaan mitata, ihmisen kokemaa hajua, mutta se on kallis ja epäkäytännöllinen menetelmä. Toistaiseksi ei ole olemassa standardia mittalaitteitten käytölle hajun indikaatioon. Kun muistetaan, miten tärkeitä hajukysymykset ovat kompostoinnissa, on selvää, että kannattaa jatkaa kehitystyötä hajunmittausmenetelmien löytämiseksi. On vielä kuljettava pitkä matka, ennen kuin käytettävissä on yksinkertainen, halpa ja luotettava laite, jolla hajua voidaan mitata.

TVOC:n mittaaminen PID-menetelmällä, jota on tutkittu tämän projektin yhteydessä ja aiemmissa kokeissa Norjassa (Berg et al., 2005) on suhteellisen yksinkertainen, joustava ja halpa menetelmä. Kokeissa on osoittautunut, että menetelmä toimii hyvin kompostointiprosessin happamassa vaiheessa, mutta ei yhtä hyvin prosessin myöhemmissä vaiheissa. Selvää on, että menetelmän käyttömahdollisuuksien tutkimista on jatkettava. Myös sähköisten nenien kehittäminen on erittäin mielenkiintoinen pyrkimys, ja alan kansainvälistä kehitystä on syytä seurata.

Tässä projektissa on myös käynyt selvästi ilmi, että ruokajätteen pH on hyvä kompostin hajupotentiaalin indikaattori. Koska pH:n mittaaminen on verrattain helppoa ja halpaa, tulisi pH-mittauksia tehdä kaikkien kompostoinnin hajuongelmiin liittyvien selvitysten yhteydessä.

10. Viitteet

- Aasen, R. ja H. Lystad (2002). Bruk av strukturmateriale i kompostering av våtorganisk avfall. Jordforsk: Rapport 26/02. Ås, Norge.
- Beck-Friis, B., S. Smårs, H. Jönsson, Y. Eklind ja H. Kirchmann (2003). Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: Gaining an understanding of the emission dynamics. *Compost Science & Utilization* 11(1): 41–50.
- Berg, B., A. L. Kvernheim, E. Norgaard ja K. Ödegård (2005). Etablering av korrelasjoner mellom TVOC og lukt i komposteringsanlegg. SINTEF. Oslo.
- Bergersen, O. ja B. Berg (2001). Etablere teknikk for indirekte måling av lukt i behandlingsanlegg for organisk avfall ved on-line måling i kompostmassen. SINTEF: STF66 A01510. Oslo.
- Binner, E., D. Grassinger ja M. Humer (2002). Composting Conditions Preventing the Development of Odorous Compounds. *Microbiology of Composting*. H. Insam, N. Riddech ja S. Klammer. Berlin Heidelberg, Springer: sid. 551–560.
- Eitzer, B. D. (1995). Emissions of Volatile Organic Chemicals from Municipal Solid Waste Facilities. *Environmental Science & Technology* 29(4): 896–902.
- Eklind, Y., B. Beck-Friis, S. Bengtsson, J. Ejlerthsson, H. Kirchmann, B. Mathisen, E. Nordkvist, et al. (1997). Chemical Characterization of Source-Separated Organic Household Waste. *Swedish Journal of Agricultural Research* 27(4): 167–178.
- Eklind, Y., C. Sundberg, S. Smårs, K. Steger, I. Sundh, H. Kirchmann ja H. Jönsson (2007). Carbon Turnover and Ammonia Emissions during Composting of Biowaste at Different Temperatures. *Journal of Environmental Quality* 36(5): 1 512–1 520.
- Fung, S. O. ja J. W. C. Wong (2006). Effect of co-composting food waste with coal fly ash on compost decomposition and odor emission. *ORBIT 2006 Biological Waste Management – From Local to Global*. E. Kraft, W. Bidlingmaier, M. De Bertoldi ja L. Diaz. Weimar, Germany: sid. 371–380.
- Hamacher, T., J. Niess, P. Schulze Lammer, B. Diekmann ja P. Boeker (2003). Online measurement of odorous gases close to the odour threshold with a QMB sensor system with an integrated preconcentration unit. *Sensors and Actuators B: Chemical* 95(1–3): 39–45.
- Hamelers, H. V. M. (2001). A mathematical model for composting kinetics. Doctoral thesis. Wageningen University. Wageningen, Netherlands.
- Hansen, T. L., J. la Cour Jansen, H. Spliid, Å. Davidsson ja T. H. Christensen (2007). Composition of source-sorted municipal organic waste collected in Danish cities. *Waste Management* 27(4): 510–518.
- Haug, R. T. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Boca Raton, Lewis Publishers.
- Hobson, J. ja D. Sivil (2005). Odour from sludge. *Proceedings of 3rd CIWEM National Conference*: sid. 293–299.
- Insam, H., N. Riddech ja S. Klammer, Eds. (2002). *Microbiology of Composting*. Berlin-Heidelberg, Springer.
- Iranpour, R., H. Cox, M. A. Deshusses ja E. D. Schroeder (2005). Literature review of air pollution control biofilters and biotrickling filters for odor and volatile organic compound removal. *Environmental Progress* 24(3): 254–267.
- Johnson, R. A. (1994). *Miller and Freund's Probability and Statistics for Engineers*. Englewood Cliffs, N.J., Prentice-Hall.
- Komilis, D. P., R. K. Ham ja J. K. Park (2004). Emission of volatile organic compounds during composting of municipal solid wastes. *Water Research* 38(7): 1 707–1 714.
- Krzymien, M., M. Day, K. Shaw ja L. Zaremba (1999). An investigation of odors and volatile organic compounds released during composting. *Journal of Air & Waste Management Association* 49: 804–813.
- la Cour Jansen, J., H. Spliid, T. Lund Hansen, Å. Svärd ja T. H. Christensen (2004). Assessment of sampling and

- chemical analysis of source-separated organic household waste. *Waste Management* 24(6): 541–549.
- Lundeberg, S., C. Johansson, E. Kron, M. Sandström, E. Klingstedt, L. Brohede, E. Norin, et al. (1999). Sjösjättning av certifieringssystem för kompost och rötrest. Naturvårdsverket: AFR-REPORT 257. Stockholm, Sweden.
- Lystad, H. (2002). Using lime to reduce odours from biowaste composting. *Bio-cycle* September.
- McCrary, D. F. ja P. J. Hobbs (2001). Additives to reduce ammonia and odor emissions from livestock wastes: a review. *Journal of Environmental Quality* 30(2): 345–355.
- Norgaard, E. ja R. Sorheim (2004). Tiltak for å sikre rask etablering av varmkompostering ved behandling av bioavfall. Norsk Jordforbedring & Jordforsk. Grimstad /Ås, Norway.
- Pöhle, H. ja R. Kliche (1996). Emission of odour substances from composting process. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin* 199(1): 38–50.
- Robertsson, M. (2002). Effects of Interrupted Air Supply on the Composting Process – Composition of Volatile Organic Acids. *Microbiology of Composting*. H. Insam, N. Riddech, and S. Klammer. Berlin, Heidelberg, Springer Verlag, s. 189–201.
- Romain, A.-C., D. Godefroid ja J. Nicolas (2005). Monitoring the exhaust air of a compost pile with an e-nose and comparison with GC-MS data. *Sensors and Actuators B: Chemical* 106(1): 317–324.
- Romantschuk, M. ja M. Arnold (2005). Intelligent composting/BIOTEHO II. Final report for TEKES/Streams funded project. In Finnish.
- Romantschuk, M., T. Vasara ja M. Arnold (2004). Enhancing composting of biowaste and optimising process control: BIOTEHO. End report for Tekes, Finnish Funding Agency for Technology and Innovation. In Finnish.
- Rosenfeld, P. E. (2001). Effect of high carbon ash on biosolids odor emissions and microbial activity. *Water, Air and Soil Pollution* 131(1–4): 245–260.
- Rosenfeld, P. E., J. J. Clark, A. R. Hensley ja I. H. Suffet (2007). The use of an odour wheel classification for the evaluation of human health risk criteria for compost facilities. *Water Science and Technology* 55(5): 345–357.
- Rosenfeld, P. E., M. A. Grey ja I. H. Suffet (2004). Compost odor control using high carbon wood ash. *Water Science and Technology* 49(9): 171–178.
- Rönnols, E. ja K. Jonerholm (2007). Åtgärder mot lukt. Erfarenheter från svenska anläggningar för behandling av bioavfall. Avfall Sverige utveckling: B2007:04. Malmö.
- Sironi, S., L. Capelli, P. Centola ja R. Del Rosso (2007). Development of a system for the continuous monitoring of odours from a composting plant: Focus on training, data processing and results validation methods. *Sensors and Actuators B: Chemical* 124(2): 336–346.
- Smet, E. ja H. Van Langenhove (1998). Abatement of volatile organic sulfur compounds in odorous emissions from the biowaste industry. *Biodegradation* 9: 273–284.
- Smårs, S., B. Beck-Friis, H. Jönsson ja H. Kirchmann (2001). An Advanced Experimental Composting Reactor for Systematic Simulation Studies. *Journal of Agricultural Engineering Research* 78(4): 415–422.
- Smårs, S., L. Gustafsson, B. Beck-Friis ja H. Jönsson (2002). Improvement of the composting time for household waste during an initial low pH phase by mesophilic temperature control. *Bioresource Technology* 84(3): 237–241.
- Sundberg, C. (2005a). Improving compost process efficiency by controlling aeration, temperature and pH. Doctoral Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Sundberg, C. (2005b). Increased aeration for improved large-scale composting of low-pH biowaste. Department of Biometry and Engineering: Report 2005:06. Uppsala, Sweden.
- Sundberg, C. ja H. Jönsson (2008). Higher pH and faster decomposition in biowaste composting by increased aeration. *Waste Management* 28(3): 518–526.
- Sundberg, C., S. Smårs ja H. Jönsson (2004). Low pH as an inhibiting factor in the transition from mesophilic to thermophilic phase in composting. *Bioresource Technology* 95(2): 145–150.
- Weppen, P. (2001). Process calorimetry on composting of municipal organic wastes. *Biomass and Bioenergy* 21(4): 289–299.
- Wilkins, K. (1994). Volatile organic compounds from household waste. *Chemosphere* 29(1): 47–53.

- Zhu, J., G. L. Riskowski ja M. Torremorell (1999). Volatile fatty acids as odor indicators in swine manure - a critical review. Transactions of the ASAE 42(1): 175–182.
- Ödegård, K., B. Berg ja O. Bergersen (2005). Emissioner fra kompostering. RVF-Utveckling: 2005:13. Malmö.