



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

SANNA RUUHELA
PUHDISTAMOLIETTEEN KÄSITTELYN HANKINNAN
LAATUKRITEERIEIN KEHITTÄMINEN

Diplomityö

Tarkastajat: professori Jukka Rintala
ja tekniikan tohtori Marika Kokko
Tarkastaja ja aihe hyväksytty
Luonnontieteiden
tiedekuntaneuvoston kokouksessa
9. marraskuuta 2016

TIIVISTELMÄ

SANNA RUUHELA: Puhdistamolietteen käsittelyn hankinnan laatukriteerien kehittäminen

Tampereen teknillinen yliopisto

Diplomityö, 94 sivua, 3 liitesivua

Joulukuu 2016

Ympäristö- ja energiatekniikan diplomi-insinöörin tutkinto-ohjelma

Pääaine: Vesi- ja jätehuoltotekniikka

Tarkastajat: professori Jukka Rintala ja tekniikan tohtori Marika Kokko

Avainsanat: puhdistamolietteen käsittely, puhdistamoliete, lietteen käsittely, ravinnetase, hiilijalanjälki, energiankulutus, CO₂-päästöt, laatukriteerit

Jätevedenpuhdistamot ovat lietteen käsittelyä kilpailuttaessaan käyttäneet perinteisesti Suomessa palveluntarjoajan valintakriteerinä edullisinta kokonaiskustannusta. Tämän työn tavoitteena on selvittää, voidaanko eri puhdistamolietteen käsittelymenetelmien ravinnetaseiden tai hiilijalanjälkien tarkastelujen perusteella luoda laatukriteereitä lietteen käsittelyn hankinnan kilpailutukselle. Kohdepuhdistamo on Turun seudun puhdistamo Oy, joka aloittaa lietteen hankinnan kilpailutuksen keväällä 2016. Turun seudun puhdistamo Oy selvittää eri puhdistamolietteen käsittelymenetelmien ravinnetaseita ja hiilijalanjälkiä myös osana Varsinais-Suomen Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen Ravinneneutraali kunta -hanketta.

Työssä tarkastellaan vedetöidyn puhdistamolietteen kompostointia, mädätystä, termistä kuivausta, pyrolyysiä ja polttoa. Eri menetelmille arvioidaan massataseet kirjallisuuslähteisiin perustuen. Hiilijalanjäljet lasketaan kohdepuhdistamon lietteelle menetelmien suoriin kasvihuonekaasupäästöihin, energian kulutukseen ja tuottoon perustuen hyödyntäen massataseita. Ravinnetaseet (tässä: fosforin ja typen taseet) lasketaan artikkeleista löytyvillä prosentiosuuksilla, joiden mukaan fosfori ja typi jakautuvat tuotejakeisiin eri käsittelyjen yhteydessä. Hiilijalanjälkilaskennan tuloksia verrataan Suomen ympäristökeskuksen Turun seudun puhdistamo Oy:lle laatimaan energiatase- ja kasvihuonekaasupäästöraportin (2015) tuloksiin ja ravinnetaseita Luonnonvarakeskuksen Turun seudun puhdistamo Oy:lle laatimaan ravinnetaseraporttiin (2015). Lisäksi tuloksia verrataan tutkimusartikkeleiden tuloksiin.

Hiilijalanjälkitarkasteluiden perusteella parhaaksi menetelmäksi osoittautui mädätys, sillä prosessin energian tuotto on suurempi kuin kulutus. Muodostuva energia voidaan käyttää esimerkiksi sähkön ja lämmön yhteistuotantoon tai biometaanin valmistukseen. Samaan tulokseen päädyttiin Suomen ympäristökeskuksen tarkasteluissa ja tutkimusartikkeleissa. Epäedullisin menetelmä on kompostointi, sillä siinä ei muodostu energiaa. Ravinnetaseet osoittautuivat vaikeasti arvioitaviksi, sillä typen ja fosforin päätyminen eri jakeisiin käsittelyn yhteydessä riippuu muodostuvien jakeiden jatkokäsittelystä ja käytetystä prosessista. Mädätyksessä ravinteiden häviöt olivat pienimmät. Pyrolyysi on vielä melko uusi lietteen käsittelytekniikka, joten soveltuvaa tietoa oli rajallisesti saatavilla. Hankinnan laatukriteereiksi ehdotetaan tämän työn perusteella hiilijalanjälkien tai energiataseen huomiointia Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteen hankinnan kilpailutuksessa.

ABSTRACT

SANNA RUUHELA: The Development of Quality Criteria for Procurement of Municipal Wastewater Biosolids Treatment

Tampere University of Technology

Master of Science Thesis, 94 pages, 3 Appendix pages

December 2016

Master's Degree Programme in Environmental and Energy Technology

Major: Water and Waste Technology

Examiners: Professor Jukka Rintala and Doctor of Science (tech.) Marika Kokko

Keywords: Wastewater biosolids treatment, wastewater sludge, nutrient balance, carbon footprint, energy consumption, CO₂-emissions, quality criteria

Traditionally in Finland lowest price has been the criterium for choosing a service provider for treating biosolids from communal wastewater treatment plant. The aim of this Master's Thesis is to find out if some quality criteria could be found based on nutrient balances or carbon footprints of different sludge treating techniques. The object wastewater treatment plant is Turun seudun puhdistamo Oy, which wanted to find out if quality criteria could be developed for their next procurement of biosolids treatment service provider beginning in spring 2016. Turun seudun puhdistamo Oy is also taking part in a national program of recycling nutrients in south-western Finland by the Centre for Economic Development, Transport and the Environment.

The studied methods are composting, anaerobic digestion, drying, pyrolysis and combustion. Mass balances are estimated for the treatment methods based on literature. They are used for carbon footprint calculations, where direct greenhouse gas emissions, energy consumption and production were taken into account. Nutrient balances (here: phosphorus and nitrogen) were calculated based on mass balances and the percentage of the nutrients in the products by different sources. The results from the carbon footprint calculations were compared to the results of the Finnish Environment Institute's report of greenhouse gas emissions and energy balance of biosolids processing and respectively the results of nutrient balance calculations to the results of the Natural Resources Institute Finland's report of nutrient balances, both for Turun seudun puhdistamo Oy. Additionally, the results of the calculations are compared to the results of research articles.

Eventually, the carbon footprint calculations indicated a clear result of anaerobic digestion being the most desirable method. The process is self-sufficient in energy. The extra energy could be used for production of combined heat and electricity or biomethane. The results of the Finnish Environment Institute's report and research articles expressed similar results. The most disadvantageous biosolids treatment method is composting, as it does not produce any energy. Nutrient balances were difficult to evaluate, because the amount of phosphorus and nitrogen in the final products depend strongly on the process. Nutrient loss was lowest in anaerobic digestion. Pyrolysis is a new method for biosolids processing, therefore applicable data was restrictedly available. According to the results, carbon footprint calculation or energy balance could be taken into consideration in the procurement of service provider for biosolids treatment of Turun seudun puhdistamo Oy.

ALKUSANAT

Tässä diplomityössä tarkastellaan yhdyskuntajätevesilietteen käsittelymenetelmissä lopputuotteisiin päätyviä ravinteita sekä käsittelymenetelmien energiankulutuksia ja kasvihuonekaasupäästöjä hiilijalanjälkinä. Työn tavoitteena vastata kysymykseen, voidaanko ravinnetaseiden ja hiilijalanjälkitarkasteluiden avulla laatia kriteerejä lietteen käsittelyn hankinnan kilpailutusta varten. Työ tehtiin Turun seudun puhdistamo Oy:lle, jonka jätevesilietteen käsittelyn kilpailutus alkoi keväällä 2016, ja uusi sopimus astuu voimaan syksyllä 2018.

Varsinais-Suomen Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus (ELY-keskus) toteuttaa alueellaan ohjelmaa Ravinneneutraali kunta –hankkeena (RANKU-hanke). Osana RANKU-hanketta ja lietteen käsittelyn hankintaa Turun seudun puhdistamo Oy teetti syksyllä 2015 Luonnonvarakeskuksella ravinnetasetarkasteluraportin (Tampio & Sinkko 2015) ja Suomen ympäristökeskuksella energiatase- ja kasvihuonekaasuraportin (Manninen & Laitinen 2015), joissa tarkasteltiin lietteen kompostointia, mädätystä ja polttoa. Näitä selvityksiä hyödynnetään vertailukohtana tästä työstä saataviin tuloksiin. Turun seudun puhdistamo Oy teetti myös tämän työn osana RANKU-hanketta.

Kiitokset työni aiheesta ja sen ohjaamisesta Turun seudun puhdistamo Oy:ltä toimitusjohtaja Mirva Levomäelle. Haluan kiittää myös laatu- ja ympäristöpäällikköä Jarkko Laantia ja sähkökäytönjohtaja Esa Malmikareta avusta ja tuesta, sekä muuta henkilökuntaa mukavasta työilmapiiristä. Kiitos myös Varsinais-Suomen ELY-keskuksen RANKU-hankkeen koordinaattori Sanna Tikanderille. Suurimmat kiitokset työni valmistumisesta kuuluvat professori Jukka Rintalalle ja tekniikan tohtori Marika Kokolle, joiden kommenttien perusteella työni sai lopullisen rakenteensa ja sisältönsä. Tärkeitä teknisiä näkökulmia työhöni sain Valmet Technologies Oy:n DI Ville Virtaselta.

Kiitos opiskelutiimilleni DI Ella Havulinnalle ja DI Eero Makkoselle; ilman teitä en olisi ikinä päässyt näihin sanoihin saakka. Kiitos kaikista vuosien saatossa kerääntyneistä hikisistä vuorokausista harjoitustöiden parissa, hauskoista hetkistä niiden ulkopuolella, ystävydestänne ja viimeisimpänä tsempeistä diplomityöni loppuunsaattamisessa. Eriyiskiitos Viliina Prusille seurasta, hauskoista jutuista ja tsempeistä. Tärkein tukijani opiskelujeni ajan on ollut perheeni. Kiitos teille kaikesta avusta opiskeluvuosieni aikana. Lopuksi haluan kiittää poikaystäväni Sylvainia kärsivällisyydestäsi ja tuestasi tämän projektin aikana.

Helsingissä 23.11.2016

Sanna Ruuhela

SISÄLLYSLUETTELO

1.	JOHDANTO	8
2.	PUHDISTAMOLIETTEIDEN KÄSITTELY	10
2.1	Puhdistamolietteen muodostuminen, ravinteet, ominaisuudet ja käsittelyketjut.....	10
2.2	Lainsäädäntö.....	13
2.3	Biologinen käsittely.....	16
2.3.1	Kompostointi.....	16
2.3.2	Mädätys	23
2.4	Terminen käsittely.....	29
2.4.1	Kuivaus	31
2.4.2	Pyrolyysi	35
2.4.3	Poltto	39
3.	PUHDISTAMOLIETTEIDEN KÄSITTELYN HIILIJALANJÄLJET	42
3.1	Hiilijalanjälki.....	42
3.1.1	Kompostointi.....	45
3.1.2	Mädätys	46
3.1.3	Kuivaus	48
3.1.4	Pyrolyysi	48
3.1.5	Poltto	50
4.	AINEISTO JA MENETELMÄT	52
4.1	Kohdepuhdistamo.....	52
4.1.1	Lietteen koostumus	52
4.1.2	Kohdepuhdistamolle tehty muut selvitykset.....	53
4.2	Käsittelymenetelmissä muodostuvien jakeiden määrä.....	53
4.3	Ravinnetaseiden laskenta	56
4.4	Hiilijalanjälkien laskenta.....	57
5.	TULOKSET	61
5.1	Ravinnetaseet	61
5.2	Hiilijalanjäljet.....	63
5.2.1	Kompostointi.....	63
5.2.2	Mädätys	65
6.1.1	Kuivaus	69
8.1.1	Pyrolyysi	70
8.1.2	Poltto	72
9.	TULOSTEN TARKASTELU	74
9.1	Ravinnetaseiden arviointi.....	74
9.2	Hiilijalanjälkien ja energiataseiden vertailu.....	78
10.	JOHTOPÄÄTÖKSET.....	82
	LÄHTEET.....	84

LIITE A: PUHDISTAMOLIETTEITÄ SISÄLTÄVÄT TYYPPINIMET JA NIIDEN VALMISTUSMENETELMÄT, KÄYTTÖRAJOITUKSET JA RAVINTEIDEN VÄHIMMÄISPITOISUUDET	95
LIITE B: TURUN SEUDUN PUHDISTAMO OY:N LIETTEEN ANALYYSITULOKSIA TAMMIKUUSTA 2013 HUHTIKUUHUN 2015.....	97

LYHENTEET JA MERKINNÄT

Al^{3+}	Alumiini-ioni
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$	Alumiinisulfaatti
AlPO_4	Alumiinifosfaatti
biogeeninen CO_2	Hiilidioksidi, joka muodostuu orgaanisen aineksen hajoamisessa.
C	Alkuainehiili
C_2H_4	Etyleeni
C_2H_6	Etaani
$\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_4$	Orgaaninen aines (tässä työssä)
$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	Glukoosi
Ca^{2+}	Kalsium-ioni
$\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$	Kalsiumfosfaatti
$\text{Ca}_5\text{OH}(\text{PO}_4)_3$	Kalsiumhydroksiapatiitti
Cd	Kadmium
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{COOH}$	Propaanihappo
$\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$	Etanoli
CH_3COOH	Etikkahappo
CH_4	Metaani
CHP	<i>Combined heat and power</i> , sähkön ja lämmön yhteistuotanto
CO	Hiilimonoksidi
CO_2	Hiilidioksidi
CO_2 -ekv.	Hiilidioksidiekvivalentti
$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	Urea
Cr	Kromi
C_xH_y	Lyhytketjuinen hiilivety (tässä työssä)
Cu	Kupari
Fe^{2+}	Ferro(II)rauta
Fe^{3+}	Ferri(III)rauta
FeCl_3	Ferrikloridi
FePO_4	Rautafosfaatti
FeSO_4	Ferrosulfaatti
Fe_2SO_4	Ferrisulfaatti
GHG	<i>Greenhouse gas</i> , kasvihuonekaasu
GWP	<i>Global warming potential</i> , ilmaston lämmityskapasiteetti
H_2	Vetykaasu
H_2O	Vesi
H_2S	Divetyysulfidi, rikkivety
HCl	Vetykloridi
HCN	Vetysyanidi
Hg	Elohopea
LCA	<i>Life cycle assessment</i> , elinkaariarviointi
LCFA	<i>Long-chain fatty acids</i> , pitkäketjuiset rasvahapot
LCI	<i>Life cycle inventory</i> , elinkaari-inventaarioanalyysi
LCIA	<i>Life cycle impact assessment</i> , vaikutusarviointi
Mg^{2+}	Magnesium-ioni
$\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4 \times 6 \text{H}_2\text{O}$	Struviitti, kidevedellinen magnesiumammoniumfosfaatti
N	Alkuainetyppi

N_2	Typpikaasu
N_2O	Dityppioksidi, ilokaasu
NH_3	Ammoniakki
NH_4^+	Ammonium
NH_3-N	Ammoniakkityppi
NH_4-N	Ammoniumtyppi
$(NH_4)_2SO_4$	Ammoniumsulfaatti
Ni	Nikkeli
$N_{kok.}$	Kokonaistyyppi
$N_{liuk.}$	Liukoinen typpi
NO	Typpimonoksidi
NO_2	Typpidioksidi
NO_2^-	Nitriitti
NO_3^-	Nitraatti
NO_x	Typen oksidit
O_2	Happi
P	Fosfori
Pb	Lyijy
pH	Happamuuden yksikkö
$P_{kok.}$	Kokonaisfosfori
$P_{liuk.}$	Liukoinen fosfori
PO_4^{3-}	Ortofosfaatti
S	Alkuainerikki
SO_2	Rikkidioksidi
SCR	<i>Selective catalytic reduction</i> , selektiivinen katalyyttinen NO_x -pelkistys
SNCR	<i>Selective non-catalytic reduction</i> , selektiivinen ei-katalyyttinen NO_x -pelkistys
SO_2	Rikkidioksidi
TS	<i>Total Solids</i> , kuiva-ainepitoisuus
V_2O_5	Vanadiinioksidi
VS	<i>Volatile Solids</i> , haihtuvan kuiva-aineen pitoisuus
WO_3	Wolframioksidi
Zn	Sinkki

1. JOHDANTO

Puhdistamolietettä muodostuu vuosittain Suomessa noin miljoona kuutiota (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 4). Se sisältää paljon ravinteita, kuten esimerkiksi typpeä ja fosforia, jotka ovat ekosysteemeissä kasvua rajoittavia tekijöitä (Laitinen et al. 2014). Maailman neitseellisten fosforivarantojen on arvioitu riittävän seuraavaksi 200 vuodeksi (Pettersson et al. 2008), joten vaihtoehtoisia fosforilähteitä on kehitettävä epäorgaanisten fosforilannoitteiden rinnalle. Puhdistamolietteen ravinnepitoisuuden johdosta se soveltuu lannoitteeksi (Metcalf & Eddy 2003). Orgaanisten lannoitteiden, kuten puhdistamolietteen, hyödyntäminen onkin kasvussa Suomessa. Siihen ovat johtaneet muun muassa epäorgaanisten lannoitteiden kallistuminen ja bioenergian tuotannon kasvu. (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 27) Suomessa puhdistamolietteen hyödyntämistä ohjaa lannoitelainsäädäntö. Lannoitevalmistelain (539/2006) mukaan lannoitevalmisteiden on kuuluttava Elintarviketurvallisuusvirasto Eviran ylläpitämään tyyppinimiluetteloon, jotta niitä saadaan hyödyntää kaupallisesti. (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2014; 24/2011).

Ilmastonmuutoksen myötä kestävään energiantuotantoon kiinnitetään yhä enemmän huomiota (Tan & Lagerkvist 2011). Puhdistamolietteen käsittelystä muodostuva energia lasketaan päästöttömäksi, sillä se muodostuu orgaanisen aineksen hajoamisesta (Hospido et al. 2005; Houillon & Jolliet 2005). Suomessa tuotetaan yhä enemmän biometaania liikennepolttoaineeksi. Sen tuotanto on kasvanut 2009–2014 noin 17 GWh. Puhdistamolietteestä mädättämällä valmistetun biometaanin osuus on 75 % koko tuotannosta. (Huttunen & Kuittinen 2015) Myös pyrolyysissä muodostuvasta bioöljystä voidaan jalostaa polttoainetta (Cao & Pawlowski 2012).

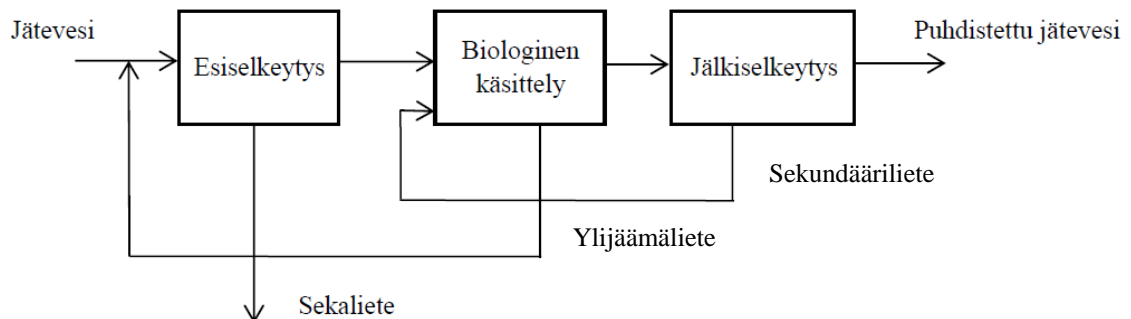
Puhdistamolietteen käsittelyn tavoitteita ovat ensisijaisesti lietteen kuiva-ainepitoisuuden nostaminen ja orgaanisen aineen pitoisuuden vähentäminen, sekä toiseksi käsitellä liete loppusijoitukseen tai hyödyntämiseen sopivaan muotoon. Lietteen käsittelyssä tiivistyksen, kunnostuksen, vedetönnin ja kuivauksen tarkoitus on vähentää lietteen vesipitoisuutta. Esimerkiksi mädätyksen, kompostoinnin ja polton tavoite on lietteen orgaanisen aineen käsittely ja stabilointi. (Metcalf & Eddy 2003) Suomessa tavanomaiset lietteen käsittelytekniikat ovat mädätys, kompostointi ja kalkkistabilointi, sekä näiden yhdistelmät (Kelessidis & Stasinakis 2012). Uusia teknologioita lietteen käsittelyyn ovat pyrolyysi, kaasutus, märkähapetus ja poltto (Fytli & Zabaniotou 2008). Käsitellyn puhdistamolietteen hyödyntämisen maataloudessa ja puhdistamolietteen polton arvioidaan lisääntyvän Euroopassa (Kelessidis & Stasinakis 2012).

Tämän työn tavoite on vastata kysymykseen, voidaanko ravinnetase- ja hiilijalanjälkitarkasteluiden perusteella vertailla eri lietteen käsittelymenetelmiä ja asettaa lietteen käsittelyn hankinnan kilpailutukselle laatuvaatimuksia. Kohdepuhdistamona työssä on Turun seudun puhdistamo Oy:n Kakolanmäen jätevedenpuhdistamo. Tarkasteltavia tekniikoita ovat kompostointi, mädätys, terminen kuivaus, pyrolyysi ja poltto. Sekä hiilijalanjälki- että ravinnetasetarkasteluiden lähtöaineena on vedetöity, kuiva-aineeltaan 20 % yhdyskuntajätevesipuhdistamon liete ja ajanjaksona on yksi vuosi, jolloin lietettä muodostuu jätevedenpuhdistamolta 50 000 tonnia. Lietteiden kuljetusmatkana tarkasteltiin 10 ja 100 km vaihtoehtoja.

2. PUHDISTAMOLIETTEIDEN KÄSITTELY

2.1 Puhdistamolietteen muodostuminen, ravinteet, ominaisuudet ja käsittelyketjut

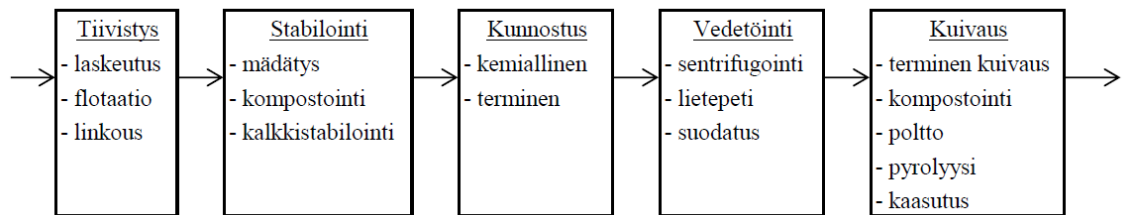
Jätevedenpuhdistamoilla lietettä muodostuu prosessin eri vaiheissa. Prosessivaiheen mukaan jaotellaessa lietteet ovat joko primääri- eli raaka-, sekundääri- tai tertiäärilietettä. Kuvassa 2.1 on havainnollistettu eri lietejakeiden muodostumista tavanomaisessa jätevedenpuhdistusprosessissa. *Primääri- eli raakaliete* on lietettä, joka poistetaan esiselkeytyksestä. Ilmastuksessa muodostuvaa lietettä kutsutaan *aktiivilieteksi*. *Sekundääriliete* on lietettä jälkiselkeytyksestä biologisen käsittelyn jälkeen, mikä voidaan poistaa prosessista ylijäämälietteenä tai kierrättää ilmastukseen. *Tertiääriliete* on lietettä kemiallisesta jälkisaostusprosessista. Sekalietteellä tarkoitetaan lietettä, jossa on sekä raakaliettä esiselkeytysaltaista että sekundäärilietettä jälkiselkeytyksestä. (Metcalf & Eddy 2003) Tässä työssä puhdistamolietteellä tarkoitetaan jätevedenpuhdistamolta poistettavaa sekalietettä.



Kuva 2.1. Eri lietejakeiden muodostuminen tavanomaisessa jätevedenpuhdistusprosessissa (Metcalf & Eddy 2003).

Puhdistamolietteessä fosfori on sitoutuneena orgaanisiin ja epäorgaanisiin yhdisteisiin sekä liukoisena ortofosfaattina PO_4^{3-} (Latif et al. 2015). Jätevedenpuhdistamoilla fosforin kemiallisen saostuksen yhteydessä muodostuu epäorgaanisia fosforiyhdisteitä, esimerkiksi alumiini- ja rautafosfaattia (AlPO_4 ja FePO_4) (Li et al. 2015). Typeä on lietteessä osana proteiineja ja epäorgaanisina yhdisteinä (Grady & Lim 1980, Tian et al. 2002 mukaan; Tian et al. 2013). Vedetöidyn puhdistamolietteen tyyppi on jakautunut proteiineihin 89 %, ammoniumiksi (NH_4^+) 4 %, pyrroliksi ($\text{C}_5\text{H}_5\text{N}$) 3 % ja pyridiiniksi ($\text{C}_4\text{H}_5\text{N}$) 2 % (Tian et al. 2013). Suomessa vuosina 2004–2005 puhdistamolietteen keskimääräinen kokonaistyyppipitoisuus on ollut 3,4–3,8 % TS ja fosforipitoisuus 2,2–2,4 % TS (United Nations Human Settlements Programme 2008, s. 311).

Puhdistamolietteen käsittelyn tavoitteita ovat muun muassa lietteen tilavuuden ja massan vähentäminen, mikrobitoiminnan lopettaminen, kuivatusominaisuuksien parantaminen ja hyötykäytön helpottaminen (Metcalf & Eddy 2003). Erilaisia prosessiyhdistelmiä on paljon. Lietteen pääkäsittelyvaiheet ovat tiivistys, stabilointi, kunnostus, veden vähentäminen eli vedetöinti ja kuivaus. Ketjun edetessä lietteen kuiva-ainepitoisuus kasvaa. (Metcalf & Eddy 2003) Kuvassa 2.2 ovat lietteen pääkäsittelyvaiheet esimerkkeineen.



Kuva 2.2. Lietteen pääkäsittelyvaiheet ja esimerkkejä jokaisesta vaiheesta (Metcalf & Eddy 2003).

Tiivistys on fysikaalinen käsittelymenetelmä, jossa lietteen kuiva-ainepitoisuus kasvaa vesijaetta poistettaessa. Tiivistys voi tapahtua esimerkiksi tiivistysaltaissa tai siinä voidaan hyödyntää flotaatiota, linkoja tai suotonauhakuivaimia. Se voi olla myös osa jätevedenpuhdistusprosessia, esimerkiksi yhdistettynä lietteen poistoon esiselkeytysaltaissa tai yhdistelmä eri prosesseista. Tiivistyksen jälkeen lietteen kuiva-ainepitoisuus on 2–6 %. (Metcalf & Eddy 2003)

Stabiloinnin tavoitteita ovat lietteen taudinaiheuttajien eli patogeenien tuhoaminen, haisevien yhdisteiden määrän vähentäminen ja hajoavan aineksen vähentäminen. Käytännössä lietteeseen tulee aikaansaada mikrobeille soveltumattomat olosuhteet. Kalkkistabiloinnilla lietteen mikrobitoiminta keskeytyy väliaikaisesti. Kompostoinnilla, mädätyksellä ja lahotuksella käsitelty liete on pysyvästi stabiloitua. Menetelmien tehokkuus esimerkiksi haisevien yhdisteiden muodostumisen estämiseen vaihtelee. (Metcalf & Eddy 2003)

Kunnostuksen tarkoituksena on parantaa lietteen vedenluovutusominaisuuksia vedetöintiä varten. Kemiallisessa kunnostuksessa lietteeseen lisätään kemikaalia, useimmiten polymeeriä, joka toimii koagulanttina sitoen lietteen kuiva-ainetta ja poistaen lietteeseen sitoutunutta vettä. Kunnostuksessa voidaan käyttää myös ferrikloridia FeCl_3 , kalkkia tai alumiinisulfaattia $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, mikä lisää lietteen kuiva-aineen määrää 20–30 %. Termisessä kunnostuksessa lietettä lämmitetään paineistetuissa olosuhteissa, jolloin liete koaguloituu kuten kemikaaleja käytettäessä. Termisessä kunnostuksessa muodostuva rejektivesi voi tarvita erillisen puhdistusmenetelmän. (Metcalf & Eddy 2003)

Vedetöinnissä lietteen koaguloitunut kuiva-aine ja vesijae erotetaan toisistaan esimerkiksi mekaanisesti suodattamalla, puristamalla tai sentrifugoimalla. Muita vaihtoehtoja ovat esimerkiksi liete- tai hiekkapeti, jotka ovat käyttökustannuksiltaan ja energian tarpeeltaan alhaisemmat kuin mekaaniset vedetöntimenetelmät, mutta vaativat enemmän tilaa. Lietteiden kuiva-ainepitoisuus vedetöinnin jälkeen riippuu käytetystä tekniikasta ja lietteiden ominaisuuksista. (Metcalf & Eddy 2003)

Kuivauksessa lietteestä poistetaan vettä, jota vedetöntimenetelmillä ei saavuteta (Metcalf & Eddy 2003). Esimerkiksi lietteiden poltossa lopputuotteet ovat kaasut ja tuhka, ja kompostoinnissa lopputuotteen kuiva-ainepitoisuus voi olla noin 60 % (Suh & Rousseaux 2002; Metcalf & Eddy 2003). Tehokkaalla kuivauksella kuljetuskustannukset pienenevät ja markkinointimahdollisuudet ja lopputuotteen hygieeninen laatu paranevat. (Metcalf & Eddy 2003) Taulukossa 2.1 on esitelty tässä työssä käsiteltäviä puhdistamolietteiden käsittelytekniikoita.

Taulukko 2.1. Erilaisia lietteiden käsittelymenetelmiä, niiden soveltuvuus eri tavoin käsitellyille lietteille ja esimerkkejä jatkokäyttömahdollisuuksista.

Menetelmän tyyppi	Menetelmä	Käsiteltävät lietteet	Lietteiden kuiva-ainepitoisuuden (TS %) vaikutus prosessiin	Tuotteet ja rejektit	Kaupallisesti hyödynnettävissä
Biologinen	Kompostointi	Tiivistetty Vedetöity Mädätysjäännös	Tukiaineen tarve (TS:n nosto)	Komposti	Komposti
Biologinen	Mädätys	Tiivistetty Vedetöity	Laimentaminen 5-15 TS % (märkäprosessi) tai kuivaaminen 15-60 TS % (kuivaprosessi)	Biokaasu Mädätysjäännös Rejektivesi	Polttoaine, liikennepolttoaine Lannoite, maanparannusaine Lannoite
Terminen	Kuivaus	Vedetöity Mädätysjäännös	Energian kulutus (TS:n nosto)	Termisesti kuivattu liete (n. 90 % TS) Rejektivesi*	Lannoite, maanparannusaine Polttoaine
Terminen	Pyrolyysi	Termisesti kuivattu Mädätysjäännös	Energian kulutus (TS:n nosto)	Pyrolyysikaasu Bioöljy Biohiili / tuhka Rejektivesi**	Polttoaine (prosessiin) Polttoaine, liikennepolttoaine Maanparannusaine
Terminen	Poltto	Vedetöity Termisesti kuivattu	Tukipolttoaineen tarve (TS:n nosto)	Tuhka Rejektivesi**	Maanparannusaine

*Rejektivettä muodostuu prosessissa ja savukaasujen käsittelyssä.

**Rejektivettä muodostuu savukaasujen käsittelyssä.

Esimerkiksi kompostointia voidaan käyttää tiivistetyille, vedetöidylle tai mädätetyille lietteille, jolloin kuiva-ainepitoisuus ratkaisee tarvittavan tukiaineen määrän (taulukko 2.1). Mitä kuivempaa liete on, sitä vähemmän tukiainetta tarvitaan.

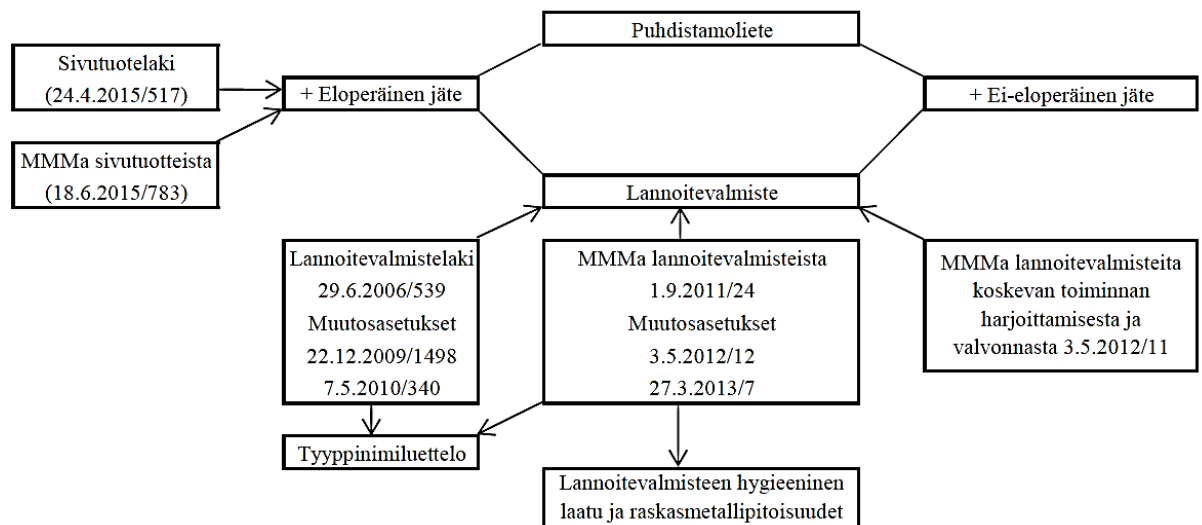
Ravintetaseella tarkoitetaan prosessiin sisään menevien ja ulos tulevien ravinteiden määrää (Oenema et al. 2003). Sen perusteella voidaan tarkastella esimerkiksi tietyn

prosessin tehokkuutta muodostaa hyödyntämiskelpoisia ravinneyhdisteitä verrattuna lähtöaineisiin (Nevens et al. 2006). Useimmin ravinnetaseissa tarkastellaan typpeä ja fosforia, sillä ne ovat esimerkiksi maataloudessa kasvua rajoittavia tekijöitä ja voivat aiheuttaa ympäristön rehevöitymistä (Wu et al. 2016). Puhdistamolietteessä on paljon typpeä ja fosforia, joiden osalta puhdistamoliete soveltuu hyvin lannoitteeksi (Metcalf & Eddy 2003). Puhdistamolietettä sisältävien lannoitevalmisteiden lannoitusvaikutus hyvissä olosuhteissa liukoisen typen osalta on verrattavissa epäorgaaniseen typpilannoitukseen (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 7).

Liukoisella tyvellä tarkoitetaan ammonium- ja nitraattityppeä sekä pieniin orgaanisiin yhdisteisiin sitoutunutta typpeä, jotka ovat kasvien hyödynnettävissä. Se vapautuu herkästi esimerkiksi mädätyksen aikana tai sitoutuu orgaaniseen materiaaliin kompostoinnissa. (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 7) Puhdistamolietteessä olevat fosforyhdisteet eivät ole välittömästi kasvien hyödynnettävissä (Li et al. 2015). Rautaan ja alumiiniin sidottujen fosforyhdisteiden saatavuus kasveille maaperässä paranee ajan kuluessa (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 7). Fosforin saatavuutta kasveille voidaan parantaa esimerkiksi lämpökäsittelyllä (Adams et al. 2009; Qian & Jiang 2014). Termisessä käsittelyssä fosfori rikastuu tuhkaan tai biohiileen käsittelymenetelmästä riippuen (Belevi & Moench 2000; Hossain et al. 2011; Wang et al. 2012).

2.2 Lainsäädäntö

Jätelain (17.6.2011/646) mukaan puhdistamoliete on jätettä. Valtioneuvoston asetus jätteistä (19.4.2012/179) edellyttää yhdyskuntajätevesilietteen tuottajan määrittämään ja pitämään kirjaa lietteen raskasmetalli-, kokonaistyyppi- ja kokonaisfosforipitoisuuksista sekä muiden haitallisten aineiden pitoisuuksista. Jos puhdistamolietettä käsitellään ainoana raaka-aineena lietteenkäsittelylaitoksessa, siihen sovelletaan vain lannoitevalmistelainsäädäntöä ja käsittelylle ei ole vaatimuksia esimerkiksi hygienisoinnin suhteen (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013). Kuvassa 2.3 näkyvät eri asetukset ja lait, jotka koskevat puhdistamolietteestä valmistettavaa lannoitevalmistetta ja lopputuotteen laatua. Jos jätevesilietettä käsittelevä laitos käsittelee raaka-ainejakeinaan jotain eläinperäistä, esimerkiksi teurasjätettä, sovelletaan käsittelyssä ja jatkokäytössä lakia eläimistä saatavista sivutuotteista (517/2015), eli sivutuotelakia, ja maa- ja metsätalousministeriön asetusta eläimistä saatavista sivutuotteista (783/2015).



Kuva 2.3. Puhdistamolietteestä valmistettavan lannoitevalmisteen raaka-aineita, valmistusta ja lopputuotteen laatua koskeva lainsäädäntö.

Valmistettaessa puhdistamolietteestä lannoitevalmistetta, on lopputuotteen täytettävä lannoitevalmistelainsäädännön vaatimukset (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 15). Siihen kuuluvat lannoitevalmistelaki (539/2006) muutosasetuksineen (1498/2009) ja (340/2010), maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista (24/2011) (l. lannoitevalmisteasetus) muutosasetuksineen (12/2012) ja (7/2013), sekä maa- ja metsätalousministeriön asetus 11/2012 lannoitevalmisteita koskevan toiminnan harjoittamisesta ja sen valvonnasta.

Lannoitevalmistelaki (539/2006) koskee puhdistamolietettä, jonka käsittelyn tarkoituksena on valmistaa lannoitevalmistetta. Sen tavoitteena on edistää laadukkaiden, turvallisten ja kasvintuotantoon soveltuvien lannoitevalmisteiden tarjontaa ja hyötykäyttöä. Lannoitevalmistelain (539/2006) mukaan vain sellaisia lannoitevalmisteita, jotka kuuluvat lannoitevalmisteiden tyypinimiluetteloon (kansalliseen tai EY-lannoitteiden luetteloon), saa maahantuoda tai markkinoida. Tyypinimellä on tarkoitus kuvata lannoitevalmisteiden ominaisuuksia, kuten esimerkiksi valmistusmenetelmä ja ravinnepitoisuus. Suomessa Elintarviketurvallisuusvirasto Evira ylläpitää tyypinimiluetteloa (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2014; 24/2011).

Lietettä sisältävä lannoitevalmiste voi kuulua lannoitevalmisteasetuksen (24/2011) mukaisiin seuraaviin tyypinimiryhmiin: orgaaniset maanparannusaineet (luokka 3A2), nestemäisinä orgaanisina lannoitteina sellaisenaan käytettävät sivutuotteet (luokka 1B4) tai maanparannusaineena sellaisenaan käytettävät sivutuotteet (luokka 3A5). Lietteen poltosta muodostuvalle tuhkalle ei ole olemassa tyypinimeä. Orgaanisiin maanparannusaineisiin kuuluvat tuore- ja maanparannuskomposti sekä kuivaräe

termisestä kuivauksesta. Rejektivesi, jonka raaka-aineena on korkeintaan 10 % jätevedenpuhdistamon lietettä, kuuluu luokkaan 1B4. Maanparannusaineena sellaisenaan käytettävät sivutuotteet sisältävät muun muassa biokaasulaitosten mädätysjäännöksen. (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 5; 24/2011; 539/2009) Yllämainittuja tyyppinimiä koskevat vaatimukset valmistusmenetelmästä, rajoituksista ja ravinnepitoisuuksista ovat liitteessä A. Orgaanisissa lannoitevalmisteissa levitettävä kokonaistypen (epäorgaanisen ja orgaanisen typen summa) määrä saa olla korkeintaan 170 kg/ha/a ja liukoisen typen vuotuinen enimmäiskuormitus riippuu viljeltävästä kasvusta ja maatyypistä.

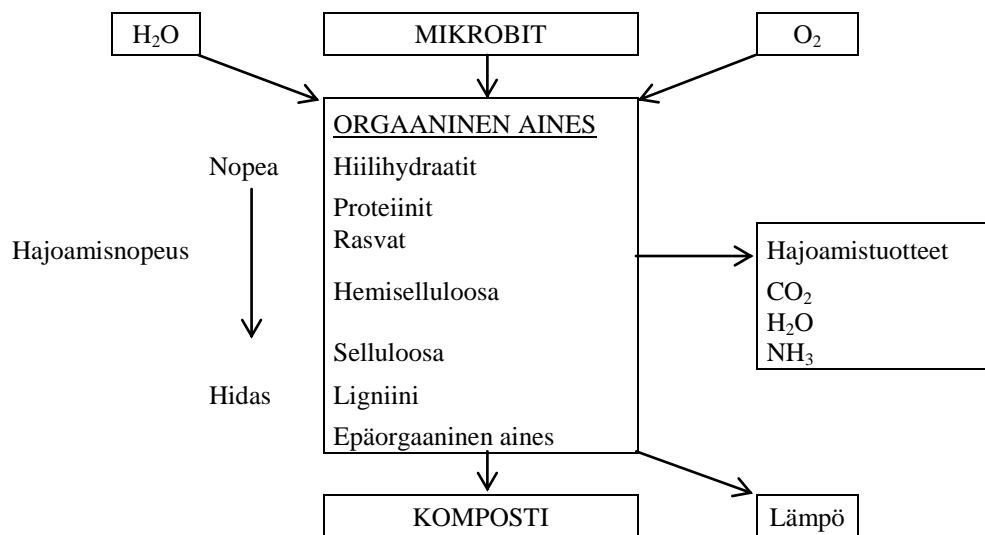
Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa lannoitevalmisteista (24/2011) määrätään valmiin maatalouskäyttöön soveltuvan lannoitevalmisteen hygieenisestä laadusta. Siinä määrätään raskasmetallien, muun muassa kadmiumin, kromin ja kuparin, enimmäispitoisuuksista lannoitevalmisteissa. Lannoitevalmiste ei saa sisältää haitallisia aineita tai komponentteja sellaisia määriä, että sen käytöstä aiheutuu vaaraa ihmisten, eläinten, kasvien tai ympäristön terveydelle (53/2006). Jos lannoitevalmiste on valmistettu ainoastaan jätevedenpuhdistamon lietteestä ja sitä halutaan käyttää maanviljelyssä, sen on täytettävä liitteessä A mainittujen 3A5-tyypinimen vaatimukset täyttävä (12/2012).

2.3 Biologinen käsittely

2.3.1 Kompostointi

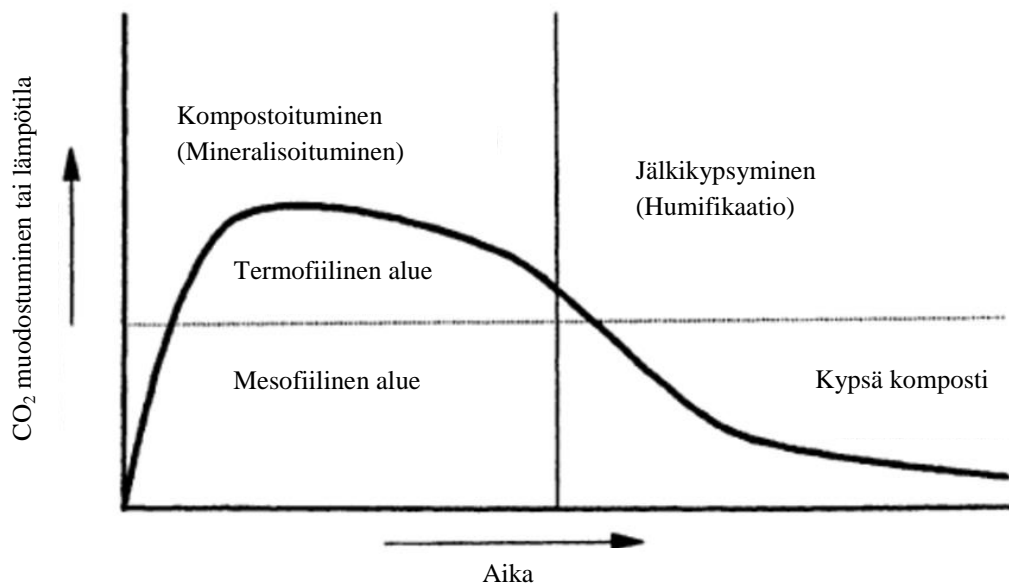
Perusteet ja prosessit

Kompostoinnissa orgaaninen aine hajotetaan biologisesti stabiiliksi lopputuotteeksi aerobisissa olosuhteissa (kuva 2.4), joissa lämpötila nousee mikrobitoiminnan johdosta 35–75 °C asteeseen. Kompostointiprosessi tuottaa hajutonta, humusmaista ainesta. Mikrobin toiminnalle tärkeimmät ravinteet ovat hiili (C) ja typpi (N), joista mikrobit käyttävät hiiltä energianlähteenään ja typpeä solujen synteeseihin. Lietteen sisältämistä haihtuvista yhdisteistä 20–30 % muuttuu hiilidioksidiksi CO₂ ja vedeksi H₂O. (Metcalf & Eddy 2003)



Kuva 2.4. *Orgaanisen aineksen hajoaminen ja lopputuotteet kompostoinnissa. (mukaiillen Epstein 1997, s. 20)*

Kompostoinnin eteneminen voidaan kuvata teoreettisesti mittaamalla muodostuneen hiilidioksidin määrää tai lämpötilaa ajan kuluessa (kuva 2.5). Todellisuudessa kompostoinnissa muodostuva lämpö ja hiilidioksidin määrä riippuvat käytetyistä raaka-aineista ja kompostointitavasta. (Epstein 1997, s. 21).



Kuva 2.5. Kompostoinnin eteneminen lämpötila tai hiilidioksidin muodostuminen ajan funktiona. (mukaiillen Epstein 1997)

Kompostointi jaetaan lämpötilan perusteella mesofiiliseen (25–45 °C), termofiiliseen (yli 45 °C) ja jäähtymisvaiheeseen (kuva 2.5; Epstein 1997). Kompostoinnin alussa mesofiilisessa vaiheessa kompostoitavan seoksen lämpötila nousee noin 40 °C. Sienien toiminta alkaa ja seokseen muodostuu happoa tuottavia bakteereita (Metcalf & Eddy 2003).

Termofiilisessä vaiheessa kompostoitavan seoksen lämpötila nousee noin 70 °C, jolloin termofiilisten bakteerien ja sienten, orgaanisen aineksen hajoaminen ja kompostin stabiloituminen on nopeimmillaan. Bakteerit hajottavat proteiineja ja rasvoja ja niiden hajotustoiminnassa muodostuu lämpöä (kuva 2.5). Sienet ja sädesienet hajottavat kompostoinnissa suurempia orgaanisia yhdisteitä ja selluloosaa. (Metcalf & Eddy 2014)

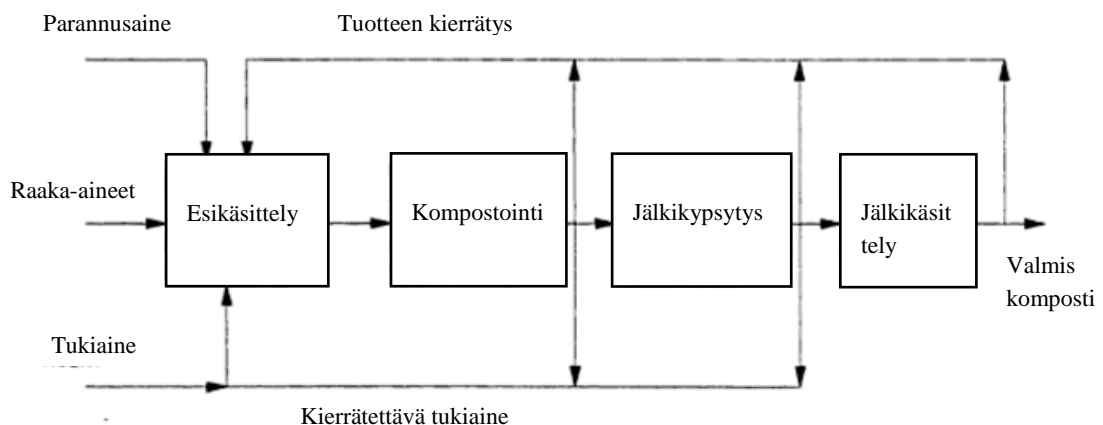
Kun kompostoitavan lietteen lämpötila nousee 50–70 °C, ulosteperäiset taudinaiheuttajat kuolevat. (Metcalf & Eddy 2014) Jäähtymisvaiheessa mikrobiaktiivisuus vähenee ja lämpötilan laskiessa termofiiliset mikrobit korvautuvat mesofiilillä. Humushappojen muodostuminen kompostissa loppuu, vettä haihtuu ja kompostin pH tasaantuu. (Metcalf & Eddy 2003) Komposti on stabiloitunutta, kun kompostin lämpötila ei nouse kompostin kääntämisen jälkeen (Bernal et al. 2009).

Sopivan kompostointimenetelmän valintaan vaikuttavat muun muassa kompostoinnille varattu tila, lietteen koostumus ja käytetyt kemikaalit, stabilointi ennen kompostointia ja kuivausprosessi. Kompostoitava liete voi olla tiivistettyä, vedetöityä tai mädätettyä (taulukko 2.1). Lietteen mädätys ennen kompostointia pienentää kompostin määrää jopa 40 %. (Metcalf & Eddy 2003)

Kompostin ilmastus voi olla pakotettua tai passiivista. Yleisimmät menetelmät ovat kompostointiaumojen kääntäminen tai ilman johtaminen koneellisesti kompostointiaumoihin. (Metcalf & Eddy 2003) Ilma poistaa ylimääräisen kosteuden kompostista ja estää kompostointiaumojen ylikuumentumisen. Happimäärä vaikuttaa prosessin nopeuteen ja laatuun. Optimaalinen happimäärä riippuu kompostoitavan materiaalin koostumuksesta (Kulikowska & Gusiatin 2015). Muita olennaisia kontrolloitavia parametreja ovat kosteus, lämpötila ja pH (Lü et al. 2013).

Kompostin laatua ja kompostoitumista voidaan parantaa tuki- ja parannusaineilla. Mitä huokoisempaa kompostoitava seos on, sen paremmin kompostoitavassa seoksessa säilyvät aerobiset olosuhteet. Parannusaineita ovat esimerkiksi sahanpuru ja kierrätetty komposti. Tukiaine on orgaanista tai epäorgaanista ainesta, jota lisätään kompostiin sen rakenteen parantamiseksi ja kosteuden vähentämiseksi. Sitä voidaan kierrättää prosessissa. Yleisimmin käytetty tukiaine on puuhake. (Haug et al. 1993; Metcalf & Eddy 2003) Kompostoinnissa muodostuu jätevettä, jonka määrä riippuu kompostointitekniikasta. Puuhaketta tukiaineena käytettäessä veden määrä on $0,1-0,2 \text{ m}^3/\text{t}_{\text{liete}}$. (Pöyry Finland 2007, s. 16)

Kompostointilaitoksessa lietteen esikäsitelyvaihe voi olla esimerkiksi hygienisointi, raaka-aineen sekoitus tukiaineen ja tarvittaessa parannusaineen kanssa (Kuva 2.6; Metcalf & Eddy 2003) Kompostointivaiheessa kompostoitavaa seosta ilmastetaan. Jälkikäsitelyssä kompostista voidaan esimerkiksi poistaa ei-biohajoavaa materiaalia tai pienentää kompostin palakokoa. Tukiaineen kierrätys tapahtuu joko ennen tai jälkeen jälkikäsitelyksen. Jälkikäsitelyn jälkeen osa kompostista voidaan kierrättää prosessin alkuun parannusaineeksi. (Metcalf & Eddy 2003)



Kuva 2.6. Kompostointiprosessin periaate (mukaillen Haug et al. 1993)

Kompostointitekniikat voidaan jakaa auma-, tunneli- ja reaktoritekniikkaan (Metcalf & Eddy 2003). Aumakompostoinnissa vedetöidystä lietteestä ja tukiaineesta muodostetut aumat sijoitetaan yleensä ulkoilmaan, ja ne voivat olla peitettyjä. Ilmastus tapahtuu kääntämällä aumat ilmastuskoneistolla vähintään viisi kertaa kompostoinnin aikana.

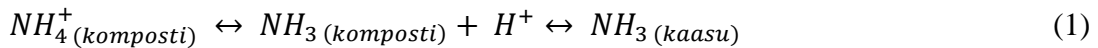
Jatkuvan ilmastuksen puutteen takia auman aerobiset olosuhteet eivät säily, vaan voivat olla myös anaerobiset. (Metcalf & Eddy 2003) Suomessa yleisin käytetty kompostointitekniikka on tunnelikompostointi (Jätelaitosyhdistys). Siinä kompostoitava aines syötetään suljettuun reaktoriin, jossa kompostointi tapahtuu hyvin hallituissa olosuhteissa. Siinä hajukaasujen ja kondensoituvien vesien hallinta on helpompaa, kompostia muodostuu nopeampaa ja prosessi tarvitsee vähemmän tilaa kuin reaktori- tai aumakompostoinnissa. Tunnelikompostointi voi olla panosprosessi, tai jatkuvatoiminen sekoitettu prosessi. Reaktorikompostoinnissa vedetöity liete ja tukiaine sekoitetaan, jonka jälkeen niistä muodostetaan aumoja ilmastusputkiston päälle. Aumat eristetään päällystämällä valmiilla kompostilla. (Metcalf & Eddy 2003)

Hajukaasujen käsittelymenetelmät voidaan jakaa märkäpesureihin, aktiivihiiisuodattimiin, kaasufaasin biologisiin käsittelymenetelmiin (kuten biosuodattimiin), käsittelyyn jätevedenpuhdistamon biologisessa prosessissa ja termisiin käsittelymenetelmiin. (Metcalf & Eddy 2003) Kompostoinnissa yleisimmin käytössä olevat menetelmät ovat märkäpesurit ja biologiset käsittelymenetelmät (Turovskiy & Mathai 2006, s. 251). Märkäpesurissa kaasut johdetaan vesifaasin läpi ja vesiliukoiset kaasut hapettuvat. Niitä ovat esimerkiksi rikkidioksidi SO_2 , vetykloridi HCl ja ammoniakki NH_3 (Carlsson 2008, s. 13). Prosessia voidaan tehostaa käyttämällä kemikaaleja. Kaasufaasin biologiset käsittelymenetelmät ovat biosuodin (*engl. biofilter*) ja biologinen strippaus (*engl. biological stripping*). Biosuotimessa kompostoinnin ilmavirta johdetaan kantaja-aineen, kuten komposti tai turve, läpi. Sen pinnalla voi olla sprinklausjärjestelmä, joka kastelee ja hapettaa suotimelta tulevan ilmavirran. Biologisessa strippauksessa on sama periaate kuin biosuodattimessa. Stripattava ilmavirta johdetaan prosessiin, jossa ilmavirta kulkee materiaalin, esimerkiksi rakeisen aktiivihiihen (*engl. granular activated carbon, GAC*), läpi ja ilmavirtaa kastellaan vastakkaisesta suunnasta. (Metcalf & Eddy 2003) Termiset käsittelymenetelmät esitellään luvussa 2.4. Termiset menetelmät.

Muodostuvat jakeet, typpi ja fosfori

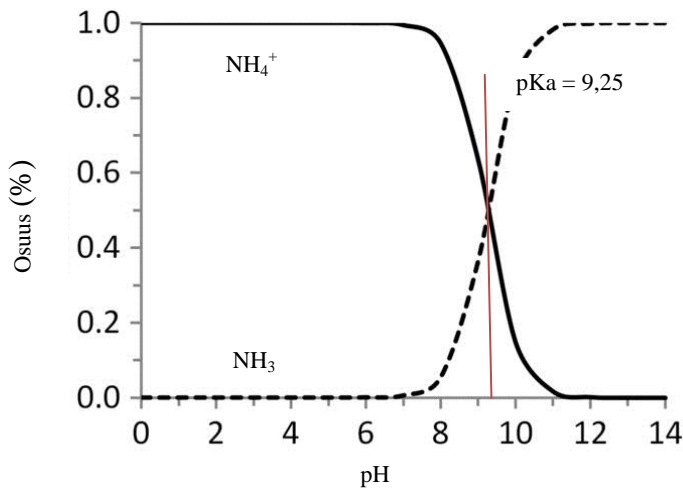
Kompostoinnin aikana eri jakeisiin päätyvät ravinteet riippuvat prosessiolosuhteista ja kompostoitavan seoksen koostumuksesta. Taulukkoon 2.2 on koottu tutkimustuloksia typen ja fosforin pitoisuuksista eri jakeissa. Kompostoinnin aikana typpi muuttaa muotoaan muun muassa orgaanisen aineksen hajoamisen, ammonifikaation, haihtumisen, denitrifikaation ja suotautumisen johdosta. Typen muoto kertoo kompostoinnin etenemisestä. Jos orgaanisen aineksen hajoaminen on kesken, kompostissa on korkea ammoniumtyppipitoisuus. Valmiissa kompostissa epäorgaaninen typpi on pääosin vesiliukoisena nitraattina (Bernal et al. 2009; Lü et al. 2013; Kulikowska & Gusiatin 2015). Kompostin typpipitoisuutta alentavat ammoniakki-, dityppioksidi- ja typpikaasupäästöt sekä veden kondensoituminen kompostoinnin aikana (Bernal et al. 2009).

Mikrobitoiminnan aikaansaama ammonifikaatio on yhtälössä (1), jolla havainnollistetaan ammoniakkin haihtumista kompostista:



(Bernal et al. 2009; Metcalf & Eddy 2014)

Reaktiossa (1) puhdistamolietteessä oleva ammoniumtyppi $\text{NH}_4^+\text{-N}$ muuttuu ammoniakiksi, kun kompostoitavan seoksen pH nousee. Vapautuva H^+ laskee kompostoinnin pH:ta tai tuottaa CO_2 reagoimalla karbonaattien kanssa (Paillat et al. 2005). pH:ssa 9,25 vesiliuoksessa on yhtä suuret määrät ammoniumia ja ammoniakia (kuva 2.7). Jos pH on alle 7, on kompostissa vain ammoniumia ja jos yli 11, vain ammoniakia. Aerobiselle hajoamiselle optimaalinen pH onkin 7–7,5, jolloin kuvan 2.7 mukaan typpi on NH_4^+ -muodossa (Metcalf & Eddy 2003). Typpipäästöistä ammoniakia on 86–99,8 % (Myllymaa et al. 2008; Zhao et al. 2015b).



Kuva 2.7. Ammoniumin ja ammoniakkin osuudet vesiliuoksessa 25 °C asteessa pH:n funktiona (mukaillen Stüeken et al. 2015).

Pääsyitä kaasumaisiin ammoniakkipäästöihin ovat kompostoitavan seoksen alkuperäinen typpipitoisuus, lämpötila, korkea pH (kuva 2.7) ja aumojen kääntäminen (Martin & Dewes 1992, Bernal et al. 2009 mukaan). Aumakompostoinnin jälkeen kompostissa on jäljellä 44–52 % alkuperäisestä syötteen typpipitoisuudesta, kun laitoskompostoinnissa tyyppiä säilyy 60–68 % (taulukko 2.2).

Jos kompostoitavan lietteen typpipitoisuus on korkea, tukiaineen korkea orgaanisen hiilen pitoisuus auttaa saavuttamaan mikrobitoiminnalle sopivan C/N-suhteen, nopeamman stabiloitumisen ja minimoimaan ammoniakkin haihtumista (Paillat et al. 2005; Doublet et al. 2011; Doydora et al. 2011). Jos kompostoitavan seoksen epäorgaanisen typen pitoisuus on liian suuri verrattuna orgaanisen hiilen saatavuuteen, on todennäköisempää, että typpipäästöjä syntyy. (Bernal et al. 2009) Sopiva tukiaine parantaa typen saatavuutta myös valmiissa kompostissa (Doublet et al. 2011).

Typpiyhdisteiden vesiliukoisuuden takia vesifaasin muodostuminen kompostoinnissa aiheuttaa typpipäästöjä ympäristöön. Suotautumisvesien muodostumisen estämiseksi tärkeintä on kosteuden hallinta. Aumakompostoinnissa aumojen suojaaminen vesisateelta ja suotautuneen veden keräys- ja käsittelysystemistä huolehtiminen vähentää päästöjä. Typpipäästöjä voi muodostua myös denitrifikaation kautta. Se voidaan estää riittävällä ja hyvällä ilmastuksella. (Parkinson et al. 2004, Bernal et al. 2009). Denitrifikaatiota voidaan havainnollistaa reaktioketjulla (2) (Metcalf & Eddy 2003):



Siinä lietteessä oleva vesiliukoinen nitraatti NO_3^- muuttuu anaerobisissa olosuhteissa nitriitin NO_2^- kautta typpimonoksidiksi NO ja dityppioksidiksi N_2O ja lopulta typpikaasuksi N_2 . Epätäydellisessä denitrifikaatiossa typpi voi vapautua ilmakehään myös dityppioksidina (Paillat et al. 2005; Bernhard 2010; Thomson et al. 2012). Myös nitrifikaation sivutuotteena muodostuu dityppioksidia N_2O (Paillat et al. 2005; Thomson et al. 2012). N_2O -päästöjä muodostuu kompostoinnissa taulukon 2.2 perusteella alle 0,02 %:sta 14 %:iin saakka (Myllymaa et al. 2008; Zhao et al. 2015b). Aumakompostoinnissa lähes kaikki haihtuva typpi on ammoniakkia (taulukko 2.2; Zhao et al. 2015b).

Kompostointi vähentää liukoisen fosforin ja nostaa kokonaisfosforin pitoisuutta kompostissa orgaanisen aineksen hajoamisen takia, jos liukenemista vesifaasiin ei tapahdu (Lü et al. 2013). Niukkaliukoisia fosforyhdisteitä ovat esimerkiksi Fe- ja Al-sitoutuneet, Ca- ja Mg-sitoutuneet ja humusaineksessa oleva fosfori (Turner & Leytem 2004). Niukkaliukoisten fosforyhdisteiden lisääntyminen kompostoinnissa korreloi orgaanisen aineksen vähenemisen, C/N-suhteen pienentymisen ja pH:n nousun kanssa. (Lü et al. 2013)

Taulukko 2.2. Kompostoinnin eri jakeiden typpi- ja fosforipitoisuuksia. Niistä tutkimuksista, joista tieto oli saatavilla, on listattu myös käytetty prosessi.

Jae	Yhdiste	Pitoisuus	Menetelmä	Raaka-aine	Muuta	Lähde
Hajukaasu (käsittämätön)	NH _{3,max}	700 mg/m ³		Liete	Keskimääräinen arvo eri lähteistä	[1]
Hajukaasu (käsitelty)	N _{kok}	70-140 mg/m ³		Liete	Keskimääräinen arvo eri lähteistä	[2]
Haihtuvat yhdisteet	Yhteensä CO ₂ , H ₂ O, NH ₃	% alkuperäisestä haihtuvien yhdisteiden pitoisuudesta 45	Tiivistys - suotonauhapuristin - kompostointi	Liete	Suurin osa haihtuvasta NH ₃ muuttuu nitraatiksi NO ₃ ⁻ hajukaasujen käsittelyssä.	[3]
Kaasut	NH ₃	0,321 kg/t seos		Liete, hake ja turve	Keskimääräiset arvot eri lähteistä	
	N ₂ O	0,051 kg/t seos				
Suotovesi (käsittämätön)	N _{kok}	653 mg/l		Biojäte ja liete		[5]
Suotovesi	N _{kok, käsittämätön}	108-170 mg/l	Aumakompostointi	Puhdistamoliete, elintarviketeollisuuden jätevesiliete, eläinlanta, perunanteollisuusjäte ja turve	Sadevedet laimentavat pitoisuuksia. Suotovedet käsitellään tasausaltaissa, jossa fosfori saostetaan kemiallisesti, jonka jälkeen prosessissa on biosuodin.	[6]
	N _{kok, käsitelty}	41-70 mg/l				
	P _{kok, käsittämätön}	0,56-3,90 mg/l				
	P _{kok, käsitelty}	0,19-3,4 mg/l				
Komposti	N _{komposti}	% jäljellä alkuperäisestä pitoisuudesta 44-52	Aumakompostointi	Liete ja puuhake	Puuhake: N-pitoisuus 1,64 % TS ja P-pitoisuus 5,7*10 ⁻² % TS	[7]
	- NH ₃	99,8 % typpihäviöstä				
	- N ₂ ja N ₂ O	0,02 % typpihäviöstä				
Komposti	P _{Fe-} ja Al-sitoutunut	% jäljellä alkuperäisestä pitoisuudesta 16		Sianlanta ja riisiheinä		[8]
	P _{Ca-} ja Mg-sitoutunut	% jäljellä alkuperäisestä pitoisuudesta 41				
Syöte	N _{kok, ka.}	22,35 g/kg TS	Vedetöinti - reaktorikompostointi	Liete TS 12 % (60 p-%), puuhake (20 p-%), ruoho (15 p-%), rapsinkorsi (2 p-%) ja ymppi (3 p-%)	Reaktorikompostoinnin jälkeen: - N _{kok, ka.} = 19,91 g/kg TS - NH ₄ -N _{ka.} = 4,763 g/kg TS	[9]
	NH ₄ -N _{ka.}	2,113 g/kg TS				
Komposti	N _{kok, ka.}	% jäljellä alkuperäisestä pitoisuudesta 60-68	- jälkikypsytyksen aumoissa			
	N _{kok, ka.}	22,93 g/kg TS				

[1] Haug et al. 1993, [2] Ostojic et al. 1992, [3] Suh & Rousseaux 2002, [4] Myllymaa et al. 2008, [5] Kaartinen 2009, s. 83; [6] Länsi-Suomen ympäristökeskus, LSU-2005-Y-1216, [7] Zhao et al. 2015b, [8] Lü et al. 2013, [9] Kulikowska & Gusiatiin 2015.

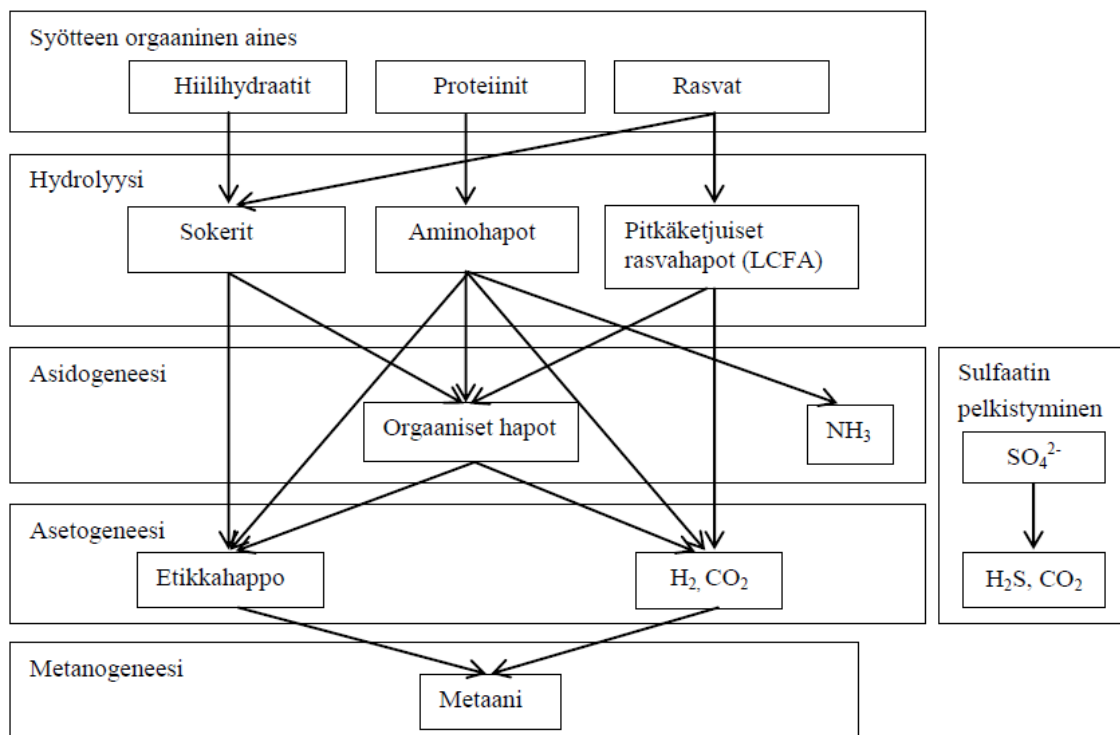
Kompostoinnissa kompostoitavasta seoksesta haihtuu typpiyhdisteiden lisäksi muun muassa vettä H₂O, hiilidioksidia CO₂ ja rikkivetyä H₂S (kuva 2.4, taulukko 2.2). Märkäpesurissa ammoniakista muodostuu nitraattia. (Kulikowska & Kusiatiin 2015; Suh & Rousseaux 2002) Märkäpesurin puhdistusteho on ammoniakille ja rikkivedylle yli 95 % ja haiseville yhdisteille < 80–99 %. Märkäpesurissa muodostuvat vedet kierrätetään prosessissa esimerkiksi kompostin kasteluun tai johdetaan puhdistukseen. Jos oletetaan, että kaikki kompostoinnissa muodostuvat kaasumaiset typpipäästöt ovat ammoniakkaa, niin taulukon 2.2 perusteella kompostoinnissa hajukaasujen käsittelyllä voidaan palauttaa kompostiin noin 80–90 % typestä (Ostojic et al. 1992; Haug et al. 1993).

Märkäpesurin jälkeen puhdistusprosessissa voi olla vielä esimerkiksi biosuodin, jonka teho rikkivedyn poistoon on yli 98 %, ammoniakkin yli 80 % ja haiseville yhdisteille > 95 %. (Wang et al. 2008, s. 90–91) Märkäpesuri tai biosuodin voi olla puhdistusprosessina myös ainoana käsitteilynä. (Metcalf & Eddy 2003)

2.3.2 Mädätys

Perusteet ja prosessit

Mädätysprosessit perustuvat orgaanisen ja epäorgaanisen aineen (lähinnä sulfaatin) hajoamiseen bakteeritoiminnan johdosta anaerobisissa olosuhteissa. Prosessin aikana syötteen orgaaninen aines stabiloituu ja kiinteän lopputuotteen määrä vähenee kaasunmuodostuksen takia. Lopputuotteita ovat mädätysjäännös, siitä erotettu rejektivesi sekä biokaasu. (Metcalf & Eddy 2003) Mädätysjäännös on stabiloitua kiintoainetta, joka sisältää kasveille käyttökelpoisessa muodossa olevia ravinteita, kuten ammoniakkityppeä $\text{NH}_3\text{-N}$ (Christy et al. 2014). Kuvassa 2.8 ovat anaerobisen hajoamisen vaiheet, eri välituotteiden hajoamisreitit ja tuotteet sekä epäorgaanisen sulfaatin SO_4^{2-} pelkistyminen divetyksulfidiksi H_2S .



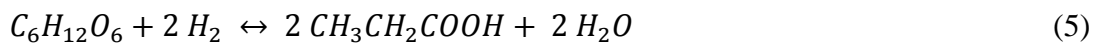
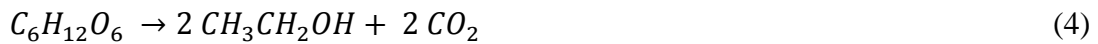
Kuva 2.8. Anaerobinen hajoaminen (mukaillen Gray 2005, s. 519; Christy et al. 2014)

Anaerobinen hajoaminen koostuu neljästä eri vaiheesta: hydrolyysi, asidogeneesi (happokäyminen), asetogeneesi (etikkahapon muodostus) ja metaanintuotto (kuva 2.8; Metcalf & Eddy 2003). Hydrolyysissä hiilihydraatti-, proteiini- ja rasvamolekyylit

pilkkoutuvat sokereiksi, aminohapoiksi ja pitkäketjuisiksi rasvahapoiksi (*engl. Long-chain fatty acids, LCFA*). Esimerkiksi reaktiossa (3) orgaanisen aineksen (merkitään tässä) $C_6H_{10}O_4$ hajoaminen:

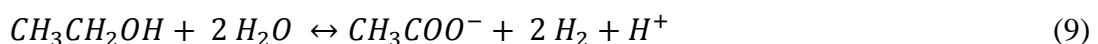
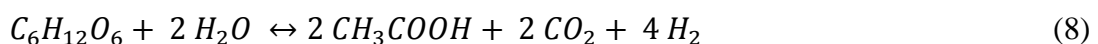
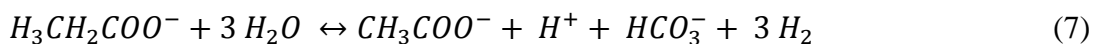


Reaktiossa (3) muodostuu glukoosia $C_6H_{12}O_6$ ja vetykaasua H_2 (Christy et al. 2014). Aminohappojen hajoaminen tuottaa ammoniakkia NH_3 , joka liukenee mädätysjäännökseen ammoniumina NH_4^+ . Muodostuneet sokerit, aminohapot ja rasvahapot muuttuvat asidogeneesissä orgaanisiksi hapoiksi kuten etikkahapoksi, propaanihapoksi ja butaanihapoksi. Aminohappojen hajoamisessa muodostuu myös ammoniakkia (NH_3). Lisäksi tässä vaiheessa vapautuu CO_2 , H_2 , lyhytketjuisia rasvahappoja ja alkoholeja. (Gray 2005 s. 518–519; Christy et al. 2014) Reaktioissa (4)-(6) havainnollistetaan glukoosin $C_6H_{12}O_6$ mahdollisia reaktioita asidogeneesissä:



Reaktiossa (4) glukoosi hajoaa etanoliksi CH_3CH_2OH ja hiilidioksidia CO_2 vapautuu. Reaktiossa (5) hydrolyysissä muodostunutta vetyä kuluu ja glukoosista muodostuu propaanihappoa CH_3CH_2COOH ja vettä. Reaktio (6) kuvaa glukoosin muuttumista etikkahapoksi CH_3COOH mikrobitoiminnan johdosta. Asidogeneesissä prosessin pH laskee orgaanisten happojen muodostumisen takia. Asidogeneesiä voidaan edistää nostamalla lämpötilaa (Christy et al. 2014).

Asetogeneesissä edellisen vaiheen tuotteet muuttuvat etikkahapoksi, hiilidioksidiksi ja vedyksi asetogeenisten bakteerien toiminnassa (Christy et al. 2014). Tämän vaiheen optimi-pH on noin 6 ja olosuhteiden on oltava täysin hapettomat (Wood & Ljungdahl 1991, Christy et al. 2014 mukaan). Asetogeneesissä toimivat mikrobit ovat hidaskasvuisia, herkkiä orgaanisen kuorman kasvamiselle ja olosuhteiden muutoksille. Reaktiot (5)-(7) kuvaavat asetogeneesiä.



Reaktiossa (7) havainnollistetaan propionaatin hajoamista asetaatiksi. Sen tapahtuminen edellyttää matalaa vetykonsentraatiota, joten asidogeneesissä (5) tapahtuva vedyn kulutus on tärkeää tämän vaiheen etenemisen kannalta. Reaktio (8) kuvaa glukoosin ja

reaktio (9) etanolin muuttumista asetaattiksi. Tässä vaiheessa reaktioista muodostuu myös hiilidioksidia ja vetyä. (Christy et al. 2014)

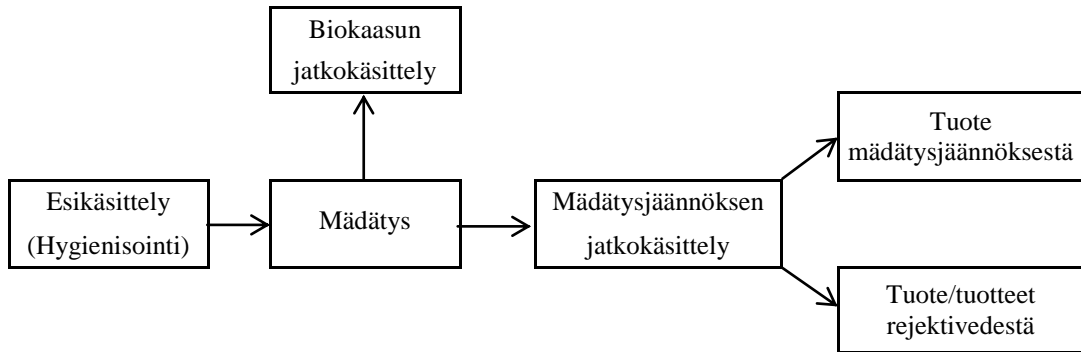
Metanogeneesissä eli metaanintuottovaiheessa prosessissa muodostunut hiilidioksidi, vetykaasu ja etikkahappo muuttuvat metaaniksi (CH_4) (Gray 2005 s. 519). Se on kaikkein herkin inhibiittoreille ja mädätysprosessin nopeutta rajoittava vaihe (Davis & Cornwell 1998, Christy et al. 2014 mukaan). Metanogeneesi voidaan jakaa aseklastiseen ja hydrogenotrofiseen metanogeneesiin. Näitä on havainnollistettu reaktioyhtälöissä (10) (aseklastinen) ja (11) (hydrogenotrofinen).



Aseklastinen metanogeneesi (10) tuottaa etikkahaposta metaania, jonka kokonaismäärä on noin 70 % tuotetusta metaanista. Hydrogenotrofisessa metanogeneesissä (11) muodostuu 30 % muodostuvasta metaanista ja se kuluttaa osan prosessissa muodostuneesta hiilidioksidista. (Gray 2005 s. 518–519; Christy et al. 2014)

Biokaasulaitosten mädätysprosessit operoivat mesofiilisisä (35–37 °C) tai termofiilisisä (50–57 °C) olosuhteissa. Suurin osa biokaasulaitoksista on mesofiilisia. Termofiilisisä prosesseissa mädätys ja biomassan hajoaminen on nopeampaa, mädätysjäännöksen vedetöinti on helpompaa ja bakteerien tuhoutumisnopeus on korkeampi kuin mesofiilisisä. Termofiiliset prosessit kuitenkin vaativat enemmän energiaa operointilämpötilan ylläpitoon kuin mesofiiliset prosessit ja ovat herkempiä prosessimuutoksille. Termofiilisten mädätysprosessien rejektivedessä on enemmän liuenneita yhdisteitä kuin mesofiilisten prosessien rejektivedessä. (Metcalf & Eddy 2003)

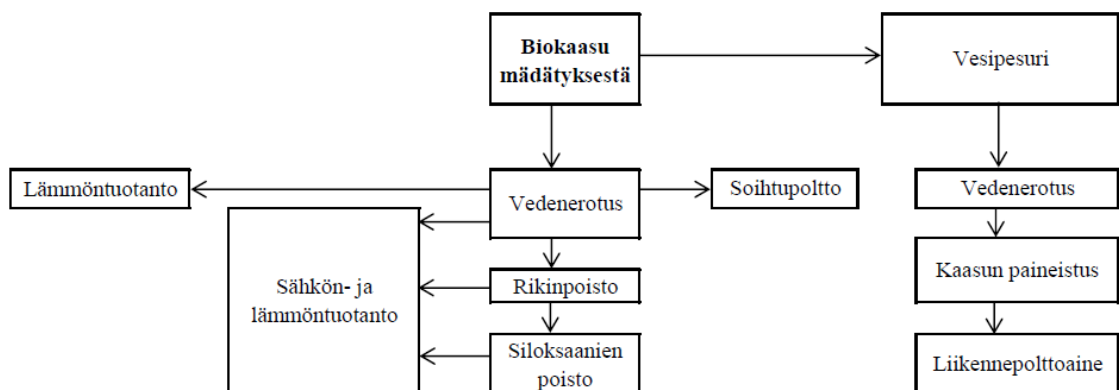
Kuvassa 2.9 on kaaviokuva mädätysprosessista. Se tarvitsee syötteestä riippuen esikäsittelyprosessin, jonka tavoitteena on käsitellä syötteen orgaaninen aines paremmin saataville mädätysprosessia varten. Esikäsittelyprosessi voi olla mekaaninen, kemiallinen, ultraääntä hyödyntävä, terminen tai biologinen. Puhdistamolietteen esikäsittelymenetelmä voi olla esimerkiksi mekaaninen käsittely kuten sakeutus ja välppäys tai terminen kuten terminen hydrolyysi. (Phothilangka et al. 2008)



Kuva 2.9. Biokaasulaitosprosessin vaiheet pääpiirteittäin lietettä mädätettäessä (mukailten Pöyry Environment Oy 2007, s. 19).

Biokaasulaitoksessa mädätystä seuraa mädätysjäännöksen jatkokäsittely kuivaamalla jatkokäyttökohteesta riippuen. Kuivaus voi olla mekaanista tai termistä. Mekaaninen kuivaus voidaan tehdä lingoilla, suotonauhapuristimilla, ruuvipuristimilla tai kammiosuotopuristimilla. (Metcalf & Eddy 2003). Esimerkiksi kompostointia varten ylimääräinen vesijae on poistettava (Garrido-Baserba et al. 2015).

Kuvassa 2.10 näkyvät biokaasun jatkokäsittelyvaihtoehdot. Mädätysprosessin jälkeen olevassa CHP-laitoksessa (engl. *Combined Heat and Power*) biokaasun metaani poltetaan hiilidioksidiksi, jolloin tuotetaan lämpöä ja sähköä. (Garrido-Baserba et al. 2015) Biokaasu voidaan myös hyödyntää vain lämmön tuotantoon tai jalostaa siitä liikennepolttoainetta (Cao & Pawlowski 2013). Biokaasun hyödyntäminen saattaa edellyttää sen puhdistamista rikkivedystä H_2S , sillä se on hyvin korrosoivaa. Kuvassa 2.10 puhdistusmenetelmänä on vesipesuri. Jos biokaasun jatkokäyttökohteena on liikennepolttoaine eli biometaani, on se puhdistettava kaikista muista komponenteista mahdollisimman täydellisesti. (Latvala 2009, s. 42)



Kuva 2.10. Biokaasun jatkojalostusmahdollisuudet mädätyksen jälkeen (mukailten Latvala 2009, s. 42).

Suomessa liikennebiokaasun tuotanto on lisääntynyt biokaasun jatkokäyttövaihtoehtona. Vuonna 2009 liikenteen energiasta alle 1 GWh tuotettiin biokaasusta ja vuonna 2014 sitä tuotettiin noin 17 GWh. Vuonna 2014 Suomessa oli 9

liikennebiokaasun tuotantolaitosta. Suomessa tuotettavan liikennebiokaasun energiasta 75 % on peräisin jätevedestä. (Huttunen & Kuittinen 2015) Jos biokaasua ei hyödynnetä, se voidaan polttaa soihdussa, jolloin sen sisältämä CH₄ hapettuu CO₂:ksi (Latvala 2009, s. 42). Liikennepolttoaineeksi jalostetun biokaasun lämpöarvo on 38,15 MJ/m³ (Cao & Pawlowski 2013).

Muodostuvat jakeet, typpi ja fosfori

Lietteen sisältämistä haihtuvista orgaanisista yhdisteistä noin puolet hajoo biokaasuksi mädätyksen aikana (Suh & Rousseaux 2002). Tyypilliset biokaasun koostumukset jätevedenpuhdistamon yhteydessä olevalle biokaasulaitokselle ja eri orgaanisia syötteitä käyttävälle biokaasulaitokselle ovat taulukossa 2.3. Taulukkoon 2.4 on kerätty typen ja fosforin pitoisuuksia eri jakeissa. Biokaasu sisältää hiilidioksidin (CO₂), metaanin (CH₄), typen (N₂) ja rikkivedyn (H₂S) lisäksi vähäisiä määriä vetyä, vesihöyryä ja muita kaasuja (Metcalf & Eddy 2003). Puhdistamaton biokaasu sisältää syötteestä riippumatta 0,09–0,12 % N₂ (taulukko 2.4; Borowski & Weatherley 2013).

Taulukko 2.3. *Biokaasun koostumus jätevedenpuhdistamon mädätyslaitoksella ja eri syötteitä käsittelevällä yhteismädätyslaitoksella (Jönsson 2003, s. 3).*

Komponentti	Jätevedenpuhdistamo	Yhteismädätyslaitos
CH ₄ (%)	55–65	60–70
CO ₂ (%)	35–45	30–40
N ₂ (%)	< 1	< 1
H ₂ S (ppm)	10–40	10–2000

Puhdistamolietteen metaanintuottopotentiali on 270–280 m³/t VS_{lisätty} (Davidsson et al. 2008; Luostarinen & Sillanpää 2009). Jos syöteenä käytetään puhdistamolietteen lisäksi jotain muuta jaetta, metaanintuottopotentiali nousee (taulukko 2.3; Borowski & Weatherley 2013).

Mädätysvaiheen aikana lietteen sisältämä ammoniumtyppi voi muuttua kaasumaiseksi ammoniakiksi, jos pH on liian korkea (Metcalf & Eddy 2003). Tyypillisesti biokaasun ammoniakkipitoisuus on alle 1 µg/m³ (taulukko 2.4; Borowski & Weatherley 2013). Ammoniakkipitoisuuden noustessa häiriötilanteessa 80–150 µg/m³ aiheuttaa se metanogeneesin inhibition (Callaghan et al. 2002).

Mädätyksessä muodostuvien hajukaasujen käsittelymenetelmänä voi olla esimerkiksi märkäpesuri ja biosuodin, kuten kompostoinnissakin. Mädätyksessä kaasumaisia päästöjä voi muodostua myös loppuvarastoinnissa ja hyödynnyksessä. Käsittelyn aikana muodostunut ammoniakki voi haihtua mädätysjäännöksestä varastoinnin tai levityksen yhteydessä (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2015, s. 59).

Taulukko 2.4. Typpi- ja fosforipitoisuuksia mädätyksen eri jakeissa.

Jae	Yhdiste	Pitoisuus	Esi- tai jälkikäsitteilymenetelmä	Raaka-aine	Muuta	Lähde
Puhdistamaton biokaasu	N ₂	0,09-0,12 %				
	NH ₃	< 1 µg/m ³				
Liete	P _{kok}	1,48 g/kg _{liete}		Siipikarjan lanta ja puhdistamoliette		[1]
	N _{kok}	2,85 g/kg _{liete}				
Separoimaton mädätysjäännös	PO ₄ ³⁻ max	1,145 g/l				
	PO ₄ ³⁻ keskim.	0,348 - 0,358 g/l				
	NH ₄ -N	1,399 - 1,615 g/l				
Puhdistetut hajukaasut	NH ₃	20 ppm	Märkäpesuri ja biosuodin	Liete, eläinperäinen jäte, biojäte	Ympäristölupaehto	[2]
Käsittämätön rejektivesi	P _{keskim.}	1,5 mg/l		Liete	Keskimääräiset arvot kolmen vuoden ajalta Suomessa toimivilta biokaasulaitoksilta.	[3]
	N _{keskim.}	993 mg/l				
	NH ₄ -N	734 mg/l				
Käsittämätön rejektivesi	P _{keskim.}	48 mg/l		Liete + muuta biohajoavaa		
	N _{keskim.}	1 003 mg/l				
	NH ₄ -N	642 mg/l				
Käsittämätön rejektivesi	NH ₄ -N	1 400 mg/l	Termofiilinen mädätys	Ylijäämäliete		[4]
Syöte	P _{kok}	0,144 g/l		Tiivistetty sekaliete	TS 10 %	[5]
	N _{kok}	0,511 g/l			TS 30 %	
Mädätysjäännös	P _{kok}	0,3 g/l				
	N _{kok}	0,93 g/l				

[1] Borowski & Weatherley 2013, [2] Länsi- ja Sisä-Suomen aluehallintovirasto 2013, s. 114, [3] Latvala 2009, s. 55-57, [4] Moreira Leite et al. 2016, [5] Hospido et al. 2005.

Biokaasulaitoksella rejektivesiä muodostuu syöteen esikäsitelyssä ja mädätteen kuivauksessa (Metcalf & Eddy 2003). Niiden määrään vaikuttavat mädätyksen ja lopputuotteen haluttu kuiva-ainepitoisuus ja kemikaalien käyttö. (Metcalf & Eddy 2003) Rejektiveden sisältämä ravinnekuorma riippuu biokaasuprosessin tehokkuudesta, syötteestä ja mädätysjäännöksen kuivaustekniikasta (Latvala 2009, s. 55–56). Tavallinen rejektiveden käsitelymenetelmä on jätevedenpuhdistamon puhdistusprosessi. Muita käytössä olevia menetelmiä ovat esimerkiksi strippaus, haihdutus ja kalvomenetelmät (Zhao et al. 2015a).

Mädätyksessä orgaanisesta aineksesta peräisin oleva typpi pidättyy lietteestä erottuvaan veteen (Keskitalo & Kettunen 2007). Sitä muuttuu liukoiseksi ammoniumtypeksi NH₄-N (Phothilangka et al. 2008). Rejektiveden typpipitoisuus on noin 30 % mädättämättömän lietteen typpikuormasta (Sollen 2006, Evans 2009 mukaan). Jos syöteenä käytettävän lietteen kokonaistyppipitoisuus on 0,511 g/l (TS 10 %), ja mädätysjäännöksen 0,93 g/l (TS 30 %) (taulukko 2.4; Hospido et al. 2005), niin mädätysjäännökseen jäisi noin 60 % syöteen tyyppistä. Ammoniakin aiheuttamassa inhibiititilanteessa rejektivesien NH₄-N –pitoisuus nousee yli 1 800 mg/l (Wang et al. 2012), kun normaalitilanteessa se on taulukon 2.4 perusteella 642–1 400 mg/l (Latvala

et al. 2009, s. 55–57; Moreira Leite et al. 2016). Rejektiveden typpipitoisuuden vaikuttavat myös syötteen esikäsittelymenetelmät. Esimerkiksi termisellä hydrolysoinnilla rejektiveden typpipitoisuus nousi tutkimuksessa 5,7 % verrattuna tilanteeseen, jossa esikäsittelyä ei ollut (Phothilangka 2008).

Osa kiintoaineeseen sitoutuneesta fosforista suotautuu mädätysjäännöksen kuivauksessa rejektiveteen (Evans 2009). Suurin osa rejektiveden fosforista on sitoutunut kiintoaineeseen. Sekä rejektiveden sisältämän fosforikuorman, että orgaanisen aineen määrän takia, hyvä kiintoaineen poisto on tärkeää vesien käsittelyssä. (Metcalf & Eddy 2003) Esimerkiksi Hospido et al. (2005) taulukon 2.4 arvojen perusteella syötteen fosforipitoisuudesta 0,144 g/l (TS 10 %) noin 70 %, eli 0,3 g/l (TS 30 %) syötteen fosforipitoisuudesta on mädätysjäännöksessä, jolloin rejektivedessä fosforipitoisuudesta olisi 30 %. Lyhyempi viipymä reaktorissa johtaa pienempään fosforipitoisuuteen rejektivedessä (Borowski & Weatherley 2013). Vedetöinnissä kiintoainetta, johon fosforia on sitoutuneena, pidätty käsittelemisestä riippuen 50–80 % ja yli 90 %, jos kemikaaleja käytetään. (Metcalf & Eddy 2003)

Mädätyksessä osa lietteen orgaaniseen ainekseen sitoutuneesta fosforista vapautuu orgaanisen aineksen hajoamisen seurauksena. Se, ja liukoinen ortofosfaatti voivat sitoutua eri kationien (esimerkiksi magnesium Mg^{2+} , kalsium Ca^{2+} , alumiini Al^{3+} ja rauta ferromuodossa Fe^{2+}) kanssa ja muodostaa niukkaliukoisia suoloja anaerobisissa oloissa riippuen prosessin pH:sta, lämpötilasta ja lietteen tai biokaasulaitoksen syötteen suolapitoisuudesta. (Evans 2009; Latif et al. 2015) Tyypillisiä fosforiyhdisteitä ovat struviitti $MgNH_4PO_4 \times 6 H_2O$, kolloidiset alumiini- ja rautafosfaatit ja kalsiumyhdisteet kuten hydroksiapatiitti $Ca_5OH(PO_4)_3$ (Borowski & Weatherley 2013). Niukkaliukoiset suolat, erityisesti struviitti, voivat saostua mädätysvaiheen jälkeen prosessin toimilaitteisiin, esimerkiksi pumppuihin ja venttiileihin (Evans 2009; Latif et al. 2015) Mädätysjäännöksen kuivauksessa muodostuvat magnesium- ja kalsiumsuolat, kuten esimerkiksi struviitti, sisältävät myös typpeä (Evans 2009).

2.4 Terminen käsittely

Lietteen palaminen tekniikasta riippumatta koostuu neljästä eri vaiheesta: kuivuminen, haihtuvien kaasujen vapautuminen (l. pyrolyysi), haihtuvien kaasujen syttyminen ja palaminen, ja koksijäännöksen palaminen (Raiko et al. 2002, s. 61). Kaikki termiset menetelmät perustuvat samoihin reaktioihin, mutta palamisprosessi ei etene loppuun saakka. Esimerkiksi pyrolyysiprosessi koostuu lietteen kuivumisesta ja haihtuvien kaasujen vapautumisesta. Lietteen ominaisuuksilla on merkitystä termisten prosessien tuottoon. Mitä enemmän lietteessä on haihtuvia yhdisteitä, sen korkeampi lämpöarvo sillä on. Kuiva-ainepitoisuudella on merkitystä tuhkan määrän muodostumiseen eri menetelmissä. (Hospido et al. 2005)

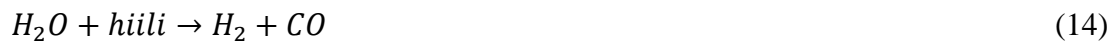
Täydellisessä palamisreaktiossa lietteessä olevista pääkomponenteista hiilihydraatit, rasvat ja proteiinit hapettuvat haihtuviksi yhdisteiksi kuten hiilidioksidiksi (CO_2), hapeksi (O_2), vedyksi (H_2), rikiksi (S) ja typeksi (N_2). Muut pääkomponentit ovat lietteen tuhkapitoisuus ja sen sisältämä kosteus. Ensimmäisessä vaiheessa tapahtuu lietteen kuivuminen, eli lietteen sisältämän veden (H_2O) höyrystyminen, joka on yhtälössä (12).



Seuraavassa vaiheessa orgaaninen aines muuttuu haihtuvaksi. Tätä kuvaa reaktioyhtälö (13).



Yhtälössä (13) $\text{C}_m\text{H}_n\text{O}$ tarkoittaa mitä tahansa orgaanista yhdistettä. Reaktiossa tuotetut kaasut riippuvat lähtöaineen rakenteesta. Yhtälössä (13) muodostuvat tuotteet ovat vetykaasu (H_2), hiilimonoksidi (CO), hiilidioksidi (CO_2) ja hiili C (engl. *char*). Haihtuvien kaasujen ja jäljelle jäävän hiilen muodostumisen jälkeen poltossa tapahtuu kaasuuntuminen, jota kuvaavat reaktiot (14), (15) ja (16).

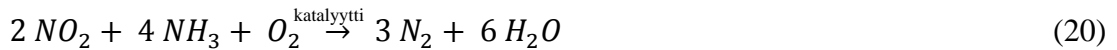
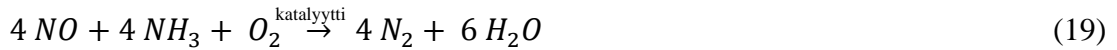


Kuten reaktioista (14), (15) ja (16) huomataan, muodostuu reaktioissa H_2 ja CO lisäksi myös metaania (CH_4). Neljännessä vaiheessa haihtuvat yhdisteet reaktiosta (13) hapettuvat esimerkkireaktion (17) mukaisesti.



Reaktion (17) jälkeen lietteessä oleva tuhka sulaa. Sen jälkeen viimeisessä reaktiossa (18) reaktiossa (13) muodostunut hiili hapettuu hiilidioksidiksi CO_2 . (Cui et al. 2006)

Termisistä käsittelymenetelmistä muodostuvien savukaasujen puhdistusmenetelmistä tehokkaimmat ja kemiallisesti parhaiten tunnetut teknologiat ovat selektiivinen katalyyttinen NO_x -pelkistys eli SCR (engl. *Selective Catalytic Reduction, SCR*) ja selektiivinen ei-katalyyttinen pelkistys eli SNCR (engl. *Selective Non-Catalytic Reduction, SNCR*) (De Greef et al. 2013). SCR:ssä lämpötilaltaan 250–500 °C savukaasuihin lisätään ammoniakkia. Se pelkistää typenoksidit molekyylytypeksi ja reaktioissa syntyy vettä yhtälöiden (19) ja (20b) mukaisesti. (Raiko et al. 2002, s. 332)



SCR:ssä katalyyttinä käytetään vanadiinioksidia (V_2O_5) tai wolframioksidia (WO_3) (Raiko et al. 2002, s. 332–333). SCR:llä voidaan saavuttaa katalysoinnilla savukaasujen NO_x -pitoisuus jopa tasolle 30 mg/m^3 , mutta käyttökustannukset ovat noin kymmenkertaiset verrattuna SNCR:ään muun muassa katalyytin huollon ja korkeamman sähköntarpeen takia (De Greef et al. 2013).

SNCR on yksinkertainen, kustannustehokas ja useimmiten sovellettu savukaasujen puhdistusmenetelmä esikuivatulle lietteelle. Siinä polttoon lisätään ammoniakkia (NH_3) tai ureaa $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ noin $1\,000 \text{ }^\circ\text{C}$ lämpötilassa. $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ hajoaa ammoniakiksi ja hiilidioksidiksi reaktioyhtälön (21) mukaan. (Werther & Ogada 1999; Van Caneghem et al. 2015)



Seuraavassa vaiheessa ammoniakki reagoi NO_x -yhdisteiden kanssa kuten SCR:ssä reaktioyhtälöiden (19) ja (20) mukaan. (Werther & Ogada 1999; Van Caneghem et al. 2015) SNCR:n puhdistustehokkuus on noin 50 % sisääntulevista NO_x -yhdisteistä, joka yleensä riittää alittamaan 200 mg/Nm^3 päästörajan (Van Caneghem et al. 2015).

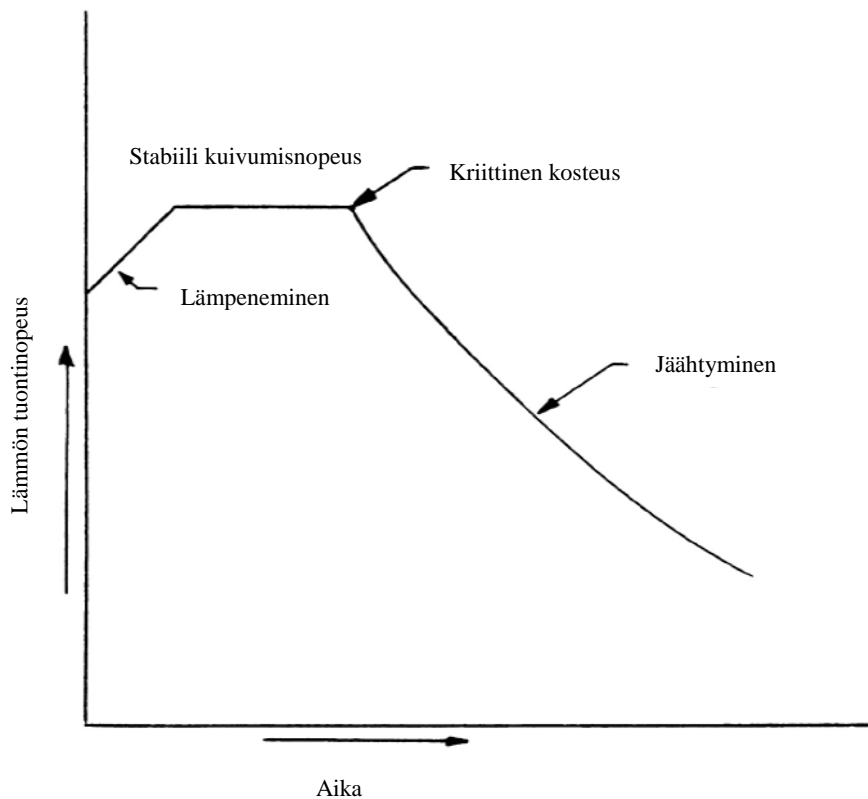
2.4.1 Kuivaus

Perusteet ja prosessit

Termisessä kuivauksessa haihdutetaan lietteessä oleva vesi lämmöllä ja saavutetaan jopa 90 %:n kuiva-ainepitoisuus. Laitteistosta riippuen kuivausolosuhteet voivat olla esimerkiksi noin $450 \text{ }^\circ\text{C}$ (5–10 min) tai $120\text{--}160 \text{ }^\circ\text{C}$ (40–60 min). (Metcalf & Eddy 2003) Prosessiin syötettävä lämpö pakottaa märkien lietepartikkeleiden luovuttamaan kosteutta (reaktioyhtälö 13). Yksittäiseen partikkeliin kohdistuvia fysikaalisia prosesseja ovat esimerkiksi diffuusio ja kapillaari-ilmiö, joiden avulla kosteus siirtyy partikkelin pinnalle, ja se kuivuu ja kutistuu. (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.2) Kuvassa 2.11 näkyvät kuivausprosessin eri vaiheet: lämpeneminen, stabiili kuivumisvaihe ja jäähtyminen.

Lämpenemisvaiheessa lietteen lämpötila ja lämmön tuontinopeus kasvavat, kunnes prosessissa saavutetaan vakio­lämpötila ja –nopeus. Lämpenemisvaihe on lyhyt, eikä liete kuivu merkittävästi. Stabiilissa kuivumisvaiheessa lietepartikkeleiden pinta on kyllästynyt vedellä. Kosteuden pintaan siirtymisnopeus riippuu kosteuden haihtumisnopeudesta lietepartikkelin pinnalta. Stabiilin vaiheen kesto riippuu myös

lietteen ja lämmön kontaktipinta-alasta, sekä lämmön ja lietteen lämpötila- ja kosteuseroista. Tässä vaiheessa tapahtuu suurin osa kuivumisesta.

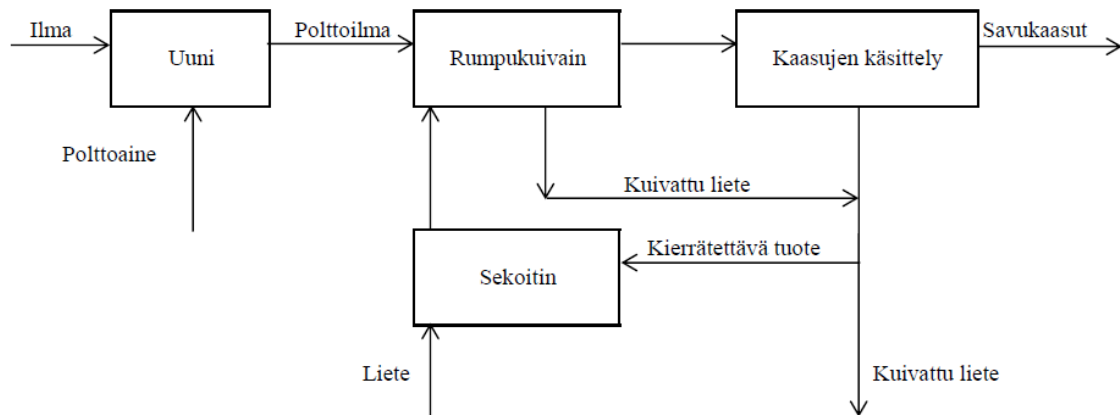


Kuva 2.11. Kuivumisen vaiheet ajan funktiona (mukailten *Water Environment Federation 2010, luku 26.3.3*).

Stabiili kuivumisvaihe päättyy kriittiseen kosteuspisteeseen, joka on viimeinen piste, jossa partikkeli on kyllästynyt vedellä ja partikkelin kuivuminen riippuu kosteuden haihtumisnopeudesta partikkelin pinnalta. Jäähtymisvaiheessa lietepartikkelit eivät ole enää kyllästyneitä. Kosteus haihtuu nopeammin lietepartikkelin pinnalta kuin kosteutta siirtyy partikkelin pintaan. Partikkelit alkavat lämmitä sen sijaan, että ne luovuttaisivat kosteutta. Jäähtymisvaiheessa kuivumisnopeus hidastuu. (Water Environment Federation, luku 26.3.2)

Termisen kuivauksen laitteistot voidaan jakaa lämmönsiirtomenetelmän mukaan suoraan (konvektio) tai epäsuoraan (konduktio) lämmöntuontiin, yhdistelmään näistä, ja infrapunakuivaimiin. Kontaktikuivureita ovat esimerkiksi melakuivain (*engl. paddle dryer*), lautaskuivuri (*engl. disk dryer*) ja pyörivä kammiokuivain (*engl. rotary chamber dryer*). Konvektiokuivureihin kuuluvat äkkikuivain (*engl. flash dryer*), rumpukuivain (*engl. rotary drum dryer*) ja leijupetikuivain (*engl. fluidized-bed dryer*). (Metcalf & Eddy 2003) Kokonaisprosessiin ja sopivan menetelmän valintaan vaikuttavia tekijöitä ovat muun muassa lämpötila, lietteen kosteus, lämmön syöttönopeus ja -suunta, lietteen ja lämmön välinen kontaktaiaika ja -pinta-ala. (Water Environment Federation 2010,

luku 26.3.2) Kuvassa 2.12 on esimerkki termisestä kuivausprosessista rumpukuivaimella.



Kuva 2.12. Terminen kuivaus rumpukuivaimella (mukailten Metcalf & Eddy 2003)

Termistä kuivausta edeltää yleensä lietteen vedetöinti esimerkiksi lingoilla. Mitä tehokkaampi vedetöinti on, sen vähemmän kustannuksia termisestä kuivauksesta aiheutuu. Vedetöinnin jälkeen lietteen termiseen kuivaamiseen tarvittava lämpö tuotetaan uunissa, johon syötetään polttoainetta ja ilmaa palamista varten. Kuivattava liete sekoitetaan kierrätettävän, kuivatun lietteen kanssa, jotta rumpukuivaimelle syötettävän lietteen kuiva-ainepitoisuus on vähintään 65 %. Jos kuivaimelle syötettävä liete on kuiva-ainepitoisuudeltaan 45–60 %, se on rakenteeltaan liimamaista ja tarttuu pintoihin. Kuuma ilma (400–650 °C) johdetaan kuivaimelle rinnakkain lietteen kanssa. Kuivattua lietettä poistuu rumpukuivaimelta, kun se on ensin kulkeutunut kuivaimen läpi. (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.3) Vedetöidyn lietteen terminen kuivaus kuluttaa enemmän energiaa kuin mädätetyn lietteen (Cao & Pawlowski 2013).

Kiintoainepitoisista kaasuista poistetaan kuivaimen jälkeen esimerkiksi syklonilla partikkeleita, jonka jälkeen kaasut on puhdistettava haisevien yhdisteiden takia. (Metcalf & Eddy 2003) Hajukaasuille sopivia menetelmiä ovat esimerkiksi kemiallinen pesuri ja termiset menetelmät kuten SCR tai SNCR. (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.4) Termisessä kuivauksessa muodostuu jätevesiä lietteestä haihtuvasta vedestä, joka kondensoituu lämmönvaihtimella. Mikäli savukaasujen käsittelymenetelmänä on märkäpesuri, myös siinä muodostuu jätevesiä. (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.4) Jätevesi voidaan johtaa takaisin jätevedenpuhdistamolle, jos prosessi on puhdistamon välittömässä yhteydessä. (Hospido et al. 2005; Houillon & Jolliet 2005)

Kuivauksessa tarvittava energia tuotetaan yhä useammin biopolttoaineilla fossiilisten polttoaineiden sijaan. (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.4) Terminen kuivaus voi olla ainut lietteen käsittelymenetelmä, tai se voi olla esimerkiksi

mädätysjäännöksen jatkokäsittelymenetelmä, jolloin mädätysjäännöksestä voidaan valmistaa esimerkiksi kaupallisesti hyödynnettävissä olevaa pellettiä. (Water Environment Federation, luku 26.3.3) Termisen kuivauksen hyötyjä ovat korkean kuiva-ainepitoisuuden saavuttaminen, kuljetuskustannusten pieneneminen ja lietteen hygienisoituminen. Lietteiden massa vähenee yli 80 % alkuperäiseen verrattuna. Huonoja puolia prosessissa ovat korkeat pääoma- ja käyttökustannukset ja ylläpitotarve ja kuivatun lietteen räjähdys- ja syttymisvaara esimerkiksi varastoinnissa. (Metcalf & Eddy 2003)

Muodostuvat jakeet, typpi ja fosfori

Termisessä kuivauksessa muodostuvat jakeet ovat termisesti kuivattu liete, rejektivesi ja savukaasut. Lietteestä haihtuva kosteus muodostaa lämmönvaihtimen kautta rejektivettä. Termisesti kuivattua lietettä voidaan käyttää lannoitteena, maanparannusaineena tai biopolttoaineena riippuen käsittelymenetelmästä. (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.1). Kuivatun lietteen (TS n. 90 %) energiasisältö on 10–15 MJ/kg (Myllymaa et al. 2008, s. 21) Taulukkoon 2.5 on koottu typpi- ja fosforipitoisuuksia tutkimuksista.

Osa lietteiden sisältämästä typeistä haihtuu ammoniakkinä termisessä kuivauksessa (Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2013, s. 7). Mitä korkeampi kuivauslämpötila on, sen enemmän typpiä haihtuu kiinteästä jakeesta. Taulukossa 2.5 näkyy, että 150 °C:ssa muodostuvien kaasujen ammoniakkipitoisuus on ollut 190 mg/l, ja 350 °C:ssa pitoisuus on noussut 2 310 mg/l (Werther & Ogada 1999, s. 101).

Termisessä kuivauksessa muodostuvien rejektivesien pääkomponentit ovat ammoniumtyppi, divetyysulfidi H_2S , hiilisulfidi CS_2 , metyylimerkaptani CH_3SH ja dimetyylisulfidi CH_3SCH_3 (Wang et al. 2013). Kuivaimen lämmönvaihtimella kondensoituvat rejektivedet sisältävät siten muun muassa ammoniakkia ja orgaanisia yhdisteitä. (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.4) Mitä korkeampi käsittelylämpötila on, sitä konsentroituneempaa muodostunut jätevesi on (Karwowska et al. 2016). Mikäli kuivausta edeltää mädätys, on muodostuneen rejektiveden typpipitoisuus pienempi korkeammasta kuivauslämpötilasta huolimatta kuin käsittelemättömän puhdistamolietteiden kuivauksessa (taulukko 2.5; Karwowska et al. 2016).

Taulukko 2.5. Kuivauksessa muodostuvien jakeiden typpi- ja fosforipitoisuuksia.

Jae	Yhdiste	Pitoisuus	Menetelmä	Raaka-aine	Muuta	Lähde
Kuivattu liete	P _{kok}	100 % lietteen alkup. pitoisuudesta	80 - 90 °C kuivaus	Puhdistamoliete		[1]
Rejektivesi	PO ₄ ³⁻ NH ₄ -N	0,52 - 2,4 mg/l 295,29 - 342,92 mg/l	120 - 150 °C kuivaus	Vedetöity puhdistamoliete	Jäteveden-puhdistamoiden termisen kuivauksen vertailu.	[2]
Rejektivesi	PO ₄ ³⁻ NH ₄ -N	6,3 - 6,98 mg/l 91,83 - 154 mg/l	220 - 280 °C kuivaus	Mädätetty puhdistamoliete		
Kuivattu liete	P _{kok} N _{kok}	7,5 kg/t liete 7,5 kg/t liete		Mädätetty puhdistamoliete		[3]
Rejektivesi	P _{kok} N _{kok}	0,2*10 ⁻³ kg/t liete 10*10 ⁻³ kg/t liete				
Poistokaasut	NH ₃	190 mg/l 2 310 mg/l	150 °C kuivaus 350 °C kuivaus	Puhdistamoliete		[4]

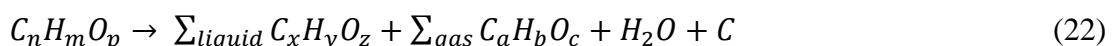
[1] Li et al. 2014, [2] Karwowska et al. 2016, [3] Myllymaa et al. 2008, s. 22, [4] Werther & Ogada 1999, s. 101.

Puhdistamolietteen kuivauksessa epäorgaanisen fosforin osuus kokonaisfosforista kasvaa lietteessä kuten muissakin termisissä menetelmissä. Kuivauksessa 80–90 °C fosfori pysyy liukenemattomana lietteessä (taulukko 2.5; Li et al. 2014). Lämpötila-alueella 120–150 °C fosforia liukenee fosfaattina PO₄³⁻ jonkin verran rejektiveteen ja vielä enemmän lämpötila-alueella 220–280 °C (taulukko 2.5; Karwowska et al. 2016). Myös mädätys nostaa rejektiveden fosforipitoisuutta (luku 2.3.2).

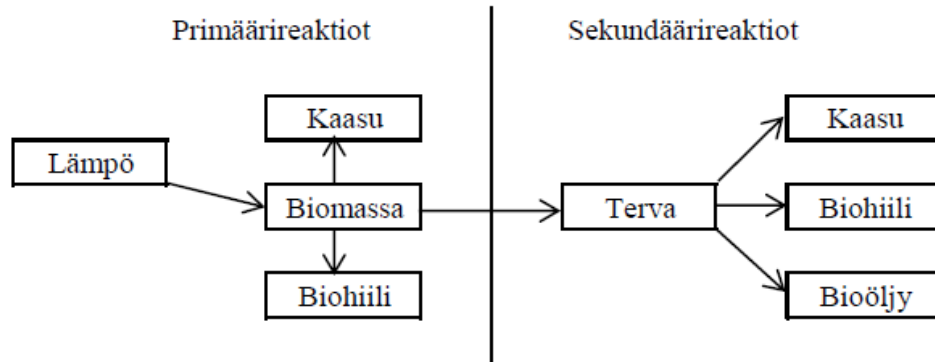
2.4.2 Pyrolyysi

Perusteet ja prosessit

Pyrolyysi, eli kuivatislaus, on orgaanisen aineksen hajottamista termisesti ali-ilmaisissa, inerteissä olosuhteissa (Hwang et al. 2007). Pyrolyysi on palamisen toinen vaihe polttoprosesseissa kuivumisen jälkeen (Metcalf & Eddy 2014). Pyrolyysissä biomassa lämmitetään nopeasti pyrolyysilämpötilaan 400–1 000 °C vähähappisissa olosuhteissa. Loppujakeina muodostuu tiivistymättömiä kaasuja, biohiiltä ja bioöljyä. Niiden muodostuminen riippuu prosessin operoinnista ja lietteen ominaisuuksista kuten tuhkapitoisuudesta ja orgaanisen ja epäorgaanisen aineksen suhteesta. Pyrolyysia voidaan kuvata alla olevalla reaktioyhtälöllä (22).



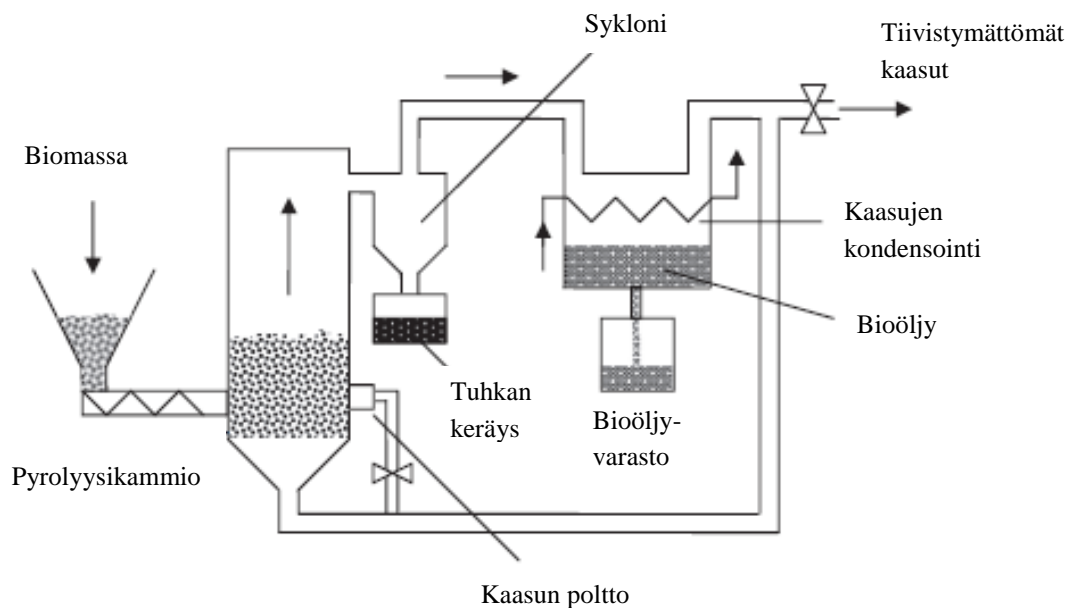
Reaktioyhtälössä (22) C_nH_mO_p kuvaa hajoavaa biomassaa, C_xH_yO_z muodostuvaa bioöljyä, C_aH_bO_c muodostuvaa kaasua ja C biohiiltä. (Basu 2013, s. 150–160) Eri jakeiden muodostuminen pyrolyysin aikana näkyy kuvassa 2.13.



Kuva 2.13. Pyrolyysiprosessissa yksittäisen biomassapartikkelin hajoaminen primääri- ja sekundäärireaktioissa (mukaillen Basu 2013, s. 150).

Pyrolyysissä eri jakeet muodostuvat primääri- ja sekundäärireaktioissa (kuva 2.13). Primäärireaktiot tapahtuvat lietepartikkeleiden hajotessa ja sekundäärireaktiot haihtuvien yhdisteiden höyrystyessä (Caballero et al. 1997). Primäärireaktioissa lietteessä olevat haihtuvat yhdisteet siirtyvät kaasufaasiin (Tian 2002). Sekundäärireaktiot riippuvat prosessin operoinnista (Caballero et al. 1997).

Kuvassa 2.14 on yksinkertaistettu kuva pyrolyysiprosessista leijupetikattilassa. Biomassa syötetään ruvikuljettimella kattilaan, jossa kuuma petimateriaali lämmittää nopeasti biomassan pyrolyysilämpötilaan. Organisen aineksen hajoaminen alkaa. Kaasut, jotka sisältävät sekä tiivistyvät että tiivistymättömät yhdisteet (*engl. condensable and noncondensable vapors*), jatkavat kammiosta sykloniin. Syklonissa kaasusta erotetaan pyrolyysissä muodostunut kiinteä osuus, jonka jälkeen kaasu jäädytetään. Kaasua jäädytettäessä siitä eroavat tiivistyvät yhdisteet, jotka muodostavat bioöljyä. Tiivistymättömät kaasut muodostavat tuotekaasun. (Basu 2013, s. 150–151)



Kuva 2.14. Yksinkertaistettu malli leijupetipyrolyysiprosessista (mukailten Basu 2013, s. 151).

Lietteen kuivatuslaukseen sopivat prosessit voidaan jakaa hitaaseen ja nopeaan pyrolyysiin. Hitaassa pyrolyysissä aika, joka tarvitaan biomassan lämmittämiseen pyrolyysilämpötilaan, on pidempi kuin pyrolyysireaktioihin tarvittava aika kattilassa. Kaasu viipyy pyrolyysivyöhykkeessä minuutteja. Hidasta pyrolyysiä käytetään yleensä tuottamaan ensisijaisena lopputuotteena biohiiltä. Biomassa lämmitetään hitaasti noin 400 °C asteeseen, jossa kaasut muuttuvat biohiileksi ja tiivistymättömiksi kaasuiksi. (Basu 2013, s. 153–154)

Nopeassa pyrolyysissä tilanne on päinvastainen. Kaasun viipymisaika pyrolyysivyöhykkeessä on sekunteja tai millisekunteja. Sitä käytetään bioöljyn ja kaasun ensisijaiseen tuotantoon. Se voidaan jakaa välähdyspyrolyysiin ja ultranopeaan pyrolyysiin (*engl. flash and ultrarapid pyrolysis*). Biomassa lämmitetään niin nopeasti pyrolyysilämpötilaan (1 000–10 000 °C/s), että orgaanisten yhdisteiden hajoaminen alkaa vasta tavoitelämpötilan saavuttamisen jälkeen. (Basu 2013, s. 155) Pyrolyysin optimaalinen lämpötila bioöljyn tuotolle on 500 °C ja kaasun tuotolle 1 000 °C astetta. (Basu 2013, s. 155; Cao & Pawlowski 2013)

Muodostuvat jakeet, typpi ja fosfori

Pyrolyysissä muodostuvat jakeet ovat bioöljy, biohiili ja pyrolyysikaasu. Niiden typpi- ja fosforipitoisuuksia eri tutkimuksista on koottu taulukkoon 2.6. Bioöljyä voidaan käyttää lähtöaineena kemikaalien ja polttoaineiden valmistuksessa (Werther & Ogada 1999). Sillä on pyrolyysituotteista korkein lämpöarvo (Inganzo et al. 2002). Bioöljy sisältää korkeintaan 20 % vettä, joka voidaan erottaa esimerkiksi sentrifugoimalla.

(Basu 2013 s. 151–152; Inguanzo et al. 2002). Ideaalinen pyrolyysin raaka-aine liikennepolttoaineen tuottamiseksi tai öljynjalostukseen sisältää mahdollisimman vähän typpiyhdisteitä (Azuara et al. 2013).

Pyrolyysin kiinteä osa eli biohiili koostuu pääosin hiilestä (noin 85 %), vedystä ja hapestä. Se sisältää vähän epäorgaanista tuhkaa ja on suurihuokoista materiaalia. (Basu 2013, s. 151–152) Suurin osa puhdistamolietteen sisältämästä fosforista on biohiilessä (taulukko 2.6; Azuara et al. 2013). Biohiiltä voidaan polttaa tuottamaan pyrolyysiprosessin tarvitsemaa lämpöä, loppusijoittaa sellaisenaan, valmistaa adsorbenttia tai käyttää maanparannusaineena (Caballero et al. 1997; Werther & Ogada 1999, s. 78; Karayildirim et al. 2006; Basu 2013, s. 150–151; Hospido et al. 2005). Maanparannusaineena biohiili on biologisesti ja kemiallisesti stabiilia, sillä siinä olevat metallit ovat sitoutuneina muihin komponentteihin. Maanparannusaineena se voi vähentää maaperän N₂O-päästöjä. (Cao & Pawlowski 2013)

Bioöljy sisältää jonkin verran fosforia ja typpeä. Fosforista pieni fraktio (0,6–1,5 %) päätyy bioöljyyn pyrolyysilämpötilasta riippuen (taulukko 2.6). Fosforin määrä biohiilessä nousee lämpötilan myötä biohiilen määrän kasvaessa. (Azuara et al. 2013) Typpeä on bioöljyssä taulukon 2.6 (Kim & Parker 2008) perusteella 6,8–8,5 m-%.

Taulukko 2.6. Pyrolyysissä muodostuvien jakeiden typpi- ja fosforipitoisuuksia.

Jae	Yhdiste	Pitoisuus	Menetelmä	Raaka-aine	Lähde
Biohiili	P _{kok}	92–97 % lietteen P-pitoisuudesta 5,3 m-%		Sian lanta	[1]
Bioöljy	P _{kok}	0,6–1,5 % lietteen P-pitoisuudesta			
Haihtuva typpi	NH ₃ HCN N _{kok}	29,2 % lietteen N:stä 6,6 % lietteen N:stä 35,8 % lietteen N:stä		Liete	[2]
Bioöljy	N _{kok}	6,8–8,5 m-% bioljystä	Pyrolyysi laboratorioeläimistöillä 250–500 °C	Vedetöity puhdistamoliete	[3]
Pyrolyysikaasu	N ₂	56–76 % lietteen N :stä	Kupliva leijupetireaktori 800 °C	Puhdistamoliete	[4]
Pyrolyysikaasu	HCN	80 % lietteen N :stä	Nopea pyrolyysi leijupeti-reaktorissa 600–1 000 °C	Termisesti kuivattu puhdistamoliete	[5]

[1] Azuara et al. 2013, [2] Tian et al. 2013, [3] Kim & Parker 2008, [4] Wirsum 1997, Werther & Ogada 1999, s. 101 mukaan, [5] Tian et al. 2002.

Pyrolyysikaasu sisältää polttoaineesta riippuen muun muassa CO₂, H₂O, CO ja lyhytketjuisia hiilivetyjä C_xH_y, jotka eivät tiivisty öljyksi pyrolyysiprosessin jälkeen. Tuotekaasu on seos primääri- ja sekundäärikaasuista. Primäärikaasuja ovat esimerkiksi etyleeni C₂H₄ ja etaani C₂H₆ ja sekundäärikaasuja CH₄, C₂H₄ ja C₂H₆. (Basu 2013, s. 151–153, 161) Kaasusta voidaan jalostaa polttoainetta, mutta sen energiasisältö on matala (Werther & Ogada 1999; Cao & Pawlowski 2013). Taulukon 2.6 perusteella fosforista 1,5–7,4 % lietteen alkuperäisestä fosforipitoisuudesta olisi

pyrolyysikaasuissa, mikäli häviöitä ei ole. Typen osuus pyrolyysikaasuissa on noin 15 til-% (taulukko 2.6; Dominguez et al. 2006)

Pyrolyysissä lietteen tyyppiä vapautuu kaasuina, jotka voivat muodostaa NO_x -yhdisteitä (Raiko et al. 2002, s. 306; Tian et al. 2013). Typpimonoksidia NO muodostuu pyrolyysiprosessissa sekä epäorgaanisista (esimerkiksi nitraateista NO_3^- , nitriiteistä NO_2^- ja ammoniumista NH_4^+) että orgaanisista typpiyhdisteistä, esimerkiksi proteiineista ja heterosyklisistä typpiyhdisteistä (pyrroli, pyridiini). Tärkeimmät lietteen pyrolysoinnissa muodostuvat typpiyhdisteet ovat vetysyanidi HCN ja ammoniakki NH_3 . Ammoniakkia muodostuu lietteen pyrolyysissä erityisesti lämpötila-alueilla 200–400 °C ja 600–700 °C. Lietteän aminohappojen hajoaminen tuottaa NH_3 :sta alle 400–500 °C lämpötiloissa. Vetysyanidia muodostuu pyrolyysissä lietettä nopeasti kuumennettaessa. NH_3 ja HCN muodostavat hapetusreaktioissa NO_x -yhdisteitä. (Tian et al. 2002; Tian et al. 2013) Typeistä haihtuu taulukon 2.6 perusteella 36–80 % (Wirsum 1997, Werther & Ogada 1999, s.101 mukaan; Tian et al. 2002, Tian et al. 2013).

2.4.3 Poltto

Perusteet ja prosessit

Lietettä voidaan polttaa erillispolttolaitoksissa tai sitä voidaan käyttää hiilivoimaloissa, jätteenpolttolaitoksissa tai sementin valmistuksen yhteydessä sementtiklinkkerien poltossa (Finnsementti Oy; Wiechmann et al. 2012, s. 26). Lietteän poltossa muodostuu savukaasuja, tuhkaa ja lämpöä (Metcalf & Eddy 2003). Polttoteknologioita ovat muun muassa arina-, leiju-, sykloni- ja kiertouunipolttot sekä erityyppiset sulatusuunit (Virtanen 2015). Yleisimpiä lietteänpolttolaitoksia ovat arina- ja leijukerrospolttot. Poltettava liete on vedetöityä ja stabiloimatonta. Polttolämpötila vaihtelee 760–950 °C. (Metcalf & Eddy 2003; Sängler et al. 2001) Jos liete stabiloidaan esimerkiksi mädättämällä ennen polttoa, se sisältää vain vähän haihtuvia yhdisteitä ja nostaa prosessin tukipolttotoinen tarvetta. Stabiloidun lietteän lämpöarvo on pienempi kuin stabiloimattoman. (Metcalf & Eddy 2003)

Arinapoltossa liete syötetään kattilaan, jossa liete käy läpi palamisen eri vaiheet: kuivumisen, pyrolyysin, haihtuvien kaasujen syttymisen ja palamisen, ja jäännöshiilen palamisen ja jäähtymisen samalla kun se liikkuu arinalta toiselle alaspäin kattilassa. Savukaasut nousevat kattilassa ylöspäin ja tuhka tippuu arinan pohjalle. (Water Environment Federation 2010, luku 26.4.2) Leijupetipolttot sopii parhaiten lietteelle. Leijupetipolttokammion pohjalla on hiekkakerros ja ilmansyöttö, joka tuottaa ja ylläpitää palamisprosessia. (Metcalf & Eddy 2003) Hiekkakerros sisältää myös tuhkaa, koksijäännöstä ja tarvittaessa SO_2 -sorbenttia (Raiko et al. 2002, s. 318).

Tukipolttotoinetta tarvitaan prosessissa, jos lietteän kuiva-ainepitoisuus on 15–30 %. Arinapolttotot varten lietteän kuiva-ainepitoisuuden on oltava vähintään 15 %. Lietteän

poltto vaikeutuu, jos kuiva-ainepitoisuus on yli 50 %. (Metcalf & Eddy 2003). Sopiva lämpötila riippuu lietteen energiasisällöstä ja syötettävän polttoilman määrästä. Tarvittavan polttoaineen määrä riippuu esimerkiksi lietteen vesisisällöstä ja muista ominaisuuksista. (Sänger et al. 2001; Werther & Ogada 1999, s. 68)

Polton etuja ovat lietteen tilavuuden maksimaalinen pieneneminen sekä lietteen biologisen toiminnan loppuminen. (Metcalf & Eddy 2014; Werther & Ogada 1999) Muita lietteen polton etuja ovat tuhkan stabiilisuus ja tasalaatuisuus, muodostuvan energian hyödyntämismahdollisuus ja tunnettu teknologia (Metcalf & Eddy 2014). Lietteenpolton haittoja ovat prosessissa muodostuvat savukaasut ja tuhka (Werther & Ogada, 1999, s. 76). Tuhkan turvallinen loppusijoitus vaatii käsittelyprosessin, jota varten tuhkan koostumus sekä metallien liukoisuusominaisuudet on tunnettava (Hwang et al. 2007). Myös muodostuvat savukaasut tarvitsevat puhdistusprosessin (Werther & Ogada 1999, s. 76). Muita lietteen polton haittoja ovat esimerkiksi tuhkan ja sen loppusijoituksen, sekä ilmapäästöjen ympäristövaikutukset (Metcalf & Eddy 2014).

Muodostuvat jakeet, typpi ja fosfori

Poltossa lietteen haihtuvista yhdisteistä noin kolme neljäsosaa muuttuu kaasuiksi ja loput muodostavat tuhkajäännöksen. Taulukkoon 2.7 on koottu tuhkan ja savukaasujen typpi- ja fosforipitoisuuksia eri tutkimuksista. Tuhka voidaan jakaa lento- ja pohjatuhkaan. Pohjatuhkaa on arinapoltossa tulipesän pohjalle pudonnutta inerttiä polttojäännöstä. Lentotuhka on polttojäännös, joka poistuu prosessista savukaasujen mukana. Kaikki leijupoltosta muodostuva tuhka on lentotuhkaa, sillä myös kulunut petimateriaali poistuu lopulta savukaasujen yhteydessä ulos prosessista. (Water Environment Federation 2009, luku 8.2) Tuhka voidaan käsitellä joko kuiva- tai märkäprosessissa. Märkäpesurissa muodostuu jätevesiä. Savukaasut koostuvat pääosin hiilidioksidista, vesihöyrystä ja osittain hapettuneista yhdisteistä, esimerkiksi hiilimonoksidista (Water Environment Federation, luku 26.4).

Taulukko 2.7. *Poltossa muodostuvien jakeiden typpi- ja fosforipitoisuuksia.*

Jae	Yhdiste	Pitoisuus	Menetelmä	Raaka-aine	Muuta	Lähde
Savukaasut	NO ₂	< 5 % N _{kok}		Liete		[1]
	NO	95 % N _{kok}				
Tuhka	P _{kok}	100 % lietteen fosforipitoisuudesta		Liete		[2]
Tuhka	Ca(PO ₄) ₂	100 % biomassan fosforipitoisuudesta	Kiertoleiju, alle 1 000 °C.	Biomassa		[3], [4]
	Mg-, Fe- ja Al-suolat	Pieniä pitoisuuksia				

[1] Werther & Ogada 1999, s.99; [2] Water Environment Federation 2009, luku 7.1.1, [3] Tan & Lagerkvist 2011, [4] Donatello & Cheeseman 2013.

Lietteen poltossa muodostuva tuhka koostuu eri hivenaineista ja metallien, alumiinin (Al), fosforin (P), kalsiumin (Ca), magnesiumin (Mg), piin (Si) ja raudan (Fe) oksideista (Water Environment Federation 2009, luku 7.1.1). Metallin höyrytyslämpötila

määrää sen käyttäytymisen polttoprosessin aikana. Mitä alempi höyrystymislämpötila on, sitä helpommin kyseinen metalli siirtyy kaasufaasiin. Polton aikana fosfori esiintyy eri yhdisteinä lämpötilasta riippuen (Li et al. 2014; Li et al. 2015). Biomassan kiertoleijupoltossa alle 1 000 °C lämpötiloissa suurin osa polttoaineen fosforista konsentroituu pohjatuhkaan pääosin kalsiumfosfaattina $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, ja myös magnesium-, rauta- tai alumiinisuoloina (Tan & Lagerkvist 2011; Donatello & Cheeseman 2013).

Fosforin talteenottoon polttotuhkasta on kehitetty useita eri menetelmiä ja eri vaihtoehtoja tutkitaan edelleen. Esimerkkejä teknologioista ovat BioCon- (Hansen et al. 2000, Pettersson et al. 2008a mukaan; Hultman et al. 2001) ja SEPHOS-prosessit (Berg & Schaum 2005 & Schaum et al. 2005, Pettersson et al. 2008a mukaan). BioCon perustuu tuhkan käsittelyyn rikkihapolla, jossa fosfori siirtyy nestefaasiin ja se voidaan ottaa talteen ioninvaihtomenetelmin. SEPHOS-prosessissa tuhka käsitellään rikkihapolla ja natriumhydroksidilla fosforin saostamiseksi alumiinifosfaattina AlPO_4 jolloin se, sekä metallit saadaan erotetuksi. (Pettersson et al. 2008a) Lisäksi fosforin talteenottoa polttotuhkasta esimerkiksi struviittina on tutkittu (Xu et al. 2012).

Poltossa suurin osa tyyppistä siirtyy kaasufaasiin ja poistuu prosessista savukaasuissa typpikaasuna tai typen oksideina (Keskitalo & Kettunen 2007). Poltossa muodostuvia typpiyhdisteitä ovat typpimonoksidi NO ja typpidioksidi NO_2 , jotka tunnetaan myös NO_x -yhdisteinä. Niitä muodostuu polttoaineen ja ilman sisältämästä tyyppistä. (Raiko 2002, s. 300; Van Caneghan et al. 2015) Savukaasujen typpiyhdisteistä alle 5 % on NO_2 :a ja noin 95 % on NO :a, joka hapettuu ilmakehässä NO_2 :ksi. (Taulukko 2.7; Werther & Ogada 1999, s. 99) Dityppioksidi N_2O eli ilokaasu on leijupetipoltosta muodostuva kasvihuonekaasu, joka on ilmakehässä hyvin pysyvä, otsonikerrosta tuhoava yhdiste. (Raiko et al. 2002, s. 300–301)

Leijupoltto on kehitetty NO_x -päästöjen minimointia tavoitellen (Raiko et al. 2002, s. 303). Sen NO_x -päästöt ovat peräisin polttoaineen sisältämistä typpiyhdisteistä. Kiertoleijupoltossa käytettävä ilmavaiheistus vähentää NO :n muodostumista mahdollistamalla pitkän kontaktiajan koko kattilassa NO :n ja kaksin välille, jolloin NO :n pelkistyminen paranee. Toisaalta matala polttolämpötila nostaa leijupolton N_2O -päästöjä ja sen ja NO :n riippuvuus eri olosuhteista ja parametreista on useimmiten päinvastainen. (Raiko et al. 2002, s. 318–319) Arinapolton NO_x -päästöt ovat hieman korkeammat kuin leijupolton. Se tarvitsee suuremman polttoilmaylimäärän, jonka mukana prosessiin menee enemmän tyyppiä kuin leijupoltossa. (Raiko et al. 2002, s. 480–481)

Savukaasut on puhdistettava esimerkiksi märkä- tai kuivapesurilla vesiliukoisista kaasuista tai NO_x -yhdisteistä SNCR- tai SCR-menetelmällä (Carlsson 2008). Poltossa muodostuvien päästöjen vähentäminen on helpompaa ja edullisempaa prosessiteknisillä menetelmillä kuin päästöjen vähentäminen savukaasuja puhdistamalla polton jälkeen (Raiko et al. 2002, s. 60; 303).

3. PUHDISTAMOLIETTEIDEN KÄSITTELYN HIILIJALANJÄLJET

3.1 Hiilijalanjälki

Hiilijalanjälki on mitta antropogeenisista ympäristövaikutuksista (Park 2012). Se määräytyy tarkasteltavan menetelmän kuluttamien luonnonvarojen ja tuottamien kasvihuonekaasupäästöjen perusteella ja ilmaistaan hiilidioksidiekvivalentteina (CO₂-ekv.) tai vastaavina CO₂-yksiköinä. Kansainvälinen standardi ISO 14067 määrittelee hiilijalanjäljen tarkasteltavan prosessin kasvihuonekaasupäästöjen ja –poistumien summana. Se ilmaistaan CO₂-ekvivalentteina ja perustuu elinkaariarviointiin. ISO 14067 –standardin mukainen hiilijalanjälki käsittelee vain ilmastonmuutosvaikutusta tuotteen koko elinkaarelle, eikä huomioi muita ympäristötekijöitä tai niihin liittyviä vaikutuksia. Siihen kuuluu päästöjen kompensointi, jolla hyvitetään mahdollisimman suuri osa kasvihuonekaasupäästöistä joko käsittelyketjun yhteydessä tai sen ulkopuolella. (ISO 14067)

Tuotteen elinkaarella tarkoitetaan tarkasteltavan tuotteen valmistusta raaka-aineiden hankinnasta tai luonnonvarojen tuottamisesta loppusijoitukseen. Sitä tarkastellaan LCA-menetelmällä (*engl. Life Cycle Assessment*). LCA sisältää tuotteen koko elinkaareen liittyvien syötteiden, tuotteiden ja ympäristövaikutusten koostamisen ja arvioinnin. LCIA (*engl. Life Cycle Impact Assessment*) ja LCI (*engl. Life Cycle Inventory*) ovat elinkaariarvioinnin osia. LCIA:n eli vaikutusarvioinnin tarkoitus on arvioida tuotteen elinkaaren aikana sen valmistuksen ympäristövaikutusten laajuutta ja merkittävyyttä. LCI:ssä eli elinkaari-inventaarioanalyysissä tarkasteltavan tuotteen koko elinkaaren aikaiset syötteet ja tuotteet kootaan ja kuvataan määrällisinä. Elinkaariarviointeihin kuuluvat herkkyysanalyysit, joilla arvioidaan käytetyn menetelmän ja lähtötietojen vaikutuksia hiilijalanjälkilaskennan tuloksiin. (ISO 14067)

Taulukkoon 3.1 on kerätty tutkimustuloksia eri lietteen käsittelymenetelmien ja -ketjujen CO₂-ekvivalenttipäästöistä ja ei-uusiutuvan energian kulutuksesta. Tutkimuksissa on laskettu CO₂-ekvivalenteja keskittyen arvioimaan ilmastolämmityspotentiaaleja (*engl. Greenhouse Warming Potential, GWP*) tai koko elinkaarelta muodostuvia päästöjä (LCA). LCA-tarkastelut on rajattu eri tutkimuksissa eri tavalla. Esimerkiksi Houillon & Jolliet (2005) käsittelivät vain suoraan käsittelyketjuun liittyviä päästöjä ja Cao & Pawlowski (2013) arvioivat menetelmän ympäristövaikutuksia voimalaitosten rakentamisesta lähtien.

Taulukossa 3.1 energiatarcastelussa (Hospido et al. 2005) huomataan, että biogeenisen hiilidioksidin, eli CO₂:n, joka muodostuu orgaanisen aineen hajoamisessa, huomioimisen jälkeen mädätys-lannoitekäyttö on suotuisin puhdistamolietteen käsittelymenetelmä ja vedetöinti-kuivaus-pyrolyysi -käsittelyketju kaasun hyödyntämisellä prosessissa muuttuu suotuisimmasta epäsuotuisimmaksi käsittelyketjuksi. Termiset prosessit vaativat paljon ulkopuolista energiaa, kun taas mädätys tuottaa kaasumaisia päästöjä, kun lietettä mädätetään ja sen ulkopuolisen energian kulutus on vähäinen. Taulukkoon 3.1 kerättyjen tulosten perusteella merkittävää on myös se, että mädätys on tutkimuksesta riippumatta aina tarkasteluissa päästöiltään pienempi kuin termiset menetelmät. Termofiilinen mädätys yhdistettynä vedetöintiin ja kompostointiin tuottaa vähemmän kasvihuonekaasupäästöjä kuin mesofiilinen mädätys-vedetöinti-kompostointi (Garrido-Baserba et al. 2015).

Eri menetelmien hiilijalanjäljet riippuvat siitä, mitä jakeita muodostuneella energialla ja tuotteilla korvataan ja paljonko niitä muodostuu. Toinen suuri vaikutus on prosessin takaisinkytkennöillä. Esimerkiksi poltossa ilman lämmön talteenottoa sen energian kulutus olisi kolme kertaa suurempi kuin lämmön talteenotolla. (Houillon & Jolliet 2005) Kuljetukset, voimalaitosten rakentaminen ja puhdistamolietteen vedetöinti kuluttavat hyvin vähän energiaa verrattuna puhdistamolietteen jatkokäsittelyyn. Mitä enemmän prosessi tuottaa hyödynnettävää jacta, sen pienempi sen hiilijalanjälki on. Useamman tuotteen tapauksessa optimointi on tarpeen mahdollisimman suuren hyödyn saavuttamiseksi. (Cao & Pawlowski 2013)

Hiilijalanjälki pienenee, jos prosessissa muodostuvilla jakeilla korvataan fossiilista polttoainetta tai energiaa. Taulukon 3.1 perusteella esimerkiksi poltto sementtiklinkkeritehtaassa on kokonaispäästöiltään pienempi kuin ainoastaan poltto. Sementtiklinkkerien poltossa pystyttiin korvaamaan hiiltä 545 kg CO₂/t TS ja polttoainetta 416 kg CO₂/t TS, kun poltossa lämmön talteenotolla saatiin säästöjä 335 kg CO₂/t TS (Houillon & Jolliet 2005). Pyrolyysiprosessin hiilijalanjälki (biogeeninen CO₂ huomioiden) oli pienempi, kun pyrolyysissä talteenotettiin muodostuva lämpö, käytettiin pyrolyysikaasut prosessin lämmöntuotantoon ja muodostuvalla bioöljyllä korvattiin prosessin raskaan polttoöljyn tarvetta verrattuna pyrolyysiin, jossa vain pyrolyysikaasut hyödynnettiin (Hospido et al. 2005). Myös Cao & Pawlowski (2013) tutkimuksessa prosessissa muodostuvien jakeiden käyttökohteina oli ensisijaisesti prosessin tarpeisiin energian tuottaminen.

Taulukko 3.1. Eri lietteen käsittelyketjujen ja teknologioiden vertailua eri lähteistä niiden hiilidioksidipäästöjen tai energiankulutuksen perusteella rajattuna tässä työssä käsiteltyihin teknologioihin. Kuivauksella tarkoitetaan termistä kuivausta.

Tarkastelun menetelmä ja lähtöaine	Vertailtavat teknologiat	1) Arvioitava kulutus tai vaikutus 2) Herkkyyssanalyysi	Arvioidut käsittelyketjut pienimmistä päästöistä suurimpiin	Lähde
Life Cycle Assessment (LCA). Vedetöity liete.	Mädätys Poltto Kompostointi	1) Raaka-ainesten ja energian käyttö 2) Ilmastonmuutos, myrkyllisyys ihmisille, ekotoksisuus vesiympäristölle ja maanpäälliselle ympäristölle, happamoituminen, rehevöityminen ja fotokemiallisten yhdisteiden muodostuminen	Mädätys - kuljetus (40 km) - lannoitekäyttö Kompostointi - kuljetus (40 km) - lannoitekäyttö Poltto - kuljetus (20 km) - kaatopaikka	[1]
Life Cycle Assessment (LCA). Tiivistetty liete.	Leijupolttolito Pyrolyysi Poltto sementtiklinkkeritehtaassa	1) Ilmastonmuutos 2) Raaka-ainesten ja energian käyttö	Kuivaus - kuljetus (70 km) - poltto sementtiklinkkeritehtaalla Poltto - kuljetus (100 km) Pyrolyysi - kuljetus (100 km)	[2]
Life Cycle Assessment (LCA). Tiivistetty liete.	Mädätys Pyrolyysi Poltto	1) Raaka-ainesten ja energian käyttö 2) Ilmastonmuutos, otsonikerroksen oheneminen, happamoituminen, fotokemiallisten yhdisteiden muodostuminen, elottoman luonnon varojen väheneminen, myrkyllisyys ihmisille	Vedetöinti - kuivaus - pyrolyysi (kaasun hyödynnyys) Mädätys - separointi - lannoitekäyttö Vedetöinti - kuivaus - pyrolyysi (jakeiden hyödynnyys) Vedetöinti - poltto Jos biogeeninen CO ₂ huomioidaan: Mädätys - separointi - lannoitekäyttö Vedetöinti - poltto Vedetöinti - kuivaus - pyrolyysi (jakeiden hyödynnyys) Vedetöinti - kuivaus - pyrolyysi (kaasun hyödynnyys)	[3]
Global Warming Potential (GWP). Tiivistämätön liete.	Mesofiilinen mädätys Termofiilinen mädätys Poltto	1) Suorat ja epäsuorat kasvihuonekaasut	Termofiilinen mädätys - vedetöinti - kompostointi Mesofiilinen mädätys - vedetöinti - kompostointi Poltto	[4]
Life Cycle Inventory (LCI). Tiivistetty liete.	Nopea pyrolyysi	1) Energia- ja kasvihuonekaasujalanjaljet 2) Voimalaitoksen rakentaminen, lopputuotteiden hyödyntäminen, kuljetus ja energiantarve koko käsittelyketjulle, energian kulutuksen muutos	Mesofiilinen mädätys - vedetöinti - terminen kuivaus - pyrolyysi Terminen kuivaus - pyrolyysi	[5]
Life Cycle Assessment (LCA). Tiivistetty liete.	Leijupolttolito Pyrolyysi Poltto sementtiklinkkeritehtaassa	1) Ei-uusituvan energian kulutus (MI/ TS)	Poltto - kuljetus (100 km) Kuivaus - kuljetus (70 km) - poltto sementtiklinkkeritehtaalla Pyrolyysi - kuljetus (100 km)	[2]

[1] Suh & Rousseaux (2002), [2] Houillon & Jolliet (2005), [3] Hospido et al. (2015), [4] Garrido-Baserba et al. (2015), [5] Cao & Pawlowski (2013)

Terminen kuivaus on käsittelyketjujen suurin energian kuluttaja. Yli puolet tarvittavasta kokonaisenergiasta kului lietteen kuivaukseen käsittelyketjussa vedetöinti–terminen kuivaus–pyrolyysi. (Hospido et al. 2005) Biokaasun ja bioöljyn tuotannolla ja käytöllä fossiilisten polttoaineiden, esimerkiksi raakaöljyn ja maakaasun, sijaan on suurin merkitys kasvihuonekaasupäästöjen vähentämiseen. Mesofiilinen mädätys–vedetöinti–terminen kuivaus–pyrolyysi ja terminen kuivaus–pyrolyysi –käsittelyketjut sitovat enemmän kasvihuonekaasupäästöjä kuin tuottavat, mutta vedetöinti–mesofiilinen mädätys–pyrolyysi –prosessin päästöt ovat pienemmät. Tässä tapauksessa lannoitekäyttö huomioitiin kasvihuonekaasupäästöjen laskennassa. Molemmissa käsittelyketjuissa muodostuvien jakeiden jatkojalostus ja käyttö energiantuotannossa tai kaatopaikkarakenteissa on kannattavaa energiataseen ja kasvihuonekaasupäästöjen kannalta. (Cao & Pawlowski 2013) Kuljetuksen päästöt ovat marginaaliset muuhun käsittelyyn verrattuna (Hospido et al. 2005).

3.1.1 Kompostointi

Kompostoinnin hiilijalanjälkeen vaikuttavat prosessin sähkön- ja polttoaineenkulutus, tukiaineen ja parannusaineen hankinnan päästöt ja suorat kasvihuonekaasupäästöt. Taulukossa 3.2 on sähkön- ja polttoaineenkulutustietoja, sekä kasvihuonekaasupäästölukuja lietteen kompostoinnissa. Lietteen kompostoinnissa polttoainetta kuluu kompostointiaumojen kääntämiseen, jos se tehdään koneellisesti. Esimerkiksi Zhao et al. (2015b) mukaan aumojen kääntöön kuluu dieseliä noin 5 l/t kompostoitavaa seosta. Aumojen ilmastus- ja hajunpoistoprosessit kuluttavat sähköä 30–66,67 kWh/t TS (taulukko 3.2; OTV 1997, Suh & Rousseaux 2002 mukaan; Myllymaa et al. 2008, s. 26).

Taulukko 3.2. Kompostoinnin energiankulutus- ja ilmapäästölukuja.

	Määrä	Yksikkö	Lähde
Kulutus			
Sähkö	30	kWh/t TS aumakompostointi	OTV 1997; Suh & Rousseaux 2002 mukaan
	66,67	kWh/t TS keskimäärin	Myllymaa et al. 2008, s. 26
Polttoaine	5	l diesel/t liete+hake (TS 40 %)	Zhao et al. 2015b
	8,4	kg diesel/t TS liete	OTV 1997; Suh & Rousseaux 2002 mukaan
Ilmapäästöt			
CO ₂	150	kg CO ₂ -ekv./t TS keskimäärin	
CH ₄	2,9	kg CO ₂ -ekv./t TS keskimäärin	Garrido-Baserba et al. 2015
N ₂ O	0,2	kg CO ₂ -ekv./t TS keskimäärin	
CO ₂	87	kg/t seos (liete + turve)	
CH ₄	0,987	kg/t seos (liete + turve)	Myllymaa et al. 2008
N ₂ O	0,051	kg/t seos (liete + turve)	

Kompostoinnin aikana lietteestä haihtuu hiilidioksidina, vesihöyrynä ja ammoniakkinä yhteensä noin 45 % lietteen haihtuvista yhdisteistä (Suh & Rousseaux 2002). Kasvihuonekaasuista kompostoinnissa syntyy metaania CH₄, hiilidioksidia CO₂ ja dityppioksidia N₂O (Ahn et al. 2011; Chen et al. 2015). Päästöt riippuvat käytetystä tukiaineesta, valitusta prosessista ja sen operoinnista. Esimerkiksi lietettä ja turvetta kompostoitaessa CH₄-päästöt ovat 0,987 kg/t_{seos}, CO₂-päästöt 87 kg/t_{seos} ja N₂O-päästöt 0,051 kg/t_{seos} (taulukko 3.2; Myllymaa et al. 2008).

Kompostointi voi olla myös jonkin lietteen käsittelymenetelmän jatkokäsittelynä. Jos mädätyksen jälkeen mädätysjäännös ohjataan kompostointiin, kompostoinnin suorat kasvihuonekaasupäästöt ovat 70–75 % koko käsittelyketjun suorista kasvihuonekaasupäästöistä. (Garrido-Baserba et al. 2015)

3.1.2 Mädätys

Mädätyksen tuottamaa biokaasua voidaan hyödyntää mädätysprosessin sähkön ja lämmön tarpeisiin. Lämpöä tarvitaan esimerkiksi reaktorin lämpötilan ylläpitämiseen ja lietteen lämmittämiseen. (Garrido-Baserba et al. 2015) Mädätysprosessissa sähköä kuluu esimerkiksi syötteen sekoittamiseen reaktorissa ja rejektiveden separointiin mädätteestä. (Garrido-Baserba et al. 2015) Taulukossa 3.3 on mesofiilisen ja taulukossa 3.4 termofiilisen mädätyksen sähkön- ja lämmönkulutuslukuja sekä kasvihuonekaasupäästölukuja.

Termofiilinen mädätys tarvitsee enemmän energiaa kuin mesofiilinen mädätys, koska termofiilisen mädätyksen operointilämpötila on korkeampi kuin mesofiilisen mädätyksen. Taulukoiden 3.3 ja 3.4 perusteella mesofiilisen mädätyksen keskimääräinen sähkönkulutus on noin 120 kWh/t TS ja termofiilisen mädätyksen 265 kWh/t TS. Termofiilisessä mädätyksessä myös mädätysjäännöksen vedetöinnissä tarvitaan enemmän energiaa ja kemikaaleja muun muassa liuenneiden aineiden korkeamman konsentraation takia. (Hospido et al. 2005; Garrido-Baserba et al. 2015)

Taulukko 3.3. Mesofiilisen mädätyksen energiankulutus- ja ilmapäästölukuja.

	Määrä	Yksikkö	Lähde
Kulutus			
Sähkö	153,9	kWh/t TS	Xu et al. 2014
	88,6	kWh/t TS	Garrido-Baserba et al. 2015
Lämpö	0,3	osuus CHP:ssa tuotetusta lämmöstä	
Ilmapäästöt			
CO ₂	1,29	kg CO ₂ -ekv./t TS	Garrido-Baserba et al. 2015
CH ₄	0,18	kg CO ₂ -ekv./t TS	Hospido et al. 2005
N ₂ O	5,3	kg CO ₂ -ekv./t TS	Pradel & Reverdy 2013

Mesofiilisen ja termofiilisen prosessien epäsuorat päästöt ovat lähes yhtä suuret, noin 50 kg CO₂-ekv./t TS (Garrido-Baserba et al. 2015), kun mädätystä seuraa CHP-laitos. Toisaalta CHP-laitokseen syötettävä biokaasun lämmitystarve on korkeampi mesofiilisen prosessin jälkeen. (Garrido-Baserba et al. 2015)

Prosessien suorat CO₂-päästöt ovat samaa suuruusluokkaa. Taulukoiden 3.3 ja 3.4 perusteella termofiilisessä mädätyksessä muodostuu enemmän CO₂-päästöjä, mutta vähemmän N₂O-päästöjä, kuin mesofiilisessä mädätyksessä. (Garrido-Baserba et al. 2015) Biokaasun poltosta muodostuvat CO₂-päästöt ovat biogeenisiä, joten ne eivät vaikuta prosessin hiilijalanjälkeen (Cao & Pawlowski 2013).

Biokaasulla voidaan korvata lämmön tuotannossa ja CHP-tuotannossa maakaasua. Jos biokaasun jatkokäyttökohde on liikennepolttoaine, sillä voidaan korvata dieselöljyä. (Cao & Pawlowski 2013) Mikäli biokaasua hyödynnetään reaktorin lämmittämiseksi, sitä kuluu noin kolmasosa tuotetusta määrästä (taulukko 3.3; Hospido et al. 2005).

Taulukko 3.4. Termofiilisen mädätyksen energiankulutus- ja ilmapäästölukuja.

	Määrä	Yksikkö	Lähde
Kulutus			
Sähkö	93,7	kWh/t TS	Garrido-Baserba et al. 2015
	437	kWh/t TS	Myllymaa et al. 2008, s. 24
Lämpö	350	kWh/t TS	Myllymaa et al. 2008, s. 24
Ilmapäästöt			
CO ₂	3,87	kg CO ₂ -ekv./t TS	Garrido-Baserba et al. 2015
CH ₄	0,18	kg CO ₂ -ekv./t TS	
N ₂ O	0,06	kg CO ₂ -ekv./t TS	Pradel & Reverdy 2013

Termofiilisen prosessin biokaasun tuotto on suurempi kuin mesofiilisen ja lietteen tilavuus pienenee enemmän. Termofiilisesti mädätetty liete ei tarvitse erillistä hygienisointia, jos sitä käytetään lannoitteena. Hygienisointivaiheen puuttuminen kompensoi termofiilisen mädätyksen lämmöntarvetta verrattuna mesofiiliseen mädätykseen. (Garrido-Baserba et al. 2015)

Mädätys on energiaylijäämäinen ja sillä voidaan korvata toisen prosessin energiantarvetta. Se voitaisiin yhdistää esimerkiksi termisten käsittelymenetelmien kanssa (Houillon & Jolliet 2005). Samanlaisesta tuloksesta raportoivat myös Cao & Pawlowski (2013), joiden tutkimuksen mukaan vedetöinti–mesofiilinen mädätys–pyrolyysi –prosessi ja vedetöinti–terminen kuivaus–pyrolyysi –käsittelyketjut tuottavat enemmän energiaa kuin kuluttavat. Mädätys yhdistettynä pyrolyysiin oli kustannuksiltaan, kasvihuonekaasupäästöiltään ja energiataseeltaan parempi menetelmä kuin mädätys ja mädätysjäännöksen terminen kuivaus. (Cao & Pawlowski 2013)

3.1.3 Kuivaus

Termisessä kuivauksessa muodostuu kasvihuonekaasuista hiilidioksidia ja metaania (Myllymaa et al. 2008). Taulukossa 3.5 on termisen kuivauksen energiankulutus ja ilmapäästölukuja. Termisen kuivauksen epäsuorat CO₂-ekvivalenttipäästöt 997 kg CO₂/t TS (Houillon & Jolliet 2005) muodostuvat pääosin korkeasta energiankulutuksesta, sillä prosessiin kuuman ilman tuottaminen ja lämpötilan ylläpito vaatii paljon polttoainetta, esimerkiksi kevyttä polttöljyä 256 kg/t TS (taulukko 3.5; Myllymaa et al. 2008, s. 22).

Taulukko 3.5. Termisen kuivauksen energiankulutus- ja ilmapäästölukuja.

	Määrä	Yksikkö	Lähde
Kulutus			
Sähkö	1 525	MJ/t TS	Myllymaa et al. 2008, s. 28
	166	kWh/t TS	Houillon & Joillet 2005
	118	kWh/t TS	Hospido et al. 2005
Lämpö	1,638	kWh/t TS	Hospido et al. 2005
Kevyt polttoöljy	256	kg/t TS	Myllymaa et al. 2008, s. 28
Ilmapäästöt			
CO ₂	163	kg/t TS 83 %	Myllymaa et al. 2008, s. 22
CO ₂	0,15	t CO ₂ -ekv./t TS	Cao & Pawlowski 2013
CH ₄	0,002	kg/t TS 83 %	Myllymaa et al. 2008, s. 22

Yleensä savukaasujen sisältämästä lämmöstä noin 80 % saadaan kierrätetyksi kuivauksessa. Tällöin prosessissa muuten hukkaan menevää energiaa saadaan hyödynnetyksi ja prosessin energiatehokkuus paranee (Water Environment Federation 2010, luku 26.3.3). Houillon & Jolliet (2005) mukaan jätevedestä kondensoitava lämpö kompensoi prosessin kokonais-CO₂-ekvivalenttipäästöjä 148 kg/t TS. (Houillon & Jolliet 2005)

Termisen kuivauksen energiankulutus on korkea, vaikka prosessin operointilämpötila on matalampi kuin pyrolyysissä tai poltossa. Yhdistettynä pyrolyysiin lietteen terminen kuivaus kulutti 81,8 % koko prosessin energiantarpeesta, kun pyrolyysin kulutus oli 13,1 %. Kokonaiskasvihuonepäästöistä samassa tutkimuksessa termisen kuivauksen osuus oli 83,7 %. (Cao & Pawlowski 2013) Jos termisen kuivauksen energiankulutus muuttuisi 10 %, vaikuttaisi se pyrolyysin kanssa yhdistettynä koko prosessin energiankulutukseen 8,2 % ja kokonaiskasvihuonekaasupäästöihin 8,4 %. (Cao & Pawlowski 2013)

3.1.4 Pyrolyysi

Suurista päästöistä lietteen pyrolyysissä muodostuu dityppioksidia N₂O (Hospido et al. 2005). Prosessissa muodostuu myös biogeenistä hiilidioksidia CO₂ lietteen hajoamisen myötä (Cao & Pawlowski 2013). Taulukossa 3.6 on pyrolyysin energiankulutus- ja

ilmapäästölukuja. Pyrolyysi soveltuu mädätetylle lietteelle, mutta mädätyksen laskiessa haihtuvien yhdisteiden määrää on pyrolyysin tuotto alhaisempi kuin termisesti kuivattua lietettä pyrolysoitaessa (Kim & Parker 2008).

Taulukko 3.6. Pyrolyysin energiankulutus- ja ilmapäästölukuja.

	Määrä	Yksikkö	Lähde
Kulutus			
Sähkö	244	kWh/t TS	Hospido et al. 2005
Kevyt polttoöljy	39,4	kg/t TS	Houillon & Joillet 2005
Ilmapäästöt			
CO ₂ , biogeeninen	579	kg/t TS	Hospido et al. 2005
N ₂ O	3,66	kg/t TS	
CO ₂	0,02	t CO ₂ -ekv./t TS	Cao & Pawlowski 2013

Pyrolyysiprosessissa eniten energiaa kuluu termiseen kuivaukseen, sillä lietteen kuiva-ainepitoisuus on oltava ennen pyrolyysiä noin 95 % (Houillon & Joillet 2005; Hospido et al. 2005). Taulukon 3.6 arvot sisältävät vain pyrolyysin energiankulutusluvut. Jos pyrolyysin energiankulutus muuttuisi 10 %, sen vaikutus kokonaisprosessin (kuivauspyrolyysi) energiankulutukseen olisi 1 % (Cao & Pawlowski 2013). Jos verrataan termisen kuivauksen kevyen polttoöljyn tarvetta 256 kg/t TS (taulukko 3.5) ja pyrolyysin vastaavaa 39,4 kg/t TS (taulukko 3.6; Houillon & Joillet 2005), on pyrolyysin polttoaineen tarve vain 15 % termisen kuivauksen polttoaineen tarpeesta.

Pyrolyysissä lämpöä voidaan talteenottaa savukaasuista ja käyttää prosessin tarpeisiin. Myös pyrolyysikaasut käytetään ensisijaisesti prosessin omaan lämmön tarpeeseen. Kaasujen hyödyntämisellä voidaan korvata fossiilista polttoainetta, kuten maakaasua. Pyrolyysikaasun energiasisältö on 17,7 MJ/kg TS. (Hospido et al. 2005; Virtanen 2015) Pyrolyysikaasun hyödyntämisellä prosessissa saavutetaan noin 75 % energiasäästö. Ilman sitä pyrolyysiprosessin energian kulutus olisi ollut esimerkiksi Houillon & Joillet (2005) tutkimuksessa lähes kolminkertainen. Pyrolyysikaasun hyödynnys prosessissa vähentää pyrolyysin CO₂-ekvivalenttipäästöjä merkittävästi. Esimerkiksi Houillon & Joillet (2005) tutkimuksessa pyrolyysikaasun hyödyntämisellä vähennettiin päästöjä 835 kg CO₂-ekv./t TS.

Bioöljyllä korvataan prosessin tarvitsemaa polttoainetta, esimerkiksi raskasta polttoöljyä (Hospido et al. 2005). Sen energiasisältö on yli 30 MJ/kg, joten se soveltuu myös lämmön, sähkön tai liikennepolttoaineen tuottamiseen. (Cao & Pawlowski 2012) Bioöljyn poltto on biogeenistä, joten siitä ei muodostu CO₂-päästöjä. Bioöljyn saannolla on suuri vaikutus pyrolyysin tarvitsemaan ulkopuoliseen energian määrään ja siten kasvihuonekaasupäästöihin. (Cao & Pawlowski 2013) Pyrolyysissä muodostuvaa biohiiltä voidaan myös hyödyntää prosessin lämmöntuotantoon polttamalla (Houillon & Joillet 2005).

Kasvihuonekaasupäästöiltään terminen kuivaus–pyrolyysi on negatiivinen. Cao & Pawlowski (2013) saavuttivat tutkimuksessaan prosessin kokonaispäästöiksi $-0,47 \text{ t CO}_2\text{-ekv./t TS}_{\text{liete}}$. Bioöljyn ja pyrolyysikaasun hyödynnys CHP-tuotannossa prosessin tarpeisiin vähensi kokonaiskasvihuonekaasupäästöjä 68,6 %, kun jakeilla korvattiin raskasta polttoöljyä. Biohiili hyödynnettiin kaatopaikan viheriöimisessä. Termisen kuivauksen kasvihuonekaasupäästöt olivat koko prosessin päästöistä 83,7 % ja pyrolyysin 13,4 %. Pyrolyysi yhdistettynä mädätykseen on energiataseeltaan ja kasvihuonekaasupäästöiltään edullisempi prosessi kuin terminen kuivaus–pyrolyysi. (Cao & Pawlowski 2013)

Hospido et al. (2005) artikkelissa lämpöä pystyttiin korvaamaan $4,15 \text{ kWh/t TS}_{\text{liete}}$, kun pyrolyysikaasu käytettiin prosessin tarpeisiin. Tällöin biohiiltä muodostuu $460 \text{ kg/t TS}_{\text{liete}}$ ja bioöljyä $40 \text{ kg/t TS}_{\text{liete}}$. Jos kaikki jakeet käytetään hyväksi prosessissa, vältettiin tutkimuksessa $230 \text{ kg/t TS}_{\text{liete}}$ kivihiiltä biohiilen käytöllä ja $40 \text{ kg/t TS}_{\text{liete}}$ raskasta polttoöljyä bioöljyllä.

3.1.5 Poltto

Lietteen poltossa muodostuu CO_2 -päästöjä tukipolttoaineesta, mutta lietteen orgaanisen aineen hapettumisesta muodostuva hiilidioksidi on biogeenistä (Manninen & Laitinen 2015). Taulukossa 3.7 näkyy polttoprosessin energiankulutus- ja ilmapäästölukuja. Lietteen poltossa muodostuvat kasvihuonekaasupäästöt ovat CO_2 , N_2O ja CH_4 (taulukko 3.7). Lietteen poltossa muodostuu $1\,500 \text{ kg/t TS}_{\text{liete}}$ biogeenistä CO_2 ja varsinaisia CO_2 -päästöjä $800 \text{ kg/t TS}_{\text{liete}}$ liittyen muihin prosessin vaiheisiin kuten kuljetukseen (taulukko 3.7; Hospido et al. 2005).

Polttoa varten liete pitäisi kuivata mahdollisimman kuivaksi, jotta tukipolttoaineen määrä voidaan minimoida (Houillon & Jolliet 2005). Lietteen poltto vaatii tukipolttoainetta ja maakaasua lämmön ylläpitoon prosessissa (Houillon et Jolliet 2005). Korkean lämpötilan ($> 850 \text{ }^\circ\text{C}$) ylläpito tulipesässä vaatii paljon energiaa (Garrido-Baserba et al. 2015).

Taulukko 3.7. Polton energiankulutus- ja ilmapäästölukuja.

	Määrä	Yksikkö	Lähde
Kulutus			
Sähkö	400	kWh/t TS 25 %	Houillon & Joillet 2005
	9,5	kWh/t TS 35 %	Hospido et al. 2005
	265	kWh/t TS 31 %	OTV 1997; Suh & Rousseaux 2002
Kevyt polttoöljy	13,9	kg/t TS	Houillon & Joillet 2005
Raskas polttoöljy	31	kg/t TS	Hospido et al. 2005
Maakaasu	410	kWh/t TS	Garrido-Baserba et al. 2015
	65	N m ³ /t TS	Houillon & Joillet 2005
Ilmapäästöt			
CO ₂ , biogeeninen	1 500	kg/t TS	Hospido et al. 2005
CO ₂	800	kg/t TS	Hospido et al. 2005
CO ₂	450	kg CO ₂ -ekv./t TS	Garrido-Baserba et al. 2015
CH ₄	1,6	kg/t TS 84 %	Myllymaa et al. 2008, s. 52

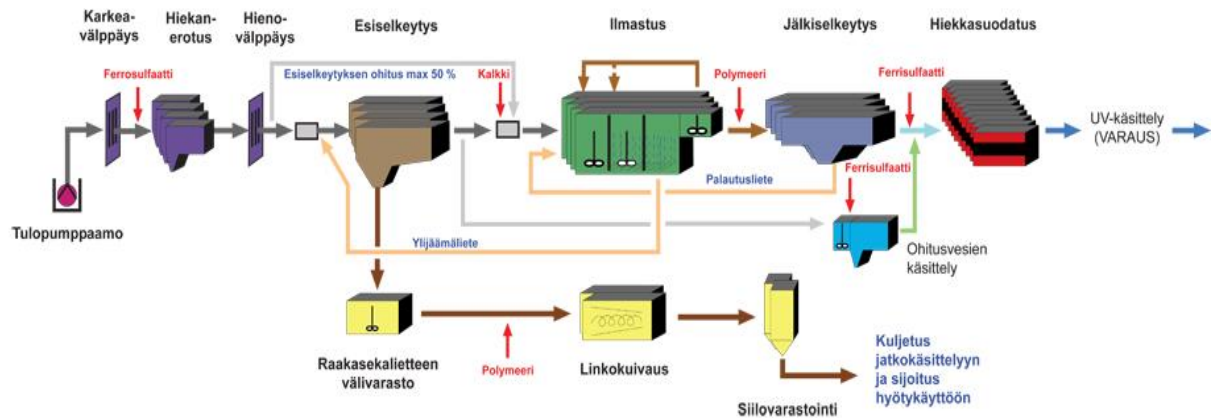
Savukaasuista voidaan ottaa lämpöä talteen ja käyttää prosessissa (Hospido et al. 2005). Sillä korvataan fossiilisen polttoaineen, kuten esimerkiksi maakaasun tarvetta prosessissa. Hospido et al. (2005) tarkastelussa lietteen poltossa säästettiin maakaasua 1 747 kWh/t TS_{liete} ja Houillon & Joillet (2005) tutkimuksessa 1805 kWh/t TS_{liete}. Lämmön talteenotolla prosessissa voidaan esimerkiksi lämmittää lietettä ennen sen syöttöä tulipesään, tai hyödyntää lämpöä jätevedenpuhdistamolla (Suh & Rousseaux 2002; Houillon & Joillet 2005).

Jos lietteen poltossa ei olisi lämmön talteenottoa, sen energian kulutus olisi noin kolme kertaa suurempi. Lämmön talteenotolla säästetään 335 kg CO₂/t TS ilmapäästöjä. Jos poltto yhdistetään esimerkiksi sementtiklinkkerien tuotannossa, vaatii liete ensimmäiseksi vaiheeksi termisen kuivauksen. (Houillon & Joillet 2005) Kaikkea lämpöä ei saada prosessissa talteen, joten se tarvitsee ulkopuolisen energianlähteen. (Garrido-Baserba et al. 2015)

4. AINEISTO JA MENETELMÄT

4.1 Kohdepuhdistamo

Turun seudun puhdistamo Oy:n Kakolanmäen jätevedenpuhdistamossa on biologis-kemiallinen aktiivilieteprosessi, jota on havainnollistettu kuvassa 4.1. Laitos on nelilinjainen. Sen mitoitusvirtaama on 6 000 m³/h ja maksimivirtaama 275 000 m³/d. (Turun seudun puhdistamo Oy)



Kuva 4.1. Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon prosessikaavio. © Turun seudun puhdistamo Oy.

Prosessista poistettava ylijäämäliete on yhdistelmä esiselkeytyksen, ilmastuksen ja jälkiselkeytyksen lietteistä. Jälkiselkeytyksessä muodostuvaa lietettä kierrätetään palautuslietteeksi ilmastukseen. Ilmastuksesta poistetaan ylimääräinen liete esiselkeytykseen. Esiselkeytyksessä altainen pohjalle painuva kiintoaine kaavitaan altainen lietetaskuihin ja edelleen raakasekalietaaltaaseen. Myös ohitusvesien käsittelyssä muodostuu lietettä, joka poistuu prosessista muun lietteen mukana. Ylijäämäliete johdetaan lingoille vedetöitäväksi ja edelleen kahteen siiloon, joista se haetaan laitoksen ulkopuolelle lietteen käsittelyyn. (Turun seudun puhdistamo Oy).

4.1.1 Lietteen koostumus

Puhdistamon vedetöidyn lietteen tyyppiä ja fosforin keskimääräiset pitoisuudet tammikuusta 2013 huhtikuuhun 2015 (taulukko 4.1) vastaavat suurin piirtein Suomen jätevedenpuhdistamoiden keskimääräisiä lietteen ravinnepitoisuuksia (luku 2.1; United Nations Human Settlements Programme 2008, s. 311). Lietteen kokonaistyyppipitoisuus

on hieman korkeampi tarkasteltavassa lietteessä (4,5 % TS) kuin Suomessa keskimäärin (3,4–3,8 % TS) (United Nations Human Settlements Programme 2008, s. 311).

Taulukko 4.1. Lietteen keskimääräiset fosfori- ja typpipitoisuudet sekä keskimääräiset fosfori- ja typpikuormat tammikuusta 2013 huhtikuuhun 2015.

Ravinne	Keskimääräinen pitoisuus		Keskimääräinen lähtevä ravinnekuorma	
	(kg/m ³)	(% TS)	(t/a tuorepaino)	(t TS/a)
P _{kok.}	4,6	2,1	228	228
P _{liuk.}	0,0	0,0	2	2
N _{kok.}	9,7	4,5	483	484
N _{liuk.}	1,4	0,7	72	72

Lietteen kuiva-ainepitoisuus on ollut 21,4 %. Vuonna 2015 tutkittu vedetöidyn lietteen tuhkapitoisuus oli 270 kg/t TS_{liete} (Turun seudun puhdistamo Oy 2015). Keskimääräisen lietteen mukana lähtevän ravinnekuorman laskemiseksi on oletettu lietteen tilavuuspainoksi 1 t/m³ (Tampio & Sinkko 2015). Laskelmissa lietteen määräksi on oletettu 50 000 t/a ja kuiva-ainepitoisuudeksi 20 %.

4.1.2 Kohdepuhdistamolle tehdyt muut selvitykset

Syksyllä 2015 Luonnonvarakeskus (Luke) laati Turun seudun puhdistamolle ravinnetaselaskelman ja Suomen ympäristökeskus energiatase- ja kasvihuonekaasupäästötarkastelun perustuen puhdistamolietettä käsittelevien yritysten tietoihin ja puuttuvilta osin kirjallisuustietoihin perustuen (Manninen & Laitinen 2015; Tampio & Sinkko 2015). Tämän työn tuloksia verrataan tehtyihin selvityksiin luvussa 6. Tulosten tarkastelu.

Luonnonvarakeskuksen ja Suomen ympäristökeskuksen tarkastelut kohdistuivat kompostointiin, mädätykseen ja polttoon. Tarkastelut tehtiin 50 000 t (TS 20 %) ja 33 333 t (TS 30 %) kohdepuhdistamon puhdistamolietettä. Energiatase- ja kasvihuonekaasupäästötarkastelussa huomioitiin lisäksi lietteen kuljetusmatkat. (Manninen & Laitinen 2015; Tampio & Sinkko 2015)

4.2 Käsittelymenetelmissä muodostuvien jakeiden määrä

Eri käsittelymenetelmissä muodostuvien jakeiden määrät arvioitiin kirjallisuuslähteiden perusteella. Niitä hyödynnettiin ravinnetaseen ja hiilijalanjälkien laskennassa. Muodostuvien jakeiden määrät ovat taulukossa 4.2. Niissä oletettiin prosessiin sisään menevän lietteen määräksi 50 000 t/a (TS 20 %), jolloin kuiva-aineen määrä on 10 000 t TS/a.

Taulukko 4.2. Lietteiden käsittelyn eri menetelmissä muodostuvien jakeiden määrät, kun syötteenä on 50 000 t TS 20 % puhdistamolietettä.

Menetelmä	Muut jakeet sisään		Ulos			Lähde	
	Jae	massa (t)	Jae	massa (t)	(% TS)		TS
Kompostointi	Puuhake	36 000	Komposti	44 082	50	22 036	[1]
	Kierrätettävä komposti	10 000	Häviöt	5 918			
	Yhteensä			50 000			
Mesofiilinen mädätys (TS 12 %)	Laimennusvesi	32 021	Biokaasu	3 460			[2], [3]
			Rejektivesi	52 716	0,15	79	
			Mädätysjäännös	25 845	25	6 461	
Yhteensä			82 021		6 540		
Termofiilinen mädätys (TS 10 %)	Laimennusvesi	45 454	Biokaasu	4 441			[4]
			Rejektivesi	68 421	0,2	137	
			Mädätysjäännös	22 592	24	5 422	
Yhteensä			95 454		5 560		
Terminen kuivaus			Kuivattu liete	12 048	83	10 000	[4]
			Häviöt	37 952	0	0	
			Yhteensä	50 000		10 000	
Pyrolyysi (termisen kuivauksen jälkeen)			Pyrolyysikaasu	1 243			[5], [6], [7]
			Bioöljy	2 502			
			Biohiili	6 255			
			Häviöt	2 048			
Yhteensä			12 048		0		
Poltto			Savukaasu	7 300			[2]
			Tuhka	2 700		2 700	
			Häviöt	40 000		0	
Yhteensä			50 000		10 000		

[1] Turovskiy & Mathai 2006, s. 258-259, [2] Suh & Rousseaux 2002, [3] Righi et al. 2013, [4] Myllymaa et al. 2008, s. 24, 28; [5] Dominguez et al. 2006, [6] Kim & Parker 2008, [7] Neumann & Tittes 2015

Kompostoinnin massataseessa oletettiin, että kompostoitavan seoksen kuiva-ainepitoisuus ennen kompostointia on 40 %. Tukiaineena käytettiin puuhaketta, jonka ominaisuudet ovat taulukossa 4.3. Kierrätettävän kompostin tyypipitoisuudeksi oletettiin 22,93 g/kg TS_{seos} (Kulikowska & Gusiati 2015). Valmiin kompostin kuiva-ainepitoisuus on 50 %. Prosessissa hyödynnettiin vuosittain 36 000 t puuhaketta tukiaineena ja kompostia kierrätettiin prosessissa 10 000 t/a. Näillä oletuksilla vuosittain prosessissa muodostui noin 44 000 t kompostia (TS 50 %). Hiilijalanjalan laskennassa huomioitiin puuhakkeen osittainen kompostoituminen lietteen mukana. Puuhakkeen orgaanisesta aineksestä oletettiin hajoavan 10 %, eli yhteensä 2 268 t/a. (Turovskiy & Izhaïl 2006, s. 258)

Taulukko 4.3. *Kompostoinnin massataseessa hyödynnetyt eri jakeiden ominaisuudet.*

Jae	Ominaisuus	%	Lähde
Puuhake	Kuiva-aineen massa	25	[1]
	Kuiva-aine	70	[1]
	Orgaaninen aine	90	[1]
	Hajoava orgaaninen aine	10	[1]
Liete	Orgaanisen aine	73	[2]
	Hajoava orgaaninen aine	45	[1]
Kierrätetty komposti	Orgaaninen aine	73	[2]
	Hajoava orgaaninen aine	10	[1]

[1] Turovskiy & Mathai 2006, s. 257-258, [2] Turun seudun puhdistamo Oy 2015

Mesofiiliseen mädätykseen syötteen kuiva-ainepitoisuudeksi valittiin 12 % TS ja termofiilisessa mädätyksessä 10 % TS. Kuiva-ainepitoisuus huomioitiin syötettävän laimennusveden määrällä, jonka oletettiin olevan talousvettä. Mesofiilisessa mädätyksessä muodostui biokaasua 3 892 500 m³/a ja termofiilisessa 3 947 368 m³/a, kun muodostuvan biokaasun tiheys oletettiin olevan 1,25 kg/m³ (Suh & Rousseaux 2002, Myllymaa et al. 2008, s. 24). Termofiilisessa mädätyksessä muodostuva rejektivesi on konsentroituneempaa, joten rejektiveden kuiva-ainepitoisuus arvioitiin suuremmaksi kuin mesofiilisen mädätyksen. Termofiilisessa mädätyksessä oletettiin myös muodostuvaksi enemmän biokaasua, joten mädätysjäännöksen kuiva-ainepitoisuus on alhaisempi kuin mesofiilisessa mädätyksessä.

Termisessä kuivauksessa oletettiin, että kuivatun lietteen kuiva-ainepitoisuus on 83 %, jolloin kuivattua lietettä muodostui 12 048 t/a. Kuivatun lietteen kuiva-ainepitoisuus termisen kuivauksen jälkeen voi olla jopa 95 % (Houillon & Joillet 2005). Kuivauksessa käytetystä tekniikasta riippuen häviöt jakautuvat kaasumaisiin ja nestemäisiin päästöihin. Hiilijalanjalan laskennassa oletettiin, että kaikki muodostuvat häviöt ovat nestemäisiä, eli kaasujen puhdistus tapahtuisi märkäpesurilla, ja että sen tehokkuus olisi 100 %.

Pyrolyysin oletettiin olevan prosessissa termisen kuivauksen jälkeen, joten sen syötteen määrä oli 12 048 t/a TS 83 % termisesti kuivattua lietettä. Muodostuvien jakeiden määrä arvioitiin siten, että pyrolyysissä muodostuu kaasua 10 m-% muista muodostuvista jakeista, ja että bioöljyn ja biohiilen muodostumisen suhde on 0,4:1 (Kim & Parker 2008), ja että häviöt koostuvat vain termisesti kuivatun lietteen sisältämästä vedestä. Todellisuudessa kosteutta jää myös biohiileen ja osa kuiva-aineesta poistuu prosessista pyrolyysikaasuissa. Kuiva-ainetta on myös jonkin verran muissa jakeissa. (Dominguez et al. 2006) Kuiva-aineen jakautumista eri tuotteille ei arvioitu.

Polton massataseetta yksinkertaistettiin niin, että kaikki lietteen sisältämä tuhka on ainut tuhka, mitä poltossa muodostuu. Oletettiin myös, että tuhka jää tekniikasta riippumatta

kattilaan. Käytännössä osa tuhkasta saadaan savukaasuista erilleen vasta savukaasujen puhdistusprosessissa. Häviöiden oletettiin olevan vain syötettävän lietteen sisältämä vesi. Taulukossa 4.2 prosessissa palava orgaaninen aines on merkitty kuiva-aineena, joka päättyy savukaasuihin.

4.3 Ravinnetaseiden laskenta

Ravinnetaseet laskettiin typelle ja fosforille massataseiden (taulukko 4.2) tietoja hyödyntäen. Taulukkoon 4.4 arvioitiin kirjallisuuden tutkimustulosten perusteella typen ja fosforin jakautumista eri jakeisiin tarkasteltavissa lietteen käsittelymenetelmissä. Useampien lähteiden tapauksessa lähtöarvona käytettiin keskiarvoa ja muutoin arvoa, joka vastaa mahdollisimman hyvin Turun seudun puhdistamon lietteen käsittelyn tilannetta.

Taulukko 4.4. Fosforin ja typen jakautuminen eri jakeisiin kirjallisuuslähteiden perusteella.

Menetelmä	Jae	Fosforia jakeessa (%)	Typeä jakeessa (%)	Lähde
Kompostointi	Komposti	57 %	56 %	[1], [2], [3]
	Rejekti	43 %	44 %	
Mädätys	Biokaasu	0,0 %	0,11 %	[4]
	Mädätysjäännös	76 %	46,9 %	
	Rejektivesi	24 %	53 %	
Kuivaus	Kuivattu liete	99,8 %	94,9 %	[5]
	Rejekti	0,02 %	5,1 %	
Pyrolyysi	Pyrolyysikaasu	0,0 %	35 %	[6], [7]
	Bioöljy	3,0 %	65 %	
	Biohiili	97 %	0,0 %	
Poltto	Tuhka	100 %	0 %	[9]
	Savukaasut	0 %	100 %	
SNCR	Ilma	---	50 %	[10]
	Vesi	---	50 %	

[1] Lü et al. 2013; [2] Kulikowska & Gusiatin 2015; [3] Zhao et al. 2015b; [4] Borowski & Weatherley 2013;

[5] Karwowska et al. 2016; [6] Azuara et al. 2013; [7] Tian et al. 2013; [8] Werle 2013;

[9] Tan & Lagerkvist 2011; [10] Van Caneghem et al. 2015

Eri käsittelymenetelmissä tuotejakeisiin päätyvät fosfori ja typpi laskettiin kertomalla puhdistamolta lähtevän vedetöidyn lietteen vuosittainen fosfori- ja typpikuorma (taulukko 4.1) taulukossa 4.4 prosentiosuuksilla. Näin saatiin selville loppujakeisiin päätyvät kokonaisfosfori ja -typpi. Kompostoinnissa prosessin tukiaineeksi valittiin puuhake. Puuhakkeen ominaisuudet ovat hiilijalanjäljen laskennan taulukossa 4.6.

4.4 Hiilijalanjälkien laskenta

Hiilijalanjäljen laskennan tavoite on selvittää tuotteen potentiaalinen vaikutus ilmaston lämpenemiseen CO₂-ekvivalenteina. Siihen kuuluvat kaikki merkittävät kasvihuonekaasupäästöt ja -poistumat tuotteen elinkaaren ajalta. (ISO 14067) Hiilijalanjäljen arvioinnissa käytettiin kirjallisuudesta esitettyjä arvoja ja muutettiin ne CO₂-ekvivalenteiksi käyttäen Intergovernmental Panel on Climate Change, eli IPCC:n julkaisemia kertoimia (Myhre et al. 2013, s. 714). GWP-kertoimilla (engl. *Global Warming Potential*) voidaan verrata metaani- ja dityppioksidipäästöjä hiilidioksidipäästöihin (Park 2012). GWP-kerroin kertoo ilmaston lämmityspotentiaalista (ISO 14067). GWP₁₀₀ viittaa keskipitkiin, seuraavan sadan vuoden, ilmastovaikutuksiin. Hiilidioksidin GWP₁₀₀-kerroin on 1, metaanin 28, ja dityppioksidin 265 (Myhre et al. 2013, s. 714). Eri kertoimiin sisältyvät suorat päästöt lietteen käsittelymenetelmästä ja epäsuorat päästöt energian kulutuksesta ja tuotosta (Garrido-Baserba et al. 2015). Lietteen käsittelyssä muodostuva hiilidioksidi on biogeenistä, eli se muodostuu orgaanisen aineksen hajoamisesta, joten sen ilmastoa lämmittävä vaikutus on nolla (Hospido et al. 2005; Houillon & Jolliet 2005).

Mädätyksestä, pyrolyysistä, kaasutuksesta ja termisestä kuivauksesta saatavia jakeita voidaan hyödyntää kattilassa lämmön ja sähkön yhteistuotantoon. Biokaasua tai pyrolyysistä muodostuvaa bioöljyä voidaan myös jatkojalostaa liikennepolttoaineeksi. (Cao & Pawlowski 2013) Jakeiden hyödyntäminen pienentää hiilijalanjälkeä. Laskennassa käytettiin CHP-kattilan hyötysuhteena 83 %, josta sähköä saadaan 20 % ja lämpöä 80 %. Laskennassa käytetyt kertoimet ovat taulukossa 4.5. Käsittelymenetelmissä valmistettujen tuotteiden fossiilisten polttoaineiden korvaavuutta arvioitiin energiasisällön kautta. Verkkosähkön hankinnan CO₂-päästökertoimena käytettiin Suomessa tuotettavan keskimääräisen verkkosähkön tuottamaa CO₂-päästöä (taulukko 4.5). Kaukolämmön tuotannon CO₂-päästöt ovat Suomessa valmistettavaa keskimääräistä kaukolämpöä. (taulukko 4.5; Motiva 2015)

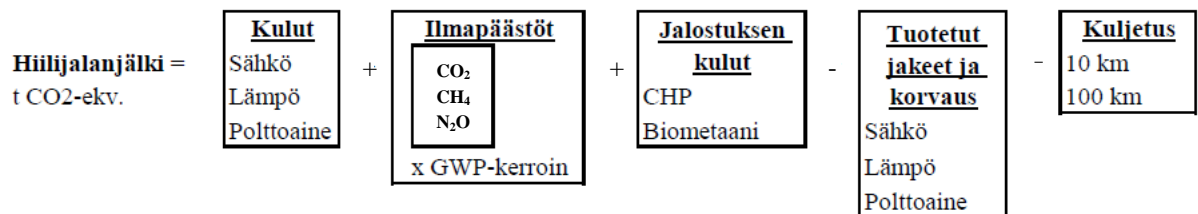
Hiilijalanjälkien tarkastelu rajattiin prosessin välittömiin päästöihin, joten tarkastelua ei kohdistettu koko menetelmän elinkaaren ajalle tai prosessin lopputuotteiden käyttökohteisiin, jos käyttökohde oli lietettä käsittelevän laitoksen ulkopuolella, kuten lannoitekäyttö pelloilla. Eri lietteen käsittelymenetelmien tutkimisessa huomioitiin prosessin CO₂-päästöt ja suorista päästöistä CO₂, N₂O ja CH₄ -kasvihuonekaasupäästöt. Ensijainen lämmön ja sähkön käyttökohde oli tarkasteltava prosessi (Virtanen 2015; Cao & Pawlowski 2013).

Eri menetelmille laskettiin myös energiataseet samoilla tiedoilla kuin hiilijalanjäljet, mutta niissä huomioitiin vain energian kulutus ja tuotto. Tämä tarkastelu tehtiin, jotta pystyttiin vertailemaan, paljonko menetelmä kuluttaa ja paljonko tuottaa energiaa huomioimatta kasvihuonekaasupäästöjä.

Taulukko 4.5. Hiilidioksidipäästökertoimet eri energiantuotantomuodoille lähteineen.

Energiantuotantomuoto	Kerroin	Yksikkö	Lähde
Verkkosähkön hankinta	220	kg CO ₂ /MWh	Motiva 2015
Kaukolämmön tuotanto	186	kg CO ₂ /MWh	Motiva 2015
Maakaasu	0,084	kg CO ₂ /MJ	The Ecoinvent Database 2015, Manninen & Laitinen 2015 mukaan
	198	kg CO ₂ /MWh	Hippinen & Suomi 2012, s. 6
	10	kWh/m ³	Motiva 2010, s. 2
Kevyt polttoöljy	0,093	kg CO ₂ /MJ	The Ecoinvent Database 2015, Manninen & Laitinen 2015 mukaan
	261	kg CO ₂ /MWh	Hippinen & Suomi 2012, s. 6
	10,02	kWh/l	Motiva 2010, s. 2
Dieselöljy	265	g CO ₂ /kWh	Motiva 2010, s. 4
	11,528	MWh/t	Energiatilastot 1998, Alakangas 2000 s. 9 mukaan
Dieselläkäyttöinen rekka	0,0635	kg/t _{tiete} /km	Swiss federal environmental protection agency 1998; Suh & Rousseaux 2002 mukaan

Massataseiden (taulukko 4.2) ja taulukon 4.6 tietojen perusteella arvioitiin lietteen jatkokäsittelystä muodostuvat hiilijalanjäljet kohdepuhdistamon lietteelle. Muuntokertoimina käytettiin taulukon 4.5 arvoja ja tietoja GWP-kertoimista kasvihuonekaasuille. Laskelmien lähtöarvoissa ei huomioitu tarkkaa kuiva-ainepitoisuutta vaan käytettiin lähtötapauksena vedetöityä, kuiva-ainepitoisuudeltaan 20–35 % lietettä kuten lähteinä käytetyissä artikkeleissa oli esitetty (taulukko 4.6). Kuvassa 4.2 havainnollistetaan hiilijalanjäljen laskenta tässä työssä.

**Kuva 4.2.** Hiilijalanjäljen laskenta eri menetelmille.

Eri prosessien tuottamien jakeiden hyödyntämisen ns. säästöt, eli paljonko CO₂-ekvivalentteja voidaan säästää käyttämällä prosessin tuottamaa energiaa, huomioitiin suoraan laskelmissa. Eri prosessien tarvitsema energia ja lähtöaineet, eli sähkö, lämpö, kevyt polttoöljy ja maakaasu tuottivat laskelmissa kuluja. Prosesseissa muodostuvat ilmapäästöt huomioitiin.

Prosesseissa muodostuvat jakeet jaettiin hyödynnettäviin jakeisiin tai jätteisiin. Jos tuotettua jakeita pystyttiin hyödyntämään prosessin omaan käyttöön, se vähennettiin prosessin kuluista. Tällöin hiilijalanjälki pieneni. Jos tuotettua jakeita muodostui enemmän kuin prosessi tarvitsi, ajateltiin ylimäärä lämpöä syötettäväksi

kaukolämpöverkkoon ja sähkö sähköverkkoon. Jätteiksi laskelmissa ajateltiin jakeita, joita ei tällä hetkellä Suomessa voida lainsäädännön mukaan hyödyntää lannoitevalmisteina, eli pyrolyysissä muodostuvan biohiilen sisältämä tuhka ja lietteen polton tuhka. Jätteiden käsittelyä tai niiden ympäristövaikutuksia ei huomioitu laskelmissa. Jätteet ajateltiin kuljetettavaksi pois käsittelypaikalta. Kuivauksessa muodostuvan rejektiveden ajatellaan olevan jätevesijae, joka palautuu puhdistamolle putkea pitkin. Lopullinen CO₂-ekvivalenttitulos on siis ympäristön kannalta sitä edullisempi, mitä negatiivisempi se on. Taulukossa 4.6 ovat lähtöarvot, jotka kerättiin eri menetelmille hiilijalanjälkitarkastelua varten.

Taulukko 4.6. Hiilijalanjäljen laskennan lähtötiedot työssä tarkastelluille menetelmille.

	Kompostointi		Mesofiilinen mädätys		Termofiilinen mädätys		Kuivaus	Pyrolyysi	Poltto
	Arvo	Yksikkö	Arvo	Yksikkö	Arvo	Yksikkö			
Sähkö	48,3 kWh/t TS		121,2 kWh/t TS		265 kWh/t TS		240 kWh/t TS		225 kWh/t TS
Lämpö			0,3 osuus CHP:n lämmöstä		350 kWh/t TS				
Poltto-aine	4,18 l diesel/t TS seos						256 kg/t TS	39,4 kg kevyt polttoöljy/t TS	13,9 kg kevyt polttoöljy/t TS
CO ₂	150 kg CO ₂ -ekv/t TS		1,29 kg CO ₂ -ekv/t TS		3,87 kg CO ₂ -ekv/t TS		0,16 t CO ₂ -ekv/t TS	0,02 t CO ₂ -ekv/t TS	625 kg/t TS
CH ₄	2,9 kg CO ₂ -ekv/t TS		0,18 kg CO ₂ -ekv/t TS		0,18 kg CO ₂ -ekv/t TS		0,002 kg/t liete		1,9 kg/t TS
N ₂ O	0,2 kg CO ₂ -ekv/t TS		5,3 kg CO ₂ -ekv/t TS		0,06 kg CO ₂ -ekv/t TS			3,66 kg/t TS	0,026kg/t TS
Muuta	70 TS %	Hake	1,12 kg/m ³	Biokaasun tiheys	Biokaasun energiasisältö	15 GJ/t TS 83 %	Kuivatun lietteen energiasisältö	579 kg/t TS	CO ₂ -biog.
	29,17 % TS	C _{liete}	1,13 kg/m ³						
	0,015 kg CO ₂ -ekv/kg Hankinta _{hake}								
	37,34 % TS	C _{hake}	5,3 kWh/kg		6, kWh/kg				0,9 GJ/t TS 84 % Laudutus-lämmön muodostuminen
1,64 % TS	N _{hake}		Liikennebiometaanin tuotanto:						
0,06 % TS	P _{hake}		1,5 m ³ /CH ₄ m ³ tuotettu						1 500kg/t TS CO ₂ -biogeeninen
			0,5 kWh/CH ₄ m ³						270 kg/t TS Tuhkan muodostuminen
			35,8 MJ/m ³ energiasisältö						18 GJ/t TS 84 % Lietteen energiasisältö

Lähteet OTV 1997; Suh & Rousseaux 2002 mukaan, Turvovskiy & Mathai 2006, s. 258; Manninen & Laitinen 2015b. 2015, Zhao et al. 2015b. Hospido et al. 2005, Myllymaa et al. 2008, s. 24; Hospido et al. 2005, Houillon & Joillet 2005, Cao & Pradel & Reverdy 2013, Houillon & Joillet & Joillet 2005, Cao & Pawlowski 2013. 2005, Myllymaa et al. 2008, s. 22; 28, Cao & Pawlowski 2013. 2005, Myllymaa et al. 2008, s. 52, Garrido-Baserba et al. 2015, Turun seudun puhdistamo 2015

Useampien lähtöarvojen tapauksessa laskelmissa on käytetty eri lukujen keskiarvoa.

5. TULOKSET

5.1 Ravinnetaseet

Taulukossa 5.1 ovat eri menetelmien ravinnetaseet, kun syötteenä käytetään kaikissa menetelmissä lietettä, jonka vuosittainen fosforimäärä on 228 t ja typpimäärä 484 t. Lietteen kokonaismäärä on 50 000 t/a ja sen kuiva-ainepitoisuus TS 20 %. Taulukon 5.1 arvoihin ei sisälly savukaasujen tai muodostuvien jätevesien puhdistusprosesseja, vaan ainoastaan arvio jokaisen käsittelymenetelmän jälkeisestä tilanteesta ennen puhdistusta tai jatkojalostusta.

Kompostiin jää kokonaisfosforista 57 % ja kokonaistypestä 56 %. Häviöt käsittävät kaasumaiset ja nestemäiset faasit, joiden mukana ravinteita poistuu prosessista. Niiden ravinnepitoisuuksia ei ole arvioitu. Lietteen osuus muodostuvasta kompostista (huomioimatta kierrätettävää kompostia) on noin 83 %. Prosessissa käsiteltyä puuhaketta muodostuu vuodessa 33 732 t. Sen fosfori- ja typpipitoisuuksia ei ole arvioitu kompostoinnin jälkeen, mutta voidaan olettaa, että pitoisuudet ovat lähtöarvoja pienemmät.

Molemmissa mädätysprosesseissa on oletettu, että lietteen sisältämää fosforia on jäljellä 24 % rejektivedessä ja 76 % mädätysjäännöksessä. Typpipitoisuuden on oletettu jakautuvan 0,1 % biokaasuun, 53 % rejektiveteen ja 46,9 % mädätysjäännökseen. Ravinteiden oletettiin jakautuvan samoin sekä mesofiilisessa että termofiilisessa prosessissa. Termofiilisessa prosessissa oletettiin kuitenkin muodostuvan enemmän biokaasua, ja että mädätysjäännöksen kuiva-ainepitoisuus on matalampi kuin mesofiilisessa prosessissa. Laimennusvetenä näissä laskennallisissa prosesseissa päätettiin hyödyntää puhdasta vettä, jonka fosfori- ja typpipitoisuudet ovat 0. Mädätysprosesseissa ei ole arvioitu häviöiden määrää.

Termisessä kuivauksessa fosforin ja typen jakautuminen rejektiveteen ja kuivattuun lietteeseen riippuu prosessin lämpötilasta. Tässä laskennassa oletettiin, että lähes kaikki fosfori (99,98 %) säilyy kuivattavassa lietteessä. Käytännössä kuivauksessa lietteestä erotettava vesifaasi voi sisältää paljon enemmän fosforia, jonka talteenotto riippuu vesien puhdistuksesta ja kierrättämisestä prosessissa. Myös typpihäviöt riippuvat prosessin takaisinkytkennöistä ja savukaasujen puhdistuksesta. Tässä laskelmassa oletettiin, että typpihäviöt ovat 5,1 % alkuperäisestä lietteen typpipitoisuudesta, jotka ovat rejektivedessä. Typeä häviää joka tapauksessa enemmän kuin fosforia, sillä sitä poistuu kaasumaisina ja nestemäisinä yhdisteinä.

Taulukko 5.1. Typen ja fosforin jakautuminen eri jakeisiin työssä käsitellyissä menetelmissä.

Jakeet sisään		Ulos														
Menetelmä	Jae	m (t)	TS (t)	P %	TS	P _{kok} (t)	N %	TS	N _{kok} (t)	TS (t)	P %	TS	P _{kok} (t)	N %	TS	N _{kok} (t)
Kompostointi	Puhdistamoliete, TS 20 %	50 000	10 000	2,28	228	4,84	484			56 350	28 175	57	218	56	567	
	Kierrätettävä komposti, TS 50 %	10 000	5 000	2,77	138,6	2,29	115			46 715	12 025					
	Puuhake, TS 70 %	36 000	25 200	0,06	15,12	1,64	413			5 918	43	44	164	44	445	
	Yhteensä									33 732						
Mesofiilinen mädätys	Puhdistamoliete, TS 20 %	50 000	10 000	2,28	228	4,84	484			3 460	0	0,1	0	0,1	0,5	
	Laimennusvesi, TS 0 %	32 021								52 716	79	24	55	53	256,5	
	Yhteensä									25 845	6 461	76	173	46,9	227	
										82 021						
Termofiilinen mädätys	Puhdistamoliete, TS 20 %	50 000	10 000	2,28	228	4,84	484			4 441	0	0	0	0,1	0,5	
	Laimennusvesi, TS 0 %	45 454								68 421	137	24	55	53	256,5	
	Yhteensä									22 592	5 422	76	173	46,9	227	
										95 454						
Terminen kuivaus	Puhdistamoliete, TS 20 %	50 000	10 000	2,28	228	4,84	484			12 048	10 000	99,98	227,95	94,9	459,3	
	Yhteensä									37 952	0	0,02	0,05	5,1	24,7	
										50 000						
Pyrolyysi (terminen kuivauksen jälkeen)	Terminesti kuivattu puhdistamoliete, TS 83 %	12 048	10 000	2,2795	227,95	4,593	459,3			1 243	0	0	0	35	169,4	
	Yhteensä									2 502	3	6,8	65	65	314,6	
										6 255	97	221,2	0	0	0	
										2 048	0	0	0	0	0	
Poltto	Puhdistamoliete, TS 20 %	50 000	10 000	2,28	228	4,84	484			7 300	0	0	0	100	484	
	Yhteensä									2 700	2 700	100	228	0	0	
										40 000	0	0	0	0	0	
										50 000	10 000					

Pyrolyysiä edeltää yleensä terminen kuivaus, joten sen on oletettu olevan kuivauksen jatkojalostusprosessi. Pyrolyysiprosessissa häviöt muodostuvat lietteestä höyrystyvistä vesijakeista. Pyrolyysikaasut sisältävät 35 % lietteen typpipitoisuudesta, josta kuitenkin osa saadaan kierrätetyksi prosessissa, joten tästä osuudesta osa on todellisuudessa häviötä ja osa pyrolyysikaasun sisältämää typpeä. Jos pyrolyysikaasuja puhdistettaisiin SNCR-menetelmällä, muodostuvan jäteveden typpipitoisuus olisi puolet pyrolyysikaasujen typpipitoisuudesta. Siinä tapauksessa pyrolyysikaasuista ilmaan menisi 84,7 t/a ja saman verran jäteveeten. Lietteen fosfori on suurimmaksi osaksi biohiilessä (97 % lietteen tyypestä) ja suurin osa tyypestä bioöljyssä (65 %).

Poltossa lietteen sisältämä fosfori on tuhkassa ja typpiyhdisteet höyrystyvät. Osa tyypestä saadaan talteen savukaasujen puhdistuksessa, ja osa poistuu kaasumaisina yhdisteinä, mutta sitä ei pystytä hyödyntämään. Jos polton jälkeen prosessissa on savukaasujen puhdistus SNCR-menetelmällä, savukaasujen typpipitoisuudesta 50 % menee typpikaasuihin ja loppu veteen. Tällöin jäteveeten typpeä menee 242 t/a.

5.2 Hiilijalanjäljet

5.2.1 Kompostointi

Taulukossa 5.2 on kompostoinnille laskettu hiilijalanjälki. Kulutukset on arvioitu taulukon 4.6 mukaan. Sähkön on oletettu olevan keskimääräistä verkkosähköä taulukon 4.5 mukaisesti. Hyödynnettäviä jakeita muodostuu taulukon 5.2 mukaan 56 350 t/a (TS 50 %) kompostia.

Taulukko 5.2. Kompostoinnin hiilijalanjälki.

Kulut	Arvo	Yksikkö	t CO ₂ -ekv/a
sähkö	1 856 000	kWh/a	408
diesel	401 280	kWh/a	1 225 878
puuhake	36 000	t/a	544
Tuotto			
komposti	56 350	t/a	0
häviöt	5 918	t/a	0
Päästö			
CO ₂	5 760	t/a	5 760
N ₂ O	0,026	t/a	8
CH ₄	13,92	t/a	111

Yht. (t CO₂/a)	1 232 710
----------------------------------	------------------

Kompostin kuljetuksissa 10 ja 100 km päähän muodostuvat päästöt ovat taulukossa 5.3.

Taulukossa näkyvät myös kokonaishiilidioksidipäästöt, kun kuljetukset on huomioitu. Kompostin kuljetus on korkeintaan 0,09 % kokonaispäästöistä.

Taulukko 5.3. Kompostin kuljetuksessa muodostuvat hiilidioksidipäästöt.

Kuljetusmatka	Kuljetuksen CO₂-päästöt (t CO₂-ekv./a)	Kokonaispäästöt (t CO₂-ekv./a)	Kuljetuksen osuus kokonaispäästöistä (%)
10 km	109	1 232 819	0,009
100 km	1 093	1 233 803	0,09

Hiilijalanjäljen laskennassa ei huomioitu erikseen kaasumaisia päästöjä ja päästöjä jäteveeten. Pöyry Environment Oy (2007, s. 16) mukaan lietteen ja puuhakkeen kompostoinnissa muodostuu jätevetä 0,1–0,2 m³/t_{liete}. Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteelle se tarkoittaisi 5 000–10 000 m³ jätevetä vuosittain.

5.2.2 Mädätys

Hiilijalanjälki laskettiin mesofiiliselle ja termofiiliselle mädätykselle. Käyttökohteena prosessissa muodostuvalle energialle on CHP-tuotanto tai liikennebiometaanin tuotanto. CHP-tuotannolla muodostuvalla lämmöllä korvataan kaukolämpöä ja sähköllä keskimääräistä verkkosähköä. Liikennebiometaanilla voidaan korvata dieseliä. Mesofiilisen mädätyksen hiilijalanjälki on taulukossa 5.4. Biokaasun käyttökohde on arvioitu sekä CHP-tuotannolle, että biometaanin (CH₄) valmistukselle.

Taulukko 5.4. Mesofiilisen mädätyksen hiilijalanjäljen laskenta kohdepuhdistamon lietteelle. CHP-tuotanto ja CH₄:n valmistus ovat vaihtoehtoiset biokaasun käyttömenetelmät.

Kulut	Arvo	Yksikkö	Käyttö	Yksikkö	t CO ₂ -ekv/a
Sähkö	1 212 050	kWh/a			267
Lämpö	4 063 056	kWh/a			756
Päästöt					
CO ₂	12 900	kg CO ₂ -ekv			12,9
N ₂ O	53 000	kg CO ₂ -ekv			53
CH ₄	1 800	kg CO ₂ -ekv			1,8
Tuotto					
Biokaasu	3 460	t/a			
	18 357 222	kWh/a			
CHP (hyötysuhde 83 %)	15 236 494	kWh/a			
- lämpöä 80 %	12 189 196	kWh/a			
- prosessissa hyödyntämisen jälkeen jäljellä	8 126 130	kWh/a	Kaukolämpö		- 1 511
- sähköä 20 %	3 047 299	kWh/a			
- prosessissa hyödyntämisen jälkeen jäljellä	1 835 249	kWh/a	Verkkosähkö	☒	- 404
CH₄-tuotanto					
Biokaasu	3 075 556	m ³ /a			
- sähkö	1 025 185	kWh/a	Verkkosähkö		- 287
CH ₄	2 050 370	m ³ /a			
- tehona	20 389 794	kWh/a	Diesel	2 028 835 l/a	- 5 403
Mädätysjäännös (25 % TS)	25 845	t/a	Lannoite		
Rejektivesi (0,15 % TS)	52 716	t/a	Lannoite		
Yht. CHP (t CO₂/a)					-1 848
Yht. CH₄ (t CO₂/a)					-4 088

Taulukon 5.4 perusteella huomataan, että kaikki mesofiilisen mädätyksen tarvitsema energia pystytään tuottamaan biokaasusta tehtävällä sähköllä ja lämmöllä. Ylimäärä lämmöstä menee kaukolämmöksi tai ylimäärä sähköä verkkoon.

Kuljetukset 10 ja 100 km päähän ja niiden aiheuttamat hiilidioksidipäästöt eri jakeille ovat taulukossa 5.5.

Taulukko 5.5. Mesofiilisessa mädätyksessä muodostuvien jakeiden kuljetuksen CO₂-päästöt 10 ja 100 km kuljetusmatkoilla.

Jae	Kuljetus- matka	Kuljetuksen CO ₂ -päästöt (t CO ₂ -ekv./a)	Kokonaispäästöt (t CO ₂ -ekv./a) CHP-tuotanto	Kokonaispäästöt (t CO ₂ -ekv./a) CH ₄ :n tuotanto
Rejktivesi		102	-1 746	-3 986
Mädätysjäännös	10 km	50	-1 792	-4 038
Molempien kuljetus		152	-1 696	-3 936
Rejktivesi		1 023	-825	-3 065
Mädätysjäännös	100 km	501	-1 347	-3 587
Molempien kuljetus		1 524	-324	-2 564

Taulukon 5.5 perusteella mesofiilisen mädätyksen rejktiveden ja mädätysjäännöksen kuljetus pystytään kattamaan säästettävillä kasvihuonekaasupäästöillä. Epäedullisimmassakin tapauksessa (rejktiveden ja mädätysjäännöksen kuljetus 100 km päähän ja biokaasun hyödynnys CHP-tuotannossa) kasvihuonekaasupäästöt ovat negatiiviset.

Tämän laskelman mukaan mesofiilinen mädätysprosessi CHP-tuotannolla pystyy tuottamaan kaiken tarvitsemansa energian itse. Ylimäärä lämpöä voidaan syöttää kaukolämpöverkkoon ja sähkö verkkoon tai käyttää muussa kohteessa. Jos biokaasusta tuotetaan biometaania eikä sitä hyödynnetä prosesissa, sillä voidaan korvata vuosittain 2 028 835 l dieseliä. Muodostuva mädätysjäännös (TS 25 %) 25 845 t/a voidaan käyttää tyyppinimiluettelon (liite A) lannoitteena (3A5) ja muodostuva rejktivesi (TS 0,15 %) 52 716 t/a lannoitteena (1B4) riippuen ravinteiden pitoisuuksista rejktivedessä.

Termofiilisen mädätyksen hiilijalanjälki on taulukossa 5.6.

Taulukko 5.6. Termofiilisen mädätyksen hiilijalanjäljen laskenta kohdepuhdistamon lietteelle. CHP-tuotanto ja CH₄:n valmistus ovat vaihtoehtoiset biokaasun käyttömenetelmät.

Kulut	Arvo	Yksikkö	Käyttö	Yksikkö	t CO ₂ -ekv.
Sähkö	2 654 173	kWh/a			584
Lämpö	3 500 000	kWh/a			651
Päästöt					
CO ₂	38 700	kg CO ₂ -ekv			38,7
N ₂ O	600	kg CO ₂ -ekv			0,6
CH ₄	1 800	kg CO ₂ -ekv			1,8
Tuotto					
Biokaasu	4 441	t/a			
	26 042 901	kWh/a			
- CHP (hyötysuhde 83 %)	21 615 608	kWh/a			
- lämpöä 80 %	17 292 486	kWh/a			
- prosessissa hyödyntämisen jälkeen jäljellä	13 792 486	kWh/a	Kaukolämpö		- 2 565
- sähköä 20 %	4 323 122	kWh/a			
- prosessissa hyödyntämisen jälkeen jäljellä	1 668 949	kWh/a	Verkkosähkö		- 367
CH₄-tuotanto					
Biokaasu	3 947 556	m ³ /a			
- sähkönä	1 315 852	kWh/a	Verkkosähkö		- 289
Biometaani	2 631 704	m ³ /a			
- tehona	26 170 831	kWh/a	Dieseliä	2 604 063 l/a	- 6 935
Mädätysjäännös (24 % TS)	22 592	t/a	Lannoite		
Rejektivesi (0,2 % TS)	68 421	t/a	Lannoite		
Yht. CHP (t CO₂/a)					-2 891
Yht. CH₄ (t CO₂/a)					-5 949

Taulukon 5.6 laskelman mukaan termofiilinen mädätysprosessi CHP-tuotannolla pystyy tuottamaan kaiken tarvitsemansa energian itse. Ylimäärä voidaan syöttää kaukolämpöverkkoon ja sähkö verkkoon tai käyttää muussa kohteessa. Jos biokaasusta tuotetaan biometaania eikä sitä hyödynnetä prosessissa, sillä voidaan korvata vuosittain 2 604 063 l dieseliä.

Taulukossa 5.7 näkyvät termofiilisen mädätyksessä muodostuvien jakeiden kuljetuksessa muodostuvat CO₂-päästöt.

Taulukko 5.7. Termofiilisessa mädätyksessä muodostuvien jakeiden kuljetuksen CO₂-päästöt 10 ja 100 km kuljetusmatkoille.

Jae	Kuljetus- matka	Kuljetuksen CO ₂ -päästöt (t CO ₂ -ekv./a)	Kokonaispäästöt (t CO ₂ -ekv./a) CHP-tuotanto	Kuljetuksen kokonaispäästöt (t CO ₂ -ekv./a) CH ₄ :n tuotanto
Rejektivesi		135	-2 756	-5 814
Mädätysjäännös	10 km	44	-2 847	-5 905
Molempien kuljetus		179	-2 712	-5 770
Rejektivesi		1 353	-1 538	-4 596
Mädätysjäännös	100 km	438	-2 453	-5 511
Molempien kuljetus		1 655	-1 236	-4 294

Kuten mesofiilisessäkin mädätyksessä, myös termofiilisessä mädätyksessä kaikkein epäedullisin tilanne (rejektiveden ja mädätysjäännöksen kuljetus 100 km päähän ja biokaasun käyttö CHP-tuotannossa) pystytään kattamaan biokaasun hyödyntämisellä. Tässä tapauksessa kokonaispäästöt olisivat -1 236 t CO₂-ekvivalenttia vuodessa.

Prosessissa muodostuu mädätysjäännöstä (TS 24 %) taulukon 5.6 mukaisesti 22 592 t/a ja rejektivettä (0,2 % TS) 68 421 t/a. Mädätysjäännös on liitteessä A listatun mukaisesti tyyppinimiluettelon 3A5-mukaista lannoitetta. Mesofiilisessä ja termofiilisessä mädätyksessä muodostuvasta rejektivedestä voidaan valmistaa typpi-, fosfori- ja kaliumpitoisuuksista riippuen tyyppinimiluettelon 1B4-mukaista lannoitetta (liite A). Liitteen A mukaan rejektiveden typpi-, fosfori- ja kaliumpitoisuuksien summan on oltava yhteensä vähintään 1 %. Mesofiilisessä mädätyksessä rejektivettä (TS 0,15 %) muodostuu 52 716 t/a. Ravinnetaseen (taulukot 4.4 ja 5.1) perusteella typen ja fosforin pitoisuus olisi kokonaisuudessaan 0,6 %. Koska kaliumpitoisuuksia ei arvioitu tässä työssä, on soveltuvuudesta tyyppinimen 1B4 mukaiseksi lannoitteeksi mahdoton arvioida. Vastaavasti termofiilisessä mädätyksessä rejektivettä (TS 0,2 %) muodostuu vuosittain 68 421 t/a (taulukko 5.7), joka taulukon 5.8 perusteella tarkoittaisi typen ja fosforin yhteispitoisuutta noin 0,5 %. Kaliumin pitoisuudesta riippuen rejektivettä voidaan esimerkiksi konsentroida vaadittavan pitoisuuden saavuttamiseksi.

5.2.3 Kuivaus

Termisen kuivauksen hiilijalanjälki on taulukossa 5.8. Termisessä kuivauksessa voidaan hyödyntää polttoaineena myös esimerkiksi maakaasua, mutta tarkasteluun valittiin kevyt polttoöljy, sillä maakaasun CO₂-päästöt (198 kg CO₂/MWh, taulukko 4.5) ovat korkeammat kuin kevyen polttoöljyn (186 kg CO₂/MWh, taulukko 4.5). Lietteen poltossa muodostuvan hiilidioksidin oletetaan olevan biogeenistä hiilidioksidia, joten suoria CO₂-päästöjä ei muodostu.

Taulukko 5.8. Termisen kuivauksen hiilijalanjäljen laskenta kohdepuhdistamon lietteelle.

Kulut	Arvo	Yksikkö	Käyttö	CO ₂ -ekv./a
Sähkö	2 358 704	kWh/a		519
Polttoaine (kevyt polttoöljy)	30 164 330	kWh/a		7 873
Tuotto				
Kuivattu liete (TS 83 %)	12 048	t/a	Lannoite/jatkojalostus	
Rejektivesi (TS 0 %)	37 952	t/a		
Päästöt				
CO ₂ , biogeeninen	1 589	t CO ₂ -ekv		0
CH ₄	100	kg/a		3
Yht. (t CO₂/a)				8 395

Kuivattu liete voidaan käyttää lannoitteena tai sitä voidaan hyödyntää esimerkiksi pyrolyysissä tai poltossa. Kuivattun lietteen (TS 83 %) kuljetuksen CO₂-päästöt näkyvät taulukossa 5.9. 10 km kuljetusmatkan osuus hiilijalanjäljestä on noin 0,3 % ja 100 km kuljetusmatkalla noin 3 %.

Taulukko 5.9. Termisessä kuivauksessa muodostuvan kuivattun lietteen kuljetuksessa muodostuvat CO₂-päästöt 10 ja 100 km kuljetusmatkoilla.

Kuljetusmatka	Kuljetuksen CO ₂ -päästöt (t CO ₂ -ekv./a)	Kokonaispäästöt (t CO ₂ -ekv./a)	Kuljetuksen osuus kokonaispäästöistä (%)
10 km	23	8 418	0,3
100 km	234	8 629	2,7

Mikäli terminen kuivaus on jätevedenpuhdistamon välittömässä yhteydessä, palautuu rejektivesi 37 952 t/a prosessiin. Sille ei ole olemassa Eviran tyyppinimiluettelossa hyväksyttyä tyyppinimeä (liite A). Kuivattua lietettä (TS 83 %) muodostuu vuosittain 12 048 t. Se hyväksytään sellaisenaan tyyppinimiluettelon mukaisena lannoitevalmisteenä 3A2 (liite A), jos sen kosteus on 10 % tai vähemmän. Jos kuivattua

lietettä halutaan markkinoida sellaisenaan, korkeampi kuiva-ainepitoisuus (noin 90 % TS) on saavutettava, joka tarkoittaa korkeampaa sähkön ja polttoaineen kulutusta.

5.2.4 Pyrolyysi

Pyrolyysiä edeltää terminen kuivaus, joka on huomioitu sekä sähkön, polttoaineen että kuivattavan lietteen määrässä (taulukot 5.1 ja 5.9) pyrolyysissä. Taulukossa 5.10. on pyrolyysiprosessin hiilijalanjälki.

Taulukko 5.10. Pyrolyysin hiilijalanjälki.

Kulut	Arvo	Yksikkö	Käyttö	Yksikkö	t CO ₂ -ekv/a
Sähkö	4 798 704	kWh/a			1 056
Polttoaine (kevyt polttoöljy)	34 815 894	kWh/a			9 087
Tuotto					
Pyrolyysikaasu	10 315	kWh/a			
- kuivauksessa hyödyntämisen jälkeä prosessin lämmöntarve	34 805 579	kWh/a			
Biohiili	21 645	kWh/a			
- CHP hyötysuhde 83 %	17 965	kWh/a			
- lämpöä saadaan 80 %	14 372	kWh/a			
- kuivauksessa hyödyntämisen jälkeä prosessin lämmöntarve	34 791 239	kWh/a			
- sähköä saadaan 20 %	3 593	kWh/a			
- kuivauksessa hyödyntämisen jälkeä prosessin sähköntarve	4 795 111	kWh/a			
- tuhkaa muodostuu	1 403	t/a			
Bioöljy	10 268	kWh/a			
- CHP hyötysuhde 83 %	8 522	kWh/a			
- lämpöä saadaan 80 %	6 818	kWh/a			
- kuivauksessa hyödyntämisen jälkeä prosessin sähköntarve	34 784 389	kWh/a	Kevyt polttoöljy	2 945 t/a	9 075
- sähköä saadaan 20 %	1 704	kWh/a			
- kuivauksessa hyödyntämisen jälkeä prosessin sähköntarve	4 793 406	kWh/a	Verkkosähkö		1 050
Päästöt					
CO ₂ , biogeeninen	7 349	t CO ₂ -ekv			0
N ₂ O	36 600	kg/a			9 699
CO ₂ -ekv.					247
CH ₄	100,0	kg/a			3
Yht. (t CO₂/a)					20 075

Taulukon 5.10 laskelmassa muodostuva bioöljy käytettäisiin CHP-tuotannossa. Sillä voitaisiin korvata sähkön ja lämmön tarvetta termisessä kuivauksessa. Bioöljyn CHP-tuotannossa muodostuvalla sähköllä voidaan vähentää prosessin sähköntarvetta. Lopulta kevyttä polttoöljyä tarvittaisiin prosessissa edelleen 2 945 t/a ja sähköntarpeesta muodostuu 1 050 t CO₂-ekv. päästöjä vuosittain. Eli terminen kuivaus yhdistettynä pyrolyysiin pystyy tuottamaan osittain oman energiantarpeensa.

Prosessissa muodostuu tuhkaa biohiilen hyödyntämisestä CHP-prosessissa. Sen kuljetus 10 tai 100 km päähän aiheuttaa CO₂-päästöjä, jotka ovat taulukossa 5.11. Kuljetuksen osuus on korkeimmillaan 100 km matkalla 0,13 %. Pyrolyysissä muodostuu myös häviöitä, joiden oletettiin olevan lietteen jäännösvettä, 2 048 m³/a (taulukko 4.2).

Taulukko 5.11. Pyrolyysissä muodostuvan tuhkan kuljetuksessa muodostuvat CO₂-päästöt 10 ja 100 km kuljetusmatkoilla.

Kuljetusmatka	Kuljetuksen CO₂-päästöt (t CO₂-ekv./a)	Kokonaispäästöt (t CO₂-ekv./a)	Kuljetuksen osuus kokonaispäästöistä (%)
10 km	3	20 078	0,01
100 km	27	20 102	0,13

Prosessissa ajateltiin, että mahdollisimman suurella osalla tuotettavista jakeista pyritään tuottamaan energiaa lietteen termiseen kuivaukseen. Tällöin pyrolyysikaasuissa oleva lämpö voitaisiin hyödyntää lämpönä ja sähkönä kuivauksessa suoraan ja biohiili CHP-tuotannon kautta. Biohiilen poltosta muodostuu tuhkaa, jolle ei ole olemassa tyyppinimiluettelon mukaista tyyppinimeä (liite A). Tällä hetkellä se luetaan jätteeksi.

5.2.5 Poltto

Polttoprosessissa hyödynnetään vedetöityä lietettä (TS 20 %) ilman termistä kuivausta. Tukipolttoaineen oletetaan olevan kevyttä polttoöljyä. Maakaasua tarvitaan prosessin lämmön ylläpitämiseen, mutta sitä ei polteta kattilassa. Taulukossa 5.12. on polton hiilijalanjälki.

Taulukko 5.12. Polton hiilijalanjäljen laskenta kohdepuhdistamon lietteelle.

Kulut	Arvo	Yksikkö	Käyttö	Yksikkö	t CO ₂ -ekv/a
tukipolttoaine (kevyt polttoöljy)	139 000	kg/a			428
sähkö	2 249 667	kWh/a			495
maakaasu (lämpö)	5 300 000	kWh/a			1 049
Tuotto					
Lauhdutuslämpö	2 159 722	kWh/a	Lauhdutuslämpö		
Energiasisältö	43 194 444	kWh/a			
CHP (hyötysuhde 83 %)	35 851 389	kWh/a			
- lämpöä 80 %	28 681 111	kWh/a			
- prosessissa hyödyntämisen jälkeen prosessin lämmöntarve	23 381 111	kWh/a	Maakaasu	2 338 111 m ³ /a	4 629
- sähköä 20 %	7 170 278	kWh/a			
- prosessissa hyödyntämisen jälkeen prosessin sähköntarve	4 920 611	kWh/a	Verkkosähkö		1 083
Tuhka	2 700	t/a	Jäte		
Päästöt					
CO ₂	6 250 000	kg/a			6 250
CH ₄	19 048	kg/a			533
N ₂ O	257	kg/a			68
Yht. (t CO₂/a)					12 992

Jos prosessissa on lisäksi savukaasujen puhdistus märkäpesurilla, siinä muodostuu 25–40 l/kg TS_{liete} tyypipitoista jätevettä. Tätä ei ole huomioitu hiilijalanjäljen laskennassa. Määrällisesti jätevettä muodostuu 10 000 TS/a kuiva-ainemäärällä 250 000–400 000 m³/a. CHP-tuotannolla säästetään prosessin lämmityskuluissa noin 2 000 000 m³ maakaasua vuodessa. Tuhkan kuljetus 10 ja 100 km päähän aiheuttavat CO₂-päästöjä, jotka ovat taulukossa 5.13.

Taulukko 5.13. Poltossa muodostuvan tuhkan kuljetuksessa muodostuvat CO₂-päästöt 10 ja 100 km kuljetusmatkoilla.

Kuljetus- matka	Kuljetuksen CO₂-päästöt (t CO₂-ekv./a)	Kokonaispäästöt (t CO₂-ekv./a)	Kuljetuksen osuus kokonaispäästöistä (%)
10 km	5	12 997	0,04
100 km	53	13 045	0,4

Kuljetusmatkojen osuus hiilijalanjäljestä on 10 km kuljetusmatkalla noin 0,04 % ja 100 km kuljetusmatkalla noin 0,4 %. Tällä hetkellä lietteen poltosta muodostuva tuhka luetaan vaaralliseksi jätteeksi, eikä sille ole olemassa Eviran tyyppinimiluettelon mukaista tyyppinimeä.

6. TULOSTEN TARKASTELU

6.1 Ravinnetaseiden arviointi

Työssä käsiteltyjen menetelmien ravinnetaseet Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteelle ovat koottu taulukkoon 6.1.

Taulukko 6.1. Typen ja fosforin jakautuminen eri jakeisiin eri käsittelymenetelmissä Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteelle. Suluissa ovat eri jakeisiin päätyvät prosenttiosuudet.

Menetelmä	Ravinne	Muodostuvat jakeet (TS/a)			
Kompostointi	P	Komposti 218 (57 %)	Jätevesi + haihtuvat yhdisteet 164 (43 %)		
	N	567 (56 %)	445 (44 %)		
Mädätys (mesofiilinen ja termofiilinen keskimäärin)	P	Rejektivesi 55 (24 %)	Mädätysjäännös 173 (76 %)	Biokaasu 0	
	N	257 (53 %)	227 (46,9 %)	5 (0,1 %)	
Kuivaus	P	Rejektivesi 0,05 (0,02 %)	Kuivattu liete 227,95 (99,8 %)		
	N	25 (5 %)	459 (95 %)		
Pyrolyysi (kuivauksen jälkeen)	P	Bioöljy 7 (3 %)	Biohiili 221 (97 %)	Savukaasut 0	Jätevesi 0
	N	315 (65 %)	0	85 (17,5 %)	85 (17,5 %)
Poltto	P	Tuhka 228 (100 %)	Savukaasut 0	Jätevesi 0	
	N	0	242 (50 %)	242 (50 %)	

Taulukon 6.1 perusteella kompostoinnissa kierrätysravinteeksi saadaan fosforista 57 % ja typestä 56 %. Tampio & Sinkko (2015) arvioivat, että kohdepuhdistamon lietteen fosforipitoisuudesta 60–98 % ja typpipitoisuudesta 25–97 % säilyy kompostissa, joka voidaan käyttää kierrätysravinteena. Nämä luvut toteutuvat tämän työn tarkastelujen perusteella. Tässä työssä kompostiin päätyvät typpi- ja fosforipitoisuudet arvioitiin laboratoriotulosten perusteella, joten ne eivät välttämättä vastaa todellista tilannetta. Kompostoinnissa käytetty tekniikka vaikuttaa paljon ravinteiden säilymiseen. Esimerkiksi aumakompostoinnissa sadeveten voi liueta kompostoitavasta seoksesta vesiliukoista fosforia ja tyypeä ja aumojen käännössä vapautuu kaasumaisia yhdisteitä. Toisaalta taas reaktorikompostoinnissa ravinteita voidaan saada vesien keräämisellä ja kierrätyksellä säilymään kompostissa paremmin.

Kompostoinnin massataseen (taulukko 4.2) perusteella kompostia muodostuu vuosittain 56 350 t, josta lietettä on 46 715 t/a. Jos puuhakkeen typpi- ja fosforipitoisuudet (413 t N ja 15,12 t P) eivät muutu prosessissa, on kompostissa lietteen sisältämästä typestä jäljellä 154 t ja fosforia 203 t. Puuhakkeen pitoisuuksien muuttumista kompostoinnissa ei arvioitu tässä työssä, joten typen ja fosforin määriä, jotka ovat peräisin lietteestä, on kuitenkin vaikea arvioida. Tampio & Sinkko (2015) perusteella Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteestä (TS 20 %) muodostuu kompostia haketta ja turvetta tukiaineena käytettäessä yhteensä 60 000 t/a, josta lietteen osuus on 46 154 t/a. Raportissa (Tampio & Sinkko 2015) esitettiin, että lietteen typpisisällöstä kompostissa on jäljellä 360 t/a ja fosforista 179 t/a. Taulukon 6.1 perusteella valmiissa kompostissa (TS 50 %) olisi jäljellä tyyppiä 567 t ja fosforia 218 t, joten valmiin kompostin typpipitoisuus olisi noin 24 g/kg TS ja fosforipitoisuus 9,3 g/kg TS.

Jätevesien muodostumista ja niiden määrää kompostoinnissa on vaikea arvioida, sillä prosessissa muodostuu kaasumaisia yhdisteitä ja vettä tiivistyy riippuen käytetystä tekniikasta ja kaasujen käsittelymenetelmästä. Kompostoinnin hiilijalanjäljen laskennan yhteydessä mainitaan, että jätevetä voisi muodostua vuosittain 5 000–10 000 m³ (Pöyry Environment Oy, s. 16). Mikäli kaikki taulukon 6.1. mukainen häviö fosforista ja typestä siirtyisi suoraan jäteveeseen, se vastaisi 16,4–32,8 g P/l ja 44,5–89 g N/l pitoisuuksia jätevedessä. Verrattuna taulukon 2.2 arvoihin arvioidut pitoisuudet ovat kuitenkin hyvin korkeita. Jos puhdistamo olisi kompostointilaitoksen lähellä ja kaikki häviöön arvioitu typpi ja fosfori palautuisi puhdistamolle, tarkoittaisi se yhtä suurta typpikuormaa (445 t/a) ja vähän pienempää fosforikuormaa (164 t/a) kuin alunperin puhdistamolta lähtee lietteen mukana (484 t N/a ja 228 t P/a). Tampio & Sinkko (2015) arvioivat, että puhdistamolle takaisin päätyviä fosfori- tai typpipitoisia jätevesiä ei muodostu.

Taulukon 6.1 perusteella mädätyksessä 24 % fosforista päätyy rejektiveen ja 76 % mädätysjäännökseen. Vastaavasti 53 % typestä päätyy rejektiveen, 46,9 % mädätysjäännökseen ja 0,1 % biokaasuun. Näin ollen mädätyksessä vähintään 76 % fosforista ja 46,9 % typestä saadaan mädätysjäännöksessä kierrätysravinteeksi. Tässä työssä ei arvioitu rejektiveden eri tuotteistamismenetelmien tehokkuutta, kuten esimerkiksi ammoniumsulfaatin tai konsentraatin tuotantoa, joten on vaikea sanoa, mikä osuus rejektiveden tyyppiä ja fosforista palautuisi puhdistamolle jäteveden mukana. Jos rejektivesi palautuisi puhdistamolle sellaisenaan, olisi vuosittainen typpikuorma (257 t) hieman suurempi kuin puhdistamolta lietteen mukana lähtevä typpimäärä (228 t). Tampio & Sinkko (2015) arvioivat raportissaan typen ja fosforin jakautumista eri jakeisiin mädätyslaitoksissa prosessista riippuen ja tarkastelussa huomioitiin rejektiveden jatkojalostus, joten vertailu näiden tulosten kanssa on vaikeaa. Mädätysjäännöstä vastaavaan osuuteen arvioitiin päätyvän fosforista 99–239 t/a ja rejektiveen 0–0,6 kg/a käsittelyprosessista riippuen. Raportissa (Tampio & Sinkko 2015) arvioitiin, että tyyppiä päätyy mädätysjäännöstä vastaavaan jakeeseen 236,8–

453,1 t/a, rejektivettä vastaaviin jakeisiin 220,5–405,3 t/a. Tämän työn tulokset vastaavat hyvin Tampio & Sinkko (2015) saamia tuloksia Turun seudun puhdistamon lietteen mädätyksestä lukuun ottamatta rejektiveden fosforipitoisuutta.

Tämän työn mukaan poltossa lietteen sisältämä fosfori siirtyy tuhkaan ja typpi jakautuu savukaasujen puhdistusmenetelmästä riippuen kaasu- ja vesifaasiin. Jos puhdistusmenetelmänä on SNCR, jakautuu typpi tasan molempiin faaseihin (242 t/a). Tällöin puhdistamolle voisi palautua prosessin jäteveden mukana typpeä 242 t/a, eli puolet puhdistamolta lähtevästä typpikuormasta (484 t/a). Tampio & Sinkko (2015) raportin tulokset eivät ole yhteneväiset poltossa muodostuvan jäteveden typpipitoisuuden osalta, sillä raportin mukaan tyypestä siirtyy rejektiveteen 64,2 t/a. Vastaavasti raportissa arvioitiin, että kaikki fosfori pystytään hyödyntämään kierrätysravinteena. Taulukon 6.1 perusteella arvot toteutuvat fosforin osalta, jos lietteenpolton tuhkalle saadaan tyyppinimihyväksyntä (liite A). Kuten luvussa 2.3 todettiin, SNCR-menetelmä soveltuu hyvin lietteen polton savukaasujen käsittelyyn (Werther & Ogada 1999; Van Caneghem et al. 2015).

Taulukossa 6.1 arvioidut ravinnetaseet kuivaukselle ja pyrolyysille perustuvat vain muutamiin tutkimustuloksiin, jotka eivät täysin vastaa tässä työssä käsiteltyä tilannetta. Pyrolyysin ravinnetase perustuu kahdelle tutkimustulokselle, joista toinen tehtiin sianlannalle ja toinen lietteelle. Pyrolyysissä muodostuvat pyrolyysikaasut oletettiin puhdistettavaksi SNCR-menetelmällä, jolloin pyrolyysikaasun typpipitoisuus jakautuu savukaasuihin ja jäteveteen. Lietteän pyrolyysiprosesseja on olemassa hyvin vähän, joten niiden ravinnetaseiden arviointi on tiedon puutteen vuoksi hankalaa. Pyrolyysissä muodostuvaa biohiiltä voisi hyödyntää orgaanisena fosforilannoitteena, sillä se sisältää lähes kaiken puhdistamolietteen sisältämästä fosforista (97 %). Tällä hetkellä pyrolyysissä muodostuvalle biohiilelle ei ole olemassa tyyppinimeä (liite A).

Muodostetut ravinnetaseet riippuvat käytetyistä kirjallisuuslähteistä. Kuivauksessa ja pyrolyysissä fosforin ja typen jakautuminen eri jakeisiin arvioitiin vain muutamien lähteiden perusteella, eikä niille löytynyt vertailukohteita. Termisen kuivauksen ravinnetaseessa käytettiin lähteenä tutkimusta rejektivesien koostumuksista, ja tietoja tavanomaisista lietteen fosfori- ja typpipitoisuuksista (Metcalf & Eddy 2003). Taulukon 6.1 perusteella termisessä kuivauksessa lopputuotteessa säilyisivät hyvin sekä fosfori (99,8 %) että typpi (95 %). Termisessä kuivauksessa muodostuva jätevesijae sisältää vähän fosforia (0,02 %) ja typpeä (5 %). Pitoisuudet ovat huomattavasti pienemmät kuin mädätyksen rejektiveden (typpeä 53 % ja fosforia 24 % puhdistamolietteen pitoisuuksista), jota voidaan hyödyntää lannoitteena, joten sitä voisi esimerkiksi konsentroida korkeampien typpi- ja fosforipitoisuuksien saavuttamiseksi.

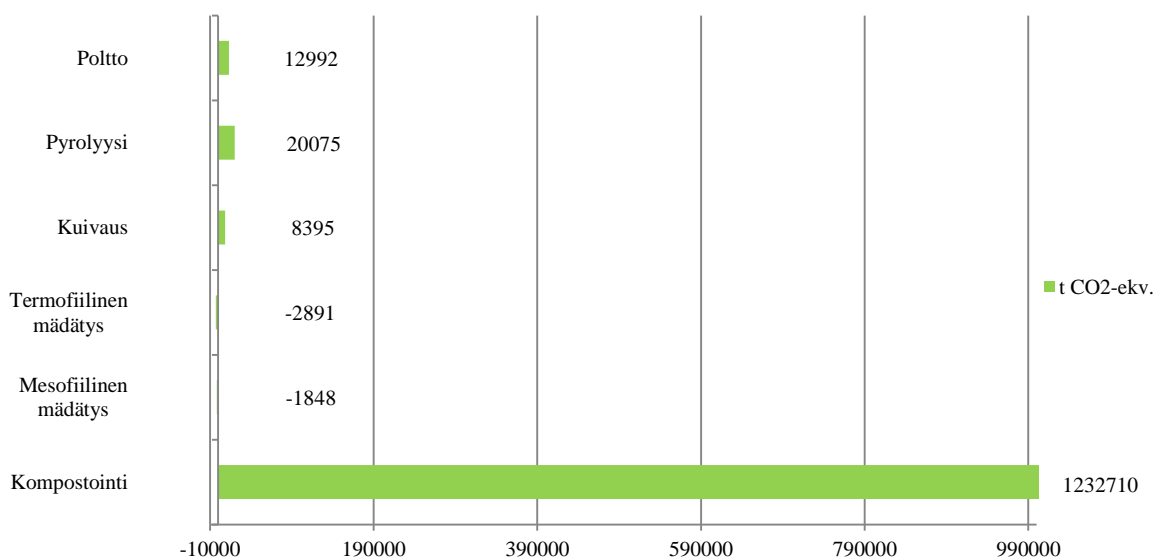
Taulukon 6.1 perusteella parhaiten ravinteet säilyvät mädätyksessä, jossa kierrätysravinteeksi saadaan fosforista 100 % ja tyypestä 99,9 %. Toiseksi parhaiten ravinteet saadaan hyödynnettyä termisessä kuivauksessa (P 99,8% ja N 95 %), ja sen

jälkeen pyrolyysissä (P 97 % ja N 65 %). Tässä työssä tarkastelluista menetelmistä huonoiten ravinteet saadaan kiertoon poltossa ja kompostoinnissa. Poltossa saadaan kaikki fosfori talteen tuhkan muodossa, mutta ei yhtään typpeä. Kompostissa säilyy tämän työn tarkastelun perusteella fosforista 57 % ja typpeä 56 %.

Jos työssä tarkasteltuja ravinnetaseita verrataan Tampio & Sinkko (2015) tekemään tarkasteluun poltosta, mädätyksestä ja kompostoinnista, ovat tulokset erilaisia. Tarkastelun mukaan biokaasuprosessissa kierrätysravinteeksi typpeä menee 99-100 % ja fosforista 100 %, jotka pitävät paikkansa tämän työn tarkastelujen kanssa. Lopputuotteiden fosfori- ja typpipitoisuuksien vertailu on haastavaa, sillä Tampio & Sinkko (2015) raportissa prosesseissa lopputuotteita jatkojalostettiin pidemmälle. Kompostoinnissa häviää sekä fosforia että typpeä, ja arvot vaihtelivat paljon lähteestä riippuen. Poltossa päästöt ilmaan, tuhkaan ja savukaasujen käsittelystä muodostuvaan jäteveeteen riippuvat paljon käytetystä savukaasujen puhdistustekniikasta. Tämä kävi ilmi verrattaessa työn tuloksia Luonnonvarakeskuksen Turun seudun puhdistamo Oy:lle laatiman raportin polton, mädätyksen ja kompostoinnin ravinnetaseista (Tampio & Sinkko 2015).

6.2 Hiilijalanjälkien ja energiataseiden vertailu

Kuvassa 6.1 ovat eri menetelmien kokonaishiilijalanjäljet, kun mesofiilisesta ja termofiilisesta mädätyksestä tehdään CHP-tuotannolla sähköä ja lämpöä. Tuloksissa ei ole huomioitu kuljetusmatkoja.



Kuva 6.1. Tutkittujen menetelmien hiilijalanjälkien vertailu Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteelle.

Pienin hiilijalanjälki on mädätyksellä. Tulosten mukaan termofiilinen mädätys on hiilijalanjäljeltään edullisempi kuin mesofiilinen. Mädätyksen hiilijalanjäljen laskennassa käytetyt lähtöarvot ovat tutkimustuloksia, ja massataseet on arvioitu kahden eri lähteen perusteella. Mädätyksessä muodostuu ylimäärä sähköä ja lämpöä, mitä muissa menetelmissä ei tutkitusti muodostu.

Suurin hiilijalanjälki on kompostoinnilla. Suurin syy suureen hiilijalanjälkeen ovat kompostointiaumojen käännessä käytettävät kuormaajat, joiden dieselin kulutus on suuri verrattuna muuhun kompostoinnin kulutukseen (taulukko 5.2). Dieselin käytön CO₂-päästöt ovat suuret (taulukko 4.5). Tuloksen perusteella voidaan arvioida, että käytetyllä tekniikalla on suuri vaikutus kompostoinnin energiankulutukseen. Joka tapauksessa kompostointi on hiilijalanjäljeltään epäedullisin lietteen käsittelymenetelmä, sillä prosessissa ei muodostu hyödynnettävää energiaa.

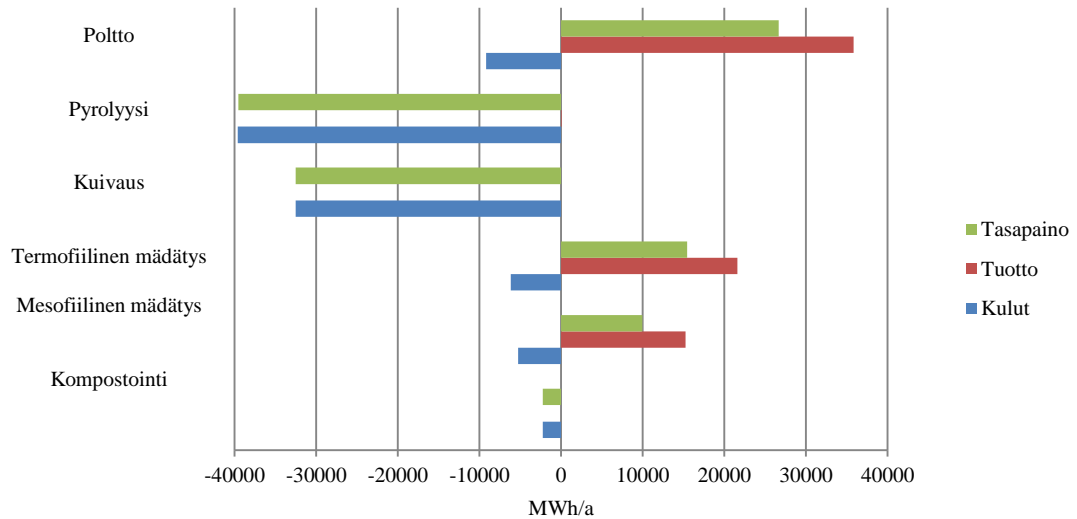
Myös Suh & Rousseaux (2002) tutkimuksessa pienin ilmastovaikutus on mädätyksellä. Heidän mukaansa toiseksi pienin ilmastovaikutus on kompostoinnilla verrattuna polttoon. Tutkimuksessa (Suh & Rousseaux 2002) huomioitiin tekijät, jotka ottavat huomioon kompostin epäsuorat ympäristövaikutukset. Tällaisia tekijöitä ovat muun muassa lopputuotteen levitys pellolle, läjitys kaatopaikalle ja myrkyllisyys ympäristölle.

Tässä työssä tarkastelu painottuu suoriin ympäristövaikutuksiin, jotka ovat helpommin arvioitavissa kuin epäsuorat ympäristövaikutukset.

Houillon & Jolliet (2005) tutkimus vastaa parhaiten menetelmältään tässä työssä tehtyä tarkastelua. Tutkimuksen (Houillon & Jolliet 2005) mukaan polton hiilijalanjälki, kun kaikki ylimääräinen lämpö hyödynnetään prosessissa, on pienempi kuin pyrolyysillä. Lopputulos on sama tässä työssä tehtyjen laskelmien perusteella. Tutkimuksessa (Houillon & Jolliet 2005) todettiin, että mädätys on energiaylijäämäinen menetelmä, jonka voisi yhdistää johonkin toiseen käsittelymenetelmään ja käyttää muodostuvan ylimääräisen energian siihen. Esimerkiksi Cao & Pawlowski (2013) mukaan mesofiilinen mädätys yhdistettynä pyrolyysiin on energiaylijäämäinen käsittelymenetelmä.

Hospido et al. (2005) arvioimista käsittelymenetelmistä elinkaarikustannuksiltaan edullisin menetelmä oli lietteen pyrolysointi, kun pyrolyysikaasut ja bioöljy hyödynnettiin prosessissa. Kasvihuonekaasupäästöiltään pienimmät päästöt olivat mädätyksellä, kun biogeenisen hiilidioksidin päästöt huomioitiin. Toiseksi pienipäästöisin oli poltto. Pyrolyysin kasvihuonekaasupäästöt ovat artikkelin mukaan suurimmat, jos bioöljyä ei käytetä prosessissa. Tässä työssä pyrolyysissä hyödynnettiin kaikki jakeet prosessin energiantarpeen kattamiseksi, mutta poltto ja mädätys ovat laskelman mukaan silti hiilijalanjäljeltään edullisempia prosesseja. Biogeenisen hiilidioksidin vaikutusta eri menetelmille on vaikea arvioida, sillä mädätyksen ilmapäästöt on otettu lähteistä, joissa ei ole ilmoitettu biogeenisen CO₂:n osuutta CO₂-päästöistä. (Garrido-Baserba et al. 2015; Hospido et al. 2005)

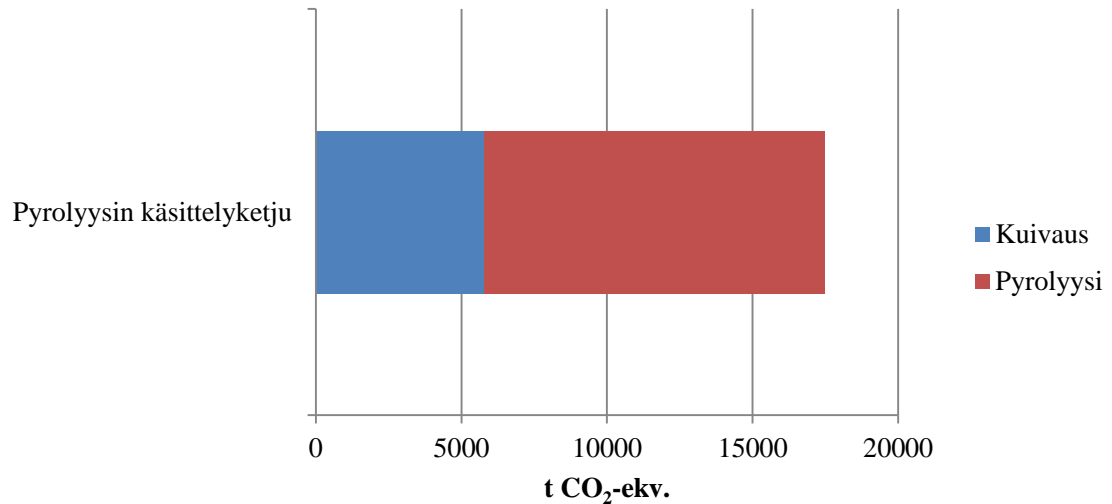
Eri lietteenkäsittelymenetelmien energiataseet ovat kuvassa 6.2. Kuvassa on huomioitu prosessin tuottama energia CHP-tuotannolla, josta on vähennetty prosessin kuluttamat fossiiliset sähkö ja lämpö (taulukot 5.2, 5.4., 5.6., 5.8, 5.10 ja 5.12). Polton tuottamaa lauhdutuslämpöä ei ole huomioitu.



Kuva 6.2. Lietteiden käsittelymenetelmien energiataseet Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteelle.

Kuvan 6.2 energiataseiden perusteella poltto, termofiilinen ja mesofiilinen mädätys tuottavat enemmän energiaa kuin kuluttavat. Kompostoinnin energiatase on sekä kuluiltaan että tuotoltaan paljon pienempi kuin muut menetelmät. Kuten jo aiemmin todettiin, suuren hiilijalanjäljen tuottaa tässä laskelmassa dieselin kulutus kompostoinnissa käytettävissä koneissa. Negatiivisimmat energiataseet kuvan 6.2 perusteella ovat kuivauksella ja pyrolyysillä. Kuivauksen energiataseessa ei ole huomioitu kuivatun pelletin energiasisältöä. Jos se huomioitaisiin, muuttuisi kuivauksen tase positiiviseksi. Kuvassa 6.3 on tarkasteltu termisen kuivauksen ja pyrolyysin hiilijalanjälkiä.

Hiilijalanjäljen laskennasta ja energiataseen tarkastelusta saadut tulokset ovat yhteneväiset Manninen & Laitinen (2015) tekemän raportin perusteella, jossa tutkittiin Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteiden käsittelyvaihtoehtoja energiankulutuksen ja hiilidioksidipäästöjen kannalta. Raportin mukaan energiataseeltaan positiivisia menetelmiä olivat mädätys ja poltto. Kompostoinnin energiatase oli negatiivinen kuten myös tässä työssä kuvan 6.2 mukaan. Kasvihuonekaasupäästöjen perusteella Manninen & Laitinen (2015) laskivat vähiten päästöjä tuottavaksi menetelmäksi mädätyksen, jonka kasvihuonekaasuvaikutus ympäristöön on negatiivinen. Kasvihuonekaasupäästöiltään merkittävin on raportin (Manninen & Laitinen 2015) mukaan kompostointi. Samankaltaisia tuloksia havainnollistetaan tässä työssä lasketulla hiilijalanjäljellä (kuva 6.1).



Kuva 6.3. Työssä lasketun pyrolyysiprosessin kokonaishiilijalanjälki, jossa näkyy kuivauksen vaikutus.

Tässä työssä tehdyn laskennan perusteella pyrolyysin hiilijalanjäljestä noin kolmannes on peräisin termisestä kuivauksesta. Hospido et al. (2005) mukaan terminen kuivaus kuluttaa eniten energiaa sitä hyödyntävissä prosesseissa. Cao & Pawlowski (2013) tutkimuksen mukaan käsittelyketjussa vedetöinti–terminen kuivaus–pyrolyysi terminen kuivaus kuluttaa yli puolet prosessiin kuluvaan energiasta. Taulukoiden 5.5 ja 5.6 perusteella termisen kuivauksen energiankulutus pyrolyysiprosessissa on noin 42 %. Tulokset näkyvät myös kuvassa 6.3. Tämän tarkastelun perusteella voidaan sanoa, että pyrolyysi näyttää kannattavalta menetelmältä energiataseeltaan, jos prosessia edeltää jokin muu kuin terminen kuivaus.

Tämän työn perusteella hiilijalanjälkiä ja energiataseita tarkastellessa on huomioitava, että jae, jota muodostuvalla energialla korvataan, vaikuttaa paljon lopputulokseen. Tämä huomataan esimerkiksi mädätyksen hiilijalanjälkien eroista biometaanin ja CHP-tuotannolla lämpöä ja sähköä tuotettaessa (taulukot 5.4 ja 5.6; kuva 6.2).

7. JOHTOPÄÄTÖKSET

Tässä työssä tarkasteltiin jätevedenpuhdistamolla muodostuvan puhdistamolietteen eri käsittelymenetelmiä, arvioitiin niiden ravinnetaseita ja hiilijalanjälkiä. Kohdepuhdistamona oli Turun seudun puhdistamo Oy:n Kakolanmäen jätevedenpuhdistamo, jossa muodostuu vuosittain 50 000 t vedetöityä (TS 20 %) lietettä. Työn tavoitteena oli muodostaa laatukriteerit lietteen käsittelyn hankintaa varten tarkastelemalla eri käsittelymenetelmien ravinnetaseita ja hiilijalanjälkiä. Lietteiden käsittelymenetelminä työssä arvioitiin kompostointi, mädätys, terminen kuivaus, pyrolyysi ja poltto.

Käsittelymenetelmille muodostettiin massataseet kirjallisuuteen perustuen. Massataseiden perusteella laskettiin jokaiselle menetelmälle hiilijalanjäljet kohdepuhdistamolla vuodessa muodostuvaa lietemäärää lähtöaineena käytettäessä. Hiilijalanjälkeä arvioitiin suorien kasvihuonekaasupäästöjen ja energiankulutuksen perusteella ja muodostettiin niistä vuotuiset hiilidioksidiekvivalenttipäästöt (t CO₂-ekv.). Suorien kasvihuonekaasupäästöjen vaikutusajanjaksona käytettiin sataa vuotta. Ravinnetaseet arvioitiin kokonaistypelle ja -fosforille. Eri lietteiden käsittelymenetelmille laskettiin kirjallisuuden perusteella typen ja fosforin jakautuminen tuotejakeisiin eri menetelmissä. Tarkastelu tehtiin Turun seudun puhdistamo Oy:n lietteelle arvioimalla prosenttiosuuksien ja massataseiden perusteella loppujakeisiin päätyvät typpi- ja fosforimäärät. Tarkasteluajanjaksona käytettiin vuodessa kohdepuhdistamolla muodostuvaa lietettä ja sen ravinteita.

Työssä käytetyillä kertoimilla ja tehdyillä rajauksilla hiilijalanjälkien perusteella mädätys on paras tekniikka tutkituista vaihtoehdoista. Prosessissa muodostuu ylimäärä energiaa, josta voidaan tuottaa esimerkiksi lämpöä ja sähköä tai biometaania. Työn tuloksissa arvioitiin myös eri menetelmien energiataseet. Niidenkin perusteella mädätys on paras lietteiden käsittelyvaihtoehto, sillä se tuottaa eniten energiaa verrattuna sen energiankulutukseen. Myös lietteiden polton energiatase oli positiivinen, eli siinä tuotetaan enemmän energiaa kuin kulutetaan. Mikäli mädätyksen ja polton ravinteiden hyödyntämismahdollisuutta verrataan, pystytään mädätyksessä hyödyntämään kaikki fosfori ja lähes kaikki typpi, kun polton tuhkassa säilyy kaikki lietteiden sisältämä fosfori ja kaikki typpi häviää savukaasujen myötä.

Hiilijalanjälkitarkastelujen perusteella kompostointi on epäedullisin vaihtoehto, sillä siinä ei muodostu hyödynnettävää energiaa ja kasvihuonekaasupäästöt ovat suurimmat. Hiilijalanjälkilaskennan tuloksissa ei tule esiin se, että kompostoinnin energian tarve on pienin. Jos hiilijalanjäljen arvioinnissa olisi otettu huomioon käsittelyssä muodostuvan

tuotteen epäsuorat ympäristövaikutukset, olisi kompostointi ollut parempi vaihtoehto kuin esimerkiksi poltto, jossa muodostuva tuhka on tämänhetkisen lainsäädännön mukaan vaarallista jätettä.

Työssä arvioidut massataseet ovat peräisin kirjallisuudesta, joten eri menetelmissä muodostuvien jakeiden määrät voivat poiketa paljon käytännön tilanteesta. Hiilijalanjälkien ja ravinnetaseiden laskennoissa käytettyjen lähtöarvojen vertailukelpoisuutta on vaikea arvioida. Kaikista artikkeleista ei käynyt selväksi, mitä eri pitoisuus-, päästö- tai energiankulutusarvo sisältää. Suorat päästöt eri menetelmistä vääristävät tuloksia, sillä kaikissa lähteissä ei oltu eritelty biogeenistä hiilidioksidia ja varsinaisia hiilidioksidipäästöjä. Pyrolyysi on uusi teknologia ja siitä löytyi muihin käsittelymenetelmiin verrattuna rajatusti tietoa. Sen energiatase-tarkastelun perusteella voidaan sanoa, että suuri osa niiden lämmön ja sähköntarpeesta muodostuu termisestä kuivauksesta. Pyrolyysi kannattaisi yhdistää energiatehokkaampiin prosesseihin kuin terminen kuivaus, esimerkiksi mädätykseen.

Tämän työn perusteella lietteen käsittelymenetelmän laatukriteereiksi voidaan ehdottaa energiatase- tai hiilijalanjälkitarkastelua, sillä niiden tulokset vastasivat toisiaan tämän työn tulosten, erillisen käytännön tuloksia hyödyntävän raportin, että erillisten työssä hyödynnettyjen tutkimustulosten osalta. On kuitenkin huomattava, että hiilijalanjälkitarkastelujen tulokset riippuvat laskennassa huomioituista tekijöistä ja prosessin rajauksesta. Eri menetelmissä lopputuotejakeisiin päätyvät ravinteet riippuvat prosessin valinnasta ja tuotejakeiden jalostuksesta, joten yhteneviä tuloksia vertailukohteiden kanssa saavutettiin vähän. Ravinnetaseiden tarkastelujen osalta jatkotoimenpiteeksi ehdotetaan tietyn teknologian eri prosessivaihtoehtojen tai prosessikokonaisuuden osaprosessien tarkastelua, sillä ravinnetasetarkastelut osoittautuivat liian vaihteleviksi kriteerien muodostamiseksi.

LÄHTEET

Alakangas E. (2000). Suomessa käytettävien polttoaineiden ominaisuuksia, Jyväskylä 2000, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita 2045, 172 s. + 17 liit.

Azuara M., Kersten S. R. A., Maarten A. & Kootstra J. (2013). Recycling Phosphorus by Fast Pyrolysis of Pig Manure: Concentration and Extraction of Phosphorus Combined with Formation of Value-added Pyrolysis Products, *Biomass and Bioenergy* 49, pp. 171–180.

Basu P. (2013). *Biomass Gasification, Pyrolysis and Torrefaction: Practical Design and Theory*, 2nd Edition, Elsevier Inc., 552 p.

Batistella L., Silva V., Suzin R. C., Virmond E., Althoff C. A. Moreira R. F. P. M. & José H. J. (2015). Gaseous Emissions from Sewage Sludge Combustion in a Moving Bed Combustor, *Waste Management*, In Press.

Belevi H. & Moench H. (2000). Factors Determining the Element Behavior in Municipal Solid Waste Incinerators: 1. Field Studies, *Environmental Science Technology* 34, pp. 2501–2506.

Bernal M. P., Albuquerque J. A. & Moral R. (2009). Composting of Animal Manures and Chemical Criteria for Compost Maturity Assessment: A Review, *Bioresource Technology* 100, pp. 5444–5453.

Bernhard A. *The Nitrogen Cycle: Processes, Players, and Human Impact [WWW]*. Department of Biology, Connecticut College, USA, *Nature Education*. 2010 [viitattu 19.11.2015]. Saatavissa: <http://www.nature.com/scitable/knowledge/library/the-nitrogen-cycle-processes-players-and-human-15644632>

Borowski S. & Weatherley L. (2013). Co-Digestion of Solid Poultry Manure with Municipal Sewage Sludge, *Bioresource Technology* 142, pp. 345–352.

Biovakka Suomi Oy:n Topinojan biokaasulaitoksen rejektivedet, liite 9. (2015). Teoksessa: Leino N. Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon tarkkailututkimus, Turku, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Vuosiraportti 2015, 2 s.

Biovakka Suomi Oy:n Topinojan biokaasulaitoksen rejektivedet, liite 8. (2015). Teoksessa: Leino N. Neljännesvuosiyhteenveto Kakolanmäen jätevedenpuhdistamon jätevesitarkkailuista tammi-maaliskuulta 2015, Turku, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, Jaksoraportti 1-2015, 2 s.

- Caballero J.A., Front R., Marcilla A. & Conesa J.A. (1997). Characterization of Sewage Sludges by Primary and Secondary Pyrolysis, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 40–41, pp. 433–450.
- Callaghan F. J., Wase D. A. J., Thayanithy K. & Forster C. F. (2002). Continuous Co-Digestion of Cattle Slurry with Fruit and Vegetable Wastes and Chicken Manure, *Biomass and Bioenergy* 27, pp. 71–77.
- Cao Y. & Pawlowski A. (2013). Life Cycle Assessment of Two Emerging Sewage Sludge-to-Energy Systems: Evaluating Energy and Greenhouse Gas Emissions, *Biore-source Technology* 127, pp. 81–91.
- Carlsson, K. (2008). Gas Cleaning in Flue Gas from Combustion of Biomass, *Thermal-Net Intelligent Energy Europe*, 32 p.
- Chen R., Wang Y., Wang W., Wei S., Jing Z. & Lin X. (2015). N₂O Emissions and Nitrogen Transformation during Windrow Composting of Dairy Manure, *Journal of Environmental Management* 160, pp. 121–127.
- Christy P. M., Gopinath L. R. & Divya D. (2014). A Review on Anaerobic Decomposition and Enhancement of Biogas Production through Enzymes and Microorganisms, *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 34, pp. 167–173.
- Cui H., Ninomiya Y., Masui M., Mizukoshi H., Sakano T. & Kanaoka C. (2006). Fundamental Behaviors in Combustion of Raw Sewage Sludge, *Energy & Fuels* 20, pp. 77–83.
- Davidsson Å., Lövestedt C., la Cour Jansen J., Gruvberger C. & Aspergen H. (2008). Co-Digestion of Grease Trap Sludge and Sewage Sludge, *Waste Management* 28, pp. 986–992.
- Davis L. M. & Cornwell A. D. (1998) *Introduction to Environmental Engineering*, 3rd Edition, New York.
- De Greef J., Villani K., Goethals J., Van Belle H., Van Caneghem J. & Vandecasteele C. (2013). Optimising Energy Recovery and Use of Chemicals, Resources and Materials in Modern Waste-To-Energy Plants, *Waste management* 33, pp. 2416–2424.
- Dominguez A., Menéndez J. A., Inguanzo M. & Pís J. J. (2006). Production of Bio-fuels by High Temperature Pyrolysis of Sewage Sludge Using Conventional and Microwave Heating, *Biore-source Technology* 97, pp. 1185–1193.
- Donatello S. & Cheeseman C. R. (2013). Recycling and Recovery Routes for Incinerated Sewage Sludge Ash (ISSA): A Review, *Waste Management* 33, pp. 2328–2340.

Doublet J., Francou C., Poitrenaud M. & Houot S. (2011). Influence of Bulking Agents on Organic Matter Evolution during Sewage Sludge Composting; Consequences on Compost Organic Matter Stability and N Availability, *Bioresource Technology* 102, pp. 1298–1307.

Doydora S. A., Cabrera M. L., Das K. C., Gaskin J. W., Sonon L. S. & Miller W. P. (2011). Release of Nitrogen and Phosphorus from Poultry Litter Amended with Acidified Biochar, *International Journal of Environmental Research and Public Health* 8, pp. 1491–1502.

The Ecoinvent Database, Ecoinvent, verkkosivu. Saatavissa rajoitetusti (viitattu 24.12.2015): <http://www.ecoinvent.org/database/database.html>.

Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. (2011). Kansallinen lannoitevalmisteiden tyyppinimiluettelo, Evira id 316528, 40 s.

Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. (2013). Puhdistamolietteen käyttö maataloudessa. 50 s.

Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. Lannoitevalmisteiden kansallinen tyyppinimiluettelo, verkkosivu. Saatavissa (viitattu 3.11.2015): <http://www.evira.fi/portal/fi/kasvit/viljely+ja+tuotanto/lannoitevalmisteet/lainsaadanto/tyyppinimiluettelo/>

Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. Lannoitevalmisteiden lainsäädäntö [WWW]. 3.8.2015 [viitattu 3.11.2015]. Saatavissa: <http://www.evira.fi/portal/fi/kasvit/viljely+ja+tuotanto/lannoitevalmisteet/lainsaadanto/>

Energiatilastot. (1998). Suomen virallinen tilasto XLII. Helsinki, kauppa- ja teollisuusministeriö, 126 s.

Epstein E. (1997). *The Science of Composting*, USA, CRC Press LLC, 489 p.

EU 25.2.2011/142. Muiden kuin ihmisravinnoksi tarkoitettujen eläimistä saatavien sivutuotteiden ja niistä johdettujen tuotteiden terveystähtämissä sekä asetuksen (EY) N:o 1774/2002 kumoamisesta annetun Euroopan parlamentin ja neuvoston asetuksen (EY) N:o 1069/2009 täytäntöönpanosta sekä neuvoston direktiivin 97/78/EY täytäntöönpanosta tietyjen näytteiden ja tuotteiden osalta, jotka vapautetaan kyseisen direktiivin mukaisista eläinlääkäritarkastuksista rajatarkastusasemilla (täytäntöönpanoasetus).

Evans T. D. Recovering Ammonium and Struvite Fertilisers from Digested Sludge Dewatering Liquors [WWW]. UK, Tim Evans Environment. 2009 [Viitattu 1.12.2015]. Saatavissa:

<http://www.bvsde.paho.org/bvsaar/cdlodos/pdf/recoveringammonium713.pdf>

EY 21.10.2009/1069. Muiden kuin ihmisravinnoksi tarkoitettujen eläimistä saatavien sivutuotteiden ja niistä johdettujen tuotteiden terveystäätöistä sekä asetuksen (EY) N:o 1774/2002 kumoamisesta (sivutuoteasetus).

Fytli D. & Zabaniotou A. (2008). Utilization of Sewage Sludge in EU Application of Old and New Methods – A Review, *Renewable & Sustainable Energi Reviews* 12, pp. 116–140.

Finnsementti Oy. Valmistus [WWW]. Espoo, Finnsementti Oy. [Viitattu 28.5.2015]. Saatavissa: <http://www.finnsementti.fi/sementti/valmistus>

Garrido-Baserba M., Molinos-Senante M., Abelleira-Pereira J. M., Fdez-Güelfo L. A., Poch M. & Hernández-Sancho F. (2015). Selecting Sewage Sludge Treatment Alternatives in Modern Wastewater Treatment Plants Using Environmental Decision Support Systems, *Journal of Cleaner Production* 107, pp. 410–419.

Grady C. P. L. & Lim H. C. (1980). *Biological Wastewater Treatment: Theory and Applications*, Marcel Dekker, 963 p.

Gray N. F. (2005). *Water Technology*, 2nd Edition, Dublin, Butterworth-Heinemann, 645 p.

Haug R. T. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering*, 1st Edition, New York, Lewis Publishers, 752 p.

Himanen M. & Hänninen K. (2011). Composting of Bio-Waste, Aerobic and Anaerobic Sludges – Effect of Feedstock on the Process and Quality of Compost, *Bioresource Technology* 102, pp. 2842–2852.

Hippinen I. & Suomi U. (2012). Yksittäisen kohteen CO₂-päästöjen laskentaohjeistus sekä käytettävät CO₂-päästökertoimet, Motiva Oy, 12/2012, 13 s.

Hospido A., Moreira M. T., Martin M., Rigola M. & Feijoo G. (2005). Environmental Evaluation of Different Treatment Processes for Sludge from Urban Wastewater Treatments: Anaerobic Digestion versus Thermal Processes, *The International Journal of Life Cycle Assessment* 10, pp. 336–345.

Hossain M. K., Strezov V., Chan K. Y., Ziolkowski A. & Nelson P. F. (2011). Influence of Pyrolysis Temperature on Production and Nutrient Properties of Wastewater Sludge Biochar, *Journal of Environmental Management* 92, pp. 223–228.

Houillon G. & Jolliet O. (2005). Life Cycle Assessment of Processes for the Treatment of Wastewater Urban Sludge: Energy and Global Warming Analysis, *Journal of Cleaner Production* 13, pp. 287–299.

Huttunen M. J. & Kuittinen V. (2015). Suomen biokaasulaitosrekisteri n:o 18, tiedot vuodelta 2014, Publications of the University of Eastern Finland, N:o 21, 45 s.

Hwang I.H., Ouchi Y. & Matsuto T. (2007). Characteristics of Leachate from Pyrolysis Residue of Sewage Sludge, *Chemosphere* 68, pp. 1913–1919.

Inguanzo M., Domínguez A., Menéndez J. A., Blanco C. G. & Pis J. J. (2002). On the Pyrolysis of Sewage Sludge: The Influence of Pyrolysis Conditions on Solid, Liquid and Gas Fractions, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis* 63, pp. 209–222.

Jätelaitosyhdistys ry. Biologisia jätteenkäsittelylaitoksia, verkkosivu. Saatavissa (viitattu 12.11.2015): http://www.jly.fi/laitokset_bio.php

Jönsson O., Polman E., Jensen J. K., Eklund R., Schyl H. & Ivarsson S. (2003). Sustainable Gas Enters the European Gas Distribution System, Danish Gas Technology Center, verkkojulkaisu, 9 p. Saatavissa (viitattu 10.12.2015): http://www.dgc.eu/sites/default/files/filarkiv/documents/C0301_sustainable_gas.pdf

Kaartinen T., Eskola P., Vestola E., Merta E. & Mroueh U.-M. (2009). Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintatekniikat, Espoo, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita 2502, 95 s. + liit. 11 s.

Karayildirim T., Yanik J., Yuksel M. & Bockhorn H. (2006). Characterisation of Products from Pyrolysis of Waste Sludges, *Fuel* 85, pp. 1498–1508.

Karwowska B., Sperczynska E. & Wisniowska E. (2016). Characteristics of Reject Waters and Condensates Generated during Drying of Sewage Sludge from Selected Wastewater Treatment Plants, *Desalination and Water Treatment* 57, pp. 1176–1183.

Kelessidis A. & Stasinakis A. S. (2012). Comparative Study of the Methods Used for Treatment and Final Disposal of Sewage Sludge in European Countries 32, pp. 1186–1195.

Keskitalo P. & Kettunen R. (2007). Jätevesilietteiden ravinteiden kierrätyksen strategiasta, *Vesitalous* 48, s. 14–17.

Kim Y. & Parker W. (2008). A Technical and Economic Evaluation of the Pyrolysis of Sewage Sludge for the Production of Bio-oil, *Bioresource Technology* 99, pp. 1409–1416.

Kulikowska D. & Gusiatin Z. M. (2015). Sewage Sludge Composting in a Two-Stage System: Carbon and Nitrogen Transformations and Potential Ecological Risk Assessment, *Waste Management* 38, pp. 312–320.

L 29.6.2009/539. Lannoitevalmistelaki.

L 17.6.2011/646. Jätelaki.

L 27.6.2014/527. Ympäristönsuojelulaki.

L 24.4.2015/517. Laki eläimistä saatavista sivutuotteista.

Laitinen J., Alhola K., Manninen K. & Säylä J. Puhdistamolietten ja biojätteen käsittely ravinteita kierrättäen. 2014, Suomen ympäristökeskus SYKE, Hankeraportti. 79 s.

Latif M. A., Mehta C. M. & Batstone D. J. (2015). Low pH Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge for Enhanced Phosphorous Release, *Water Research* 81, pp. 288–293.

Latvala M. (2009). Paras käytettävissä oleva tekniikka (BAT): Biokaasun tuotanto suomalaisessa toimintaympäristössä, Helsinki, Suomen ympäristökeskus, Suomen ympäristö 24/2009, 114 s.

Li R., Ying J., Wang W., Li Y. & Zhang Z. (2014). Transformation of Phosphorus during Drying and Roasting of Sewage Sludge, *Waste Management* 34, pp. 1211–1216.

Li R., Zhang Z., Li Y., Teng W., Wang W. & Yang T. (2015). Transformation of Apatite Phosphorus and Non-apatite Inorganic Phosphorus during Incineration of Sewage Sludge, *Chemosphere* 141, pp. 57–61.

Lietetutkimustodistus nro 306–15–82, Turku 12.1.2015, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimustodistus, 2 s.

Lietetutkimustodistus nro 306–15–827, Turku 17.2.2015, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimustodistus, 2 s.

Lietetutkimustodistus nro 306–15–829, Turku 17.2.2015, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimustodistus, 2 s.

Lietetutkimustodistus nro 306–15–1159, Turku 3.3.2015, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimustodistus, 2 s.

Lietetutkimustodistus nro 306–15–2345, Turku 4.5.2015, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimustodistus, 2 s.

Lietetutkimustodistus nro 306–15–2346, Turku 4.5.2015, Lounais-Suomen vesi- ja ympäristötutkimus Oy, tutkimustodistus, 2 s.

Luostarinen S., Luste S. & Sillanpää M. (2009). Increased Biogas Production at Wastewater Treatment Plants through Co-Digestion of Sewage Sludge with Grease Trap Sludge from a Meat Processing Plant, *Bioresource Technology* 100, pp. 79–85.

Lü D.-A., Yan B.-X., Wang L.-X., Deng, Z.-Q. & Zhang Y.-B. (2013). Changes in Phosphorus Fractions and Nitrogen Forms during Composting of Pig Manure with Rice Straw, *Journal of Integrative Agriculture* 12, pp. 1855–1864.

Länsi- ja Sisä-Suomen Aluehallintovirasto. (2013). Nro 50/2013/1 Lakeuden Etappi Oy:n Ilmajoen jätehuoltokeskuksen toimintaa koskevien ympäristölupapäätösten määräysten tarkistaminen, toiminnan olennainen muuttaminen sekä seuraavat uudet toiminnot jätehuoltokeskuksen alueella: siirtokuormausasema, biokaasulaitoksen varajärjestelmät, jätteiden poltossa tai pyrolyysissä sekä voimalaitoksissa ja muissa polttolaitoksissa syntyviin jätteiden vastaanoton, käsittelyn ja loppusijoituksen laajentaminen sekä alle 5 MW:n voimalaitos, Vaasa, Länsi- ja Sisä-Suomen Aluehallintovirasto, Dnro LSSAVI/357/04.08/2010, 169 s. + liit. 2 s.

Länsi-Suomen ympäristökeskus. (2009). Nro 111/2009/4 Ympäristösuojelulain 35 §:n mukainen ympäristölupahakemus, joka koskee puhdistamolietteiden ja muiden jätteiden käsittelyä kompostoimalla, Seinäjoki, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Dnro LSU-2005-Y-1216. 25 s.

Manninen K. & Laitinen J. (2015). Jätevesilietteen käsittelyn laskentamallit – Biokaasun tuotanto, lietteen poltto, lietteen kompostointi. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, julkaisematon raportti, 10 s.

Metcalf & Eddy, Inc. (2003). *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*, 4th Edition, New York, McGraw-Hill Education, 1819 p.

MMMä 13.9.2011/24. Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista.

MMMä 3.5.2012/11. Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteita koskevan toiminnan harjoittamisesta ja sen valvonnasta.

MMMä 3.5.2012/12. Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista annetun maa- ja metsätalousministeriön asetuksen muuttamisesta.

MMMä 27.3.2013/7. Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista annetun maa- ja metsätalousministeriön asetuksen muuttamisesta.

MMMä 18.6.2015/783. Maa- ja metsätalousministeriön asetus eläimistä saatavista sivutuotteista.

Moreira Leite W. R., Gottardo M., Pavan P., Filho P. B. & Bolzonella D. (2016). Performance and Energy Aspects of Single and Two Phase Thermophilic Anaerobic Digestion of Waste Activated Sludge, *Renewable Energy* 86, pp. 1324–1331.

Motiva. (2010). Energiategohokkuussopimukset - Polttoaineiden lämpöarvot, hyötysuhteet ja hiilidioksidin ominaisuuspäästökertoimet sekä energian hinnat, 5 s.

Motiva. (2015). CO₂-päästökertoimet, verkkosivu. Saatavissa (viitattu 15.12.2015): http://www.motiva.fi/taustatietoa/energiankaytto_suomessa/co2-laskentaohje_energiankulutuksen_hiilidioksidipaastojen_laskentaan/co2-paastokertoimet.

Myhre G., Shindell D., Bréon F.-M., Collins W., Fuglestedt J., Huang J., Koch D., Lamarque J.-F., Lee D., Mendoza B., Nakajima T., Robock A., Stephens G., Takemura T. & Zhang H. (2013). Anthropogenic and Natural Radiative Forcing, In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker T. F., Qin D., Plattner G.-K., Tignor M., Allen S. K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V. & Midgley P. M.], Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 659–740.

Myllymaa T., Moliis K., Tohka A., Rantanen P., Ollikainen M. & Dahlbo M. (2008). Jätteiden kierrätyksen ja polton käsittelyketjujen ympäristökuormitus ja kustannukset – Inventaarioraportti, Suomen ympäristökeskuksen raportteja 28, Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 82 s.

Nevens F., Verbruggen I., Reheul D. & Hofman G. (2006). Farm Gate Nitrogen Surpluses and Nitrogen Use Efficiency of Specialized Dairy Farms in Flanders : Evolution and Future Goals, *Agricultural Systems* 88, pp. 142–155.

Neumann U. & Tittesz R. (2010). Der Pyrobustor – Zwei Praxisbeispiele zur Klärschlamm-pyrolyse, pp. 467–482, Im: Thomé-Kozmiensky & Beckmann, *Energie aus Abfall*, Band 8, TK-Verlag, 850 S.

Oenema O., Kros H. & de Vries W. (2003). Approaches and Uncertainties in Nutrient Budgets: Implications for Nutrient Management and Environmental Policies, *European Journal of Agronomy* 20, pp. 3–16.

Ostojic N., Les A. P. & Forbes R. (1992). Process Evaluation – Activated Sludge Treatment for Odor Control, *Biocycle* 33, pp. 74–78.

Pant H. K. & Reddy K. R. (2003). Potential Internal Loading of Phosphorus in a Wetland Constructed in Agricultural Land, *Water Research* 37, pp. 965–972.

Park C. (2012). *A Dictionary of Environment and Conservation*, 1st Edition, Oxford University Press.

Parkinson R., Gibbs P., Burchett S. & Misselbrook T. (2004). Effect of Turning Regime and Seasonal Weather Conditions on Nitrogen and Phosphorus Losses during Aerobic Composting of Cattle Manure, *Bioresource Technology* 91, pp. 171–178.

Pettersson A., Åmand L.-E. & Steenari B.-M. (2008). Leaching of Ashes from Co-combustion of Sewage Sludge and Wood—Part I: Recovery of Phosphorus, Biomass and Bioenergy, pp. 224–235.

Phothilangka P., Schoen M. A. & Wett B. (2008). Benefits and Drawbacks of Thermal Pre-Hydrolysis for Operational Performance of Wastewater Treatment Plants, *Water Science & Technology* 58, pp. 1547–1553.

Pöyry Environment Oy. (2007). *Lietteen käsittelyn nykytila Suomessa ja käsittelymenetelmien kilpailukyky –selvitys*, Sitra, 52 s.

Qian T.-T. & Jiang H. (2014). Migration of Phosphorus in Sewage Sludge during Different Thermal Treatment Processes, *American Chemical Society Sustainable Chemistry & Engineering* 2, pp. 1411–1419.

Raiko R., Saastamoinen J., Hupa M. & Kurki-Suonio I. (2002). *Poltto ja palaminen*, 2. painos, Jyväskylä, Gummerus Kirjapaino Oy, 750 s.

Righi S., Oliviero L., Pedrini M., Buscaroli A. & Della Casa C. (2013). Life Cycle Assessment of Management Systems for Sewage Sludge and Food Waste: Centralized and Decentralized Approaches, *Journal of Cleaner Production* 44, pp. 8–17.

Stüeken E. E., Buick R. & Schauer A. J. (2015). Nitrogen Isotope Evidence for Alkaline Lakes on Late Archean Continents, *Earth and Planetary Science Letters* 411, pp. 1–10.

Suh Y.-J. & Rousseaux P. (2002). An LCA of Alternative Wastewater Sludge Treatment Scenarios, *Resources, Conservation and Recycling* 35, pp. 191–200.

Sung L. Y. J. (1995). *NO_x and N₂O Emissions from Circulating Fluidized Bed Combustion*, Master's Thesis, Vancouver, University of British Columbia, 206 p.

Sänger M., Werther J. & Ogada T. (2001). NO_x and N₂O Emission Characteristics from Fluidised Bed Combustion of Semi-dried Municipal Sewage Sludge, *Fuel* 80, pp. 167–177.

Xu H., He P., Gu W., Wang G. & Shao L. (2012). Recovery of Phosphorus as Struvite from Sewage Sludge Ash, *Journal of Environmental Sciences* 24, pp. 1533–1538.

- Xu C., Chen W. & Hong J. (2014). Life-Cycle Environmental and Economic Assessment of Sewage Sludge Treatment in China, *Journal of Cleaner Production* 67, pp. 79–87.
- Tampio E. & Sinkko T. (2015). Turun jätevedenpuhdistamon lietteen vaihtoehtoisten käsittelytapojen vertailu – ravinnetaseet, Luonnonvarakeskus, Helsinki, julkaisematon raportti, 17 s.
- Thomson A. J., Giannopoulos G., Pretty J., Baggs E. M. & Richardson D. J. (2012). *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 367, pp. 1157–1168.
- Tian F.-J., Li B.-Q., Chen Y. & Li C.-Z. (2002). Formation of NO_x Precursors during the Pyrolysis of Coal and Biomass. Part V. Pyrolysis of a Sewage Sludge, *Fuel* 81 (2002), pp. 2203–2208.
- Tian Y., Zhang J., Zuo W., Chen L., Cui Y. & Tan T. (2013). Nitrogen Conversion in Relation to NH₃ and HCN during Microwave Pyrolysis of Sewage Sludge, *Environmental Science & Technology* 47, pp. 3498–3505.
- Tsubouchi N. & Ohtsuka Y. (2008). Nitrogen chemistry in coal pyrolysis: Catalytic roles of metal cations in secondary reactions of volatile nitrogen and char nitrogen, *Fuel Processing Technology* 89, pp. 379–390.
- Turner B. L. & Leytem A. B. (2004). Phosphorus Compounds in Sequential Extracts of Animal Manures: Chemical Speciation and a Novel Fractionation Procedure, *Environmental Science & Technology* 38, pp. 6101–6108.
- Turovskiy I. S. & Mathai P. K. (2006). *Wastewater Sludge Processing*. New Jersey, John Wiley & Sons, Inc. Publication, 354 p.
- Turun seudun puhdistamo Oy. Kakolanmäen jätevedenpuhdistamo – käyttö, verkkosivu. Saatavissa (viitattu 15.7.2015): <http://www.turunseudunpuhdistamo.fi/kaytto.html>
- Turun seudun puhdistamo Oy, Kakolanmäen jätevedenpuhdistamo, verkkosivu. Saatavissa (viitattu 3.3.2016): <http://www.turunseudunpuhdistamo.fi/index.html>
- United Nations Human Settlements Programme. (2008). *Global Atlas of Excreta, Wastewater Sludge, and Biosolids Management : Moving forward the Sustainable and Welcome Uses of a Global Resource*, Nairobi, United Nations Human Settlements Programme, 612 p.
- Van Caneghem J., De Greef J., Block C. & Vandecasteele C. (2015). NO_x Reduction in Waste Incinerators by Selective Catalytic Reduction (SCR) instead of Selective Non Catalytic Reduction (SNCR) Compared from a Life Cycle Perspective: A Case Study, *Journal of Cleaner Production*, *In Press*.

Virtanen V., diplomi-insinööri, Valmet Technologies Oy. (2015). Henkilökohtainen tiedonanto 15.12.2015.

VNa 19.4.2012/179. Valtioneuvoston asetus jätteistä.

Wang L. K., Shamas N. K. & Hung Y.-T. (2008). Handbook of Environmental Engineering: Biosolids Engineering and Management, 7th Edition, New Jersey, Humana Press, 800 p.

Wang T., Camps-Arbestain M., Hedley M. & Bishop P. (2012). Predicting Phosphorus Bioavailability from High-ash Biochars, *Plant Soil* 357, pp. 173–187.

Wang Y., Wang F. & Ji M. (2013). Characteristics of Emitted Odor and Discharged Condensate Water of Sludge Thermal Drying Project in Shenzhen Nanshan Thermal Power Plant, International Conference on Environmental Biotechnology and Materials Engineering EBME, Tianjin, China, August 2013, pp. 127–132.

Water Environment Federation. (2010). Design of Municipal Wastewater Treatment Plants: WEF Manual of Practice No. 8 ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 76, 5th Edition, Alexandria, Virginia, McGraw-Hill Education, 2600 p.

Werther J. & Ogada T. (1999). Sewage Sludge Combustion, *Progress in Energy and Combustion Science* 25, pp. 55–116.

Wiechmann B., Dienemann C., Kabbe C., Brandt S., Vogel I. & Roskosch A. (2012). Klärschlamm Entsorgung in der Bundesrepublik Deutschland, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 113 S.

Wirsum M. (1997). Experimentelle Untersuchung und theoretische Beschreibung der Verbrennung von Klärschlamm in blasenbildenden Wirbelschichtfeuerungen, Dissertation, Universität von Siegen, Deutschland.

Wood H. G., Ljungdahl L. Autotrophic Character of Acetogenic Bacteria, In: Shively J. M., Barton L. L. (1991). Variations in Autotrophic Life, San Diego, California, Academic Press, pp. 201–250.

Zhao Q.-B., Ma J., Zeb I., Yu L., Chen S., Zheng Y.-M. & Frear C. (2015a). Ammonia Recovery from Anaerobic Digester Effluent Through Direct Aeration, *Chemical Engineering Journal* 279, pp. 31–37.

Zhao Y., Lu W., Damgaard A., Zhang Y. & Wang H. (2015b). Assessment of Co-Composting of Sludge and Woodchips in the Perspective of Environmental Impacts (EASETECH), *Waste Management* 42, pp. 55–60.

LIITE A: PUHDISTAMOLIETTEITÄ SISÄLTÄVÄT TYYPPINIMET JA NIIDEN VALMISTUSMENETELMÄT, KÄYTTÖRAJOITUKSET JA RAVINTEIDEN VÄHIMMÄISPITOISUUDET

Taulukko 7.1. Puhdistamolietteitä sisältävät tyyppinimet valmistusmenetelmineen, käyttörajoituksineen ja ravinteiden vähimmäispitoisuuksineen. (mukaillen Elintarviketurvallisuusvirasto Evira 2011)

Luokka	Tyyppinimi	Valmistusmenetelmä, käyttörajoitukset	Ravinteiden vähimmäispitoisuus
1B4	Rejektivesi	Orgaanisiin lannoitevalmisteisiin soveltuvia raaka-aineita mädättävä, hyväksytty biokaasulaitos. Prosessin sivutuotteena muodostuva kiintoaineksesta erotettu nestemäinen fraktio.	N, P, K yhteensä 1 %
3A2	Maanparannuskomposti	Kompostoimalla tai mädättämällä ja jälkikompostoimalla valmistettu tuote, joka on soveltuva maanparannusaineeksi ja eroosion estämiseksi. Raaka-aineena voivat olla lanta, puhdistamoliete, kasvi- tai ruokajäte, elintarviketeollisuuden orgaaninen jäte tai muu vastaava.	Hehikutushäviö (orgaanisen aineksen määrä) 25 % TS <u>Kypsyyden arviointikriteerit:</u> - Juurenpituusindeksi yli 80 % - NO ₃ -N/NH ₄ -N > 1 - CO ₂ -tuotto < 3 mg CO ₂ -C/g VS/d
3A2	Tuorekomposti	Kompostoimalla tai mädättämällä ja jälkikompostoimalla valmistettu tuote, joka on riittävän stabiilia ja hygieenistä. Raaka-aineita voivat olla lanta, kasvijäte, puhdistamoliete, ruokajäte, elintarviketeollisuuden orgaaninen jäte tai muu vastaava. Tuotetta voidaan käyttää muun muassa vilja- ja energiakasveille, maisemointiin ja eroosion estoon tai siirtonurmikoiden kasvualustana.	Hehikutushäviö (orgaanisen aineksen määrä) 25 % TS <u>Stabiilisuusvaatimus:</u> CO ₂ -tuotto < 6 mg CO ₂ -C/g VS/d
3A2	Kuivarae tai -jauhe	Lämpökuivaamalla (esim. 80 °C, 2 h), rakeistamalla tai vastaavasti hyväksytyllä termisellä käsittelymenetelmällä puhdistamolietteestä, mädätteestä, tai vastaavasta valmistettu tuote. Valmistuksen aikana prosessiin voidaan lisätä tuotteen koostumusta tai ominaisuuksia edistäviä aineita. Tuotetta voidaan käyttää maanparannusaineena esimerkiksi vilja- ja energiakasveille, maisemointiin ja viherrakentamiseen.	Kosteus ≤ 10 %. Muussa tapauksessa hygienisoituminen on validoitava hyväksynnän yhteydessä.
3A2	Hapotettu ja stabiloitu puhdistamoliete	Kemiallisesti hydrolysoitu (happo- ja vetyperoksidikäsitteily), hygienisoitu, kuivattu ja stabiloitu puhdistamoliete. Stabilointimenetelmä on validoitava hyväksynnän yhteydessä. Tuotetta voidaan käyttää maanparannusaineena esimerkiksi vilja- ja energiakasveille. Ei sovellu tuoreiden vihannesten, yrtti- ja juurimausteiden tai taimien tuotantoon, eikä kotipuutarhoihin. Varoaika 2 vuotta.	<u>Stabiilisuusvaatimus:</u> CO ₂ -tuotto < 6 mg CO ₂ -C/g VS/d
3A2	Maanparannuslahote	Puhdistamolietettä lahottamalla tai elintarviketeollisuuden kasviperäistä jätettä termofiilisesti, aerobisesti ja tankissa stabiloimalla valmistettu tuote. Stabilointiaika on validoitava hyväksynnän yhteydessä. Tuotetta voidaan käyttää maanparannusaineena esimerkiksi vilja- ja energiakasveille. Ei sovellu tuoreiden vihannesten, yrtti- ja juurimausteiden tai taimien tuotantoon, eikä kotipuutarhoihin. Varoaika 2 vuotta, jos raaka-aineena on käytetty puhdistamolietettä.	<u>Stabiilisuusvaatimus:</u> CO ₂ -tuotto < 6 mg CO ₂ -C/g VS/d

3A5	Kalkkistabiloitu puhdistamoliete	Puhdistamoliete, jota on käsitelty kalkkistabiloimalla (pH > 12, vähintään 2 h). Tuotetta voidaan käyttää patteroituna maanparannusaineena esimerkiksi vilja- ja energiakasveille. Ei sovellu tuoreiden vihannesten, yrtti- ja juurimausteiden tai taimien tuotantoon, eikä kotipuutarhoihin. Varoaika 5 vuotta.	-
3A5	Mädätysjäännös	Hygienisoitu mädätysjäännös, joka on muodostunut mesofiilisessa tai termofiilisessa biokaasuprosessissa. Voi olla kuivattu. Tuotetta voidaan käyttää maanparannusaineena peltokäyttöön esimerkiksi vilja- ja energiakasveille. Ei sovellu tuoreiden vihannesten, yrtti- ja juurimausteiden tai taimien tuotantoon, eikä kotipuutarhoihin, jos raaka-aineena on käytetty puhdistamolietettä. Tällöin varoaika 5 vuotta.	-
3A5	Lahotettu puhdistamoliete	Stabiloitu puhdistamoliete, joka on muodostunut sivutuotteena termofiilisessä (esimerkiksi 55 oC, 10 h), aerobisessa lahotusprosessissa. Tuotetta voidaan käyttää maanparannusaineena peltokäyttöön esimerkiksi vilja- ja energiakasveille. Ei sovellu tuoreiden vihannesten, yrtti- ja juurimausteiden tai taimien tuotantoon, eikä kotipuutarhoihin. Varoaika 5 vuotta.	-
3A5	Kemiallisesti hapetettu puhdistamoliete	Kuivattu puhdistamoliete, joka on hygienisoitu kemiallisesti hydrolysoimalla (happo- ja vetyperoksidikäsittely). Tuotetta voidaan käyttää vilja- ja energiakasveille. Ei sovellu tuoreiden vihannesten, yrtti- tai juurimausteiden tai taimien tuotantoon, eikä kotipuutarhoihin. Varoaika 5 vuotta.	-

LIITE B: TURUN SEUDUN PUHDISTAMO OY:N LIETTEEN ANALYYSITULOKSIA TAMMIKUUSTA 2013 HUHTIKUUHUN 2015

Ravinteet	2014			2015		
	loka ^{a)}	marras ^{b)}	joulu ^{c)}	tammi ^{d)}	helmi ^{e)}	maalis ^{f)}
P_{kok.} (kg/m³)	4,5	4,6	3,8	4	4,1	4,5
P_{liuk.} (kg/m³)	0,029	0,04	0,046	0,046	0,056	0,028
N_{kok.} (kg/m³)	9,6	10	10	9	11	10
N_{liuk.} (kg/m³)	1,3	1,8	1,3	1	1,4	1,4
Ca (kg/m³)	1,9	2,2	2,3	2,3	2,4	2,3
K (kg/m³)	0,27	0,4	0,55	0,56	0,6	0,49
Mg (kg/m³)	0,27	0,36	0,46	0,5	0,49	0,43
B (kg/m³)	0,0012	0,0024	0,001	0,0023	0,0024	0,0017
Fe (kg/m³)	18	16	15	17	17	19
Al (kg/m³)	0,58	0,62	0,74	1,2	1	0,83
pH	6,1	6,3	6,4	6,7	6,6	6,6
TS (%)	22,3	20,1	21	20,9	21,5	21,3

^{a)}mukaillen lietetutkimustodistus 306–15–82 2015; ^{b)}mukaillen lietetutkimustodistus 306–15–827 2015;

^{c)}mukaillen lietetutkimustodistus 306–15–829 2015; ^{d)}mukaillen lietetutkimustodistus 306–15–1159;

^{e)}mukaillen lietetutkimustodistus 306–15–2345 2015; ^{f)}mukaillen lietetutkimustodistus 306–15–2346 2015).