



Aalto-yliopisto
Teknillinen korkeakoulu
Lahden keskus

IMMU- Paikallisilla teoilla ilmastonmuutoksen hillintään



Diplomityö
Pirjo Korhonen
2010

Rejektikaatopaikan kaasujen ja hajujen hallinta



Euroopan unioni
Euroopan aluekehitysrahasto

Vipuvoimaa
EU:lta
2007–2013

AALTO-YLIOPISTON TEKNILLINEN KORKEAKOULU
Insinööritieteiden ja arkkitehtuurin tiedekunta

DIPLOMITYÖN
TIIVISTELMÄ

Tekijä:	Pirjo Korhonen	
Diplomityö:	Rejektikaatopaikan kaasujen ja hajujen hallinta	
Päivämäärä:	7.10.2010	Sivujen määrä: 125
Professuuri:	Ympäristötekniikka	Koodi: Yhd-73
Valvoja:	Professori TkT Juha Kaila	
Ohjaajat:	Dosentti FT Petri Peltonen ja DI Antti Leiskallio	
Avainsanat:	Jätteenkäsittelyn rejektit, kaasuntuottotesti GB ₂₁ , kaatopaikkakaasut, metaanintuotto, olfaktometri, hajupitoisuudet, näytteenotto, rikkivety, haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC)	

Tämän työn tavoitteena oli selvittää kaatopaikalle loppusijoitukseen tulevien jätteenkäsittelyn rejektien ominaisuuksia niiden kaasuntuoton ja hajuhaittojen osalta. Työssä tarkasteltiin rakennus- ja purkujätteen sekä teollisuuden prosessijätteen mekaanisessa jätteenkäsittelyssä syntyneiden rejektien syntyprosesseja, kaatopaikkakelpoisuutta, kaasuntuottopotentiaalia ja syntyneiden kaasujen pitoisuuksia laboratorioolosuhteissa. Näytteenottosuunnitelma laadittiin standardin EN-14899 mukaisesti.

Tutkittavat rejektit olivat jätteen esilajittelussa syntyvä hyödyntämätön sekajäte eli hylky ja murskauksen jälkeisessä seulonnassa syntyvä seula-alite. Näytteenotto suoritettiin standardien mukaisesti harkinnanvaraisena otantana hylystä ja satunnais-otantana seula-alitteesta. Kaasuntuoton selvittämisessä käytettiin kaasuntuottotestiä GB₂₁ ja kaasun metaani-, hiilidioksidi-, hiilimonoksidi-, happi- ja rikkivetytitoisuuksien ja hajukaasujen määrittämistä varten erillistä kaasuntuoton koejärjestelyä. Kaasuntuottopotentiaali mitattiin syrjäytymismenetelmällä, kaatopaikkakaasut määritettiin kaatopaikkakaasuanalysaattorilla, haihtuvat orgaaniset yhdisteet tunnistettiin kemiallisella analyysillä ja hajupitoisuudet määritettiin aistinvaraisesti dynaamisella olfaktometrillä.

Molemmat tutkitut rejektit täyttivät nykyiset tavanomaisen kaatopaikan kelpoisuuden kriteerit kaksivaiheisen ravistelutestin tuloksen perusteella. Hylyn korkean orgaanisen hiilen määrän vuoksi sitä ei saa sijoittaa jätetäyttöön yhdessä kipsipohjaisen jätteen kanssa. Kaasuntuottotestissä GB₂₁ tulokset saatiin kolmesta eri näytetä ja ympäristä sisältäneistä reaktoreista. Hylyn kaasuntuotto oli 40.9 NI/kg kuiva-ainetta, seula-alitteen 4.7 NI/kg (ka.) ja rejektien sekoituksen 8.4 NI/kg (ka.). Kaatopaikkakaasuanalyyssissä keskimääräinen metaanipitoisuus oli hylyn tuottamassa kaasussa 31.1% (25.6 – 38.6%) ja hylyn ja ympin seoksen kaasussa 39.0 % (37.7 – 40.7 %). Rejektien sekoituksen tuottama kaasu sisälsi metaania keskimäärin 26.8 % (21.5 – 30.9 %) ja rikkivetyä 186,3 ppm (177 - > 200 ppm), mikä selittää sen korkeaa olfaktometrillä hajupitoisuutta (4200000 HY/m³). Tutkittujen rejektien tuottamista kaasuista tunnistettiin 53 haihtuvaa orgaanista yhdistettä, joista 11 ylitti hajukynnyksensä. Kaasuissa oli myös siloksaania, mikä yhdessä rikkivedyn kanssa haittaa kaatopaikkakaasun hyötykäyttöä. Haihtuvilla orgaanisilla yhdisteillä on todettu olevan terveydelle haitallisia vaikutuksia.

Jatkotutkimusta tarvitaan hylyn karakterisoimiseksi ja rejektien biohajoavuuden arvioimismenetelmistä, metaania ja hajuyhdisteitä hapettavasta päivittäispeittomateriaaleista ja niiden kustannuksista sekä niiden vaikutuksista rejektien hajoamiseen jätetäytön sisällä.

Author:	Pirjo Korhonen	
Thesis:	Management of reject landfill gases and odours	
Date:	7.10.2010	Number of pages: 125
Professorship:	Environmental Technology	Code: Yhd-73
Supervisor:	Juha Kaila, D.Sc.(Tech)	
Instructors:	Petri Peltonen, PhD ja Antti Leiskallio, M.Sc. (Eng.)	
Key Words:	construction and demolition (C&D) debris, industrial process waste, waste treatment processes, rejects, sampling, landfill gas production, fermentation test GB21, methane, hydrogen sulphide, odour, VOCs	
The aim of this study was to characterize rejects which are disposed of landfills. The studied rejects were unrecyclable materials (UM) and screening fines (SF) generated in mechanical treatment of industrial process waste and construction and demolition (C&D) debris. Broad sample preparation was executed according to European standard EN14899. The gas production, the main components of gas and concentration of volatile organic compounds (VOCs) were defined by laboratory tests and analytical methods. The studied rejects achieved the criteria for acceptance at non-hazardous landfill by compliance test. However, the amount of total organic carbon (TOC 60 w-%) and dissolved organic carbon (DOC 2600 mg/kg dry matter) in UM exceeded the acceptance limits, due to which, it should not be disposed of in the same cell with gypsum-based materials. The high TOC and DOC values were due to the biodegradable materials and plastics in UM. The gas production rates by the fermentation test (GB₂₁) were 40.9 NL/kg dry matter for UM with inoculation and 4.7 NL/kg dry matter for SF with inoculation, while mixture of rejects with inoculation generated gas 8.4 NL/kg dry matter. In landfill gas (LFG) generation test the average concentrations of methane (CH₄) and carbon dioxide (CO₂) for UM were 31.1 % and 24.9% , for UM with inoculation 39.0 % and 39.1 % and for mixture with inoculation 26.8 % and 27.2% , respectively. The concentration of hydrogen sulphide (H₂S) in the gas from the mixture of rejects with inoculation was relatively high, 186,3 ppm. Altogether 53 different VOCs were identified in LFG samples, and 11 of these exceeded their odour threshold (OT). In addition to H₂S, the gas from the mixture with inoculation comprised other odorous reduced sulphur compounds (RSC) that together explained the high odour concentration of the gas, 4 200 000 OU/m³, as determined by dynamic olfactometry. All samples contained octamethylcyclotetrasiloxane (D4) which may pose problems in the utilization of LFG. Many VOCs have been found to have harmful effects on the health of workers at landfill and on the residents of the proximate neighbourhood. Future research is needed for the characterisation of the rejects, for sampling methods of heterogeneous recyclable materials, and for daily cover materials to reduce methane and odour fluxes at operating landfill.		

ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty Aalto yliopiston Lahden keskuksen IMMU-hankkeeseen. Hankkeen tavoitteena on tuottaa tutkimus- ja selvitysaineistoa paikallisen ilmastomuutoksen hillintään liittyvien päätösten ja toimenpiteiden tueksi. Diplomityössä kuvataan kaatopaikoille sijoitettavien jätteenkäsittelyn jäännösjakeiden eli rejektien ominaisuuksia, joiden perusteella arvioidaan loppusijoitettavien rejektien hajoamisesta syntyvän metaanin määrää sekä hajuhaittojen aiheuttajia. Työn ohjaajina toimivat Aalto-yliopiston teknillisestä korkeakoulusta dosentti Petri Peltonen ja Päijät-Hämeen Jätehuolto Oy:stä DI Antti Leiskallio. Esitän molemmille ohjaajille kiitokset saamistani neuvoista ja kommenteista.

Haluan kiittää diplomityön valvojaa professori Juha Kailaa ohjeista ja kannustuksesta työn loppuunsaattamiseksi.

Kiitos IMMU-hankkeen projektipäällikkö Reetta Jänikselle kommenteista ja tekstiin liittyvistä ehdotuksista. Kiitän myös Päijät-Hämeen Jätehuolto Oy:n Kujalan jätekeskuksen henkilökuntaa saamastani avusta näytteiden otossa sekä Ramboll Analytics Oy:n henkilökuntaa ohjauksesta ja avusta laboratoriokokeiden järjestämisessä ja tulosten tulkinnassa.

Suuri kiitos IMMU-hankkeelle ja Päijät-Hämeen Jätehuolto Oy:lle saamastani taloudellisesta tuesta, mikä mahdollisti tämän diplomityön valmistumisen.

Kiitos läheisille ja ystäville kannustuksesta ja tuesta.

Lahdessa Pirjon päivänä 2010

Pirjo Korhonen

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ.....	3
ABSTRACT	4
ALKUSANAT	5
KUVALUETTELO	8
TAULUKKOLUETTELO.....	9
LYHENTEET	10
MÄÄRITELMÄT	13
1 JOHDANTO.....	14
1.1 Tutkimuksen tausta.....	14
1.2 Tutkimusongelma	16
1.3 Tutkimuksen tavoitteet ja rajaus.....	16
2 KAASUJEN TUOTTO KAATOPAIKOILLA	17
2.1 Jätejakeiden kaasuntuotto.....	18
2.1.1 Metaanintuottoon vaikuttavat olosuhteet	22
2.1.2 Jätejakeiden metaanintuottopotentiaali	24
2.1.3 Jätteen biohajoavuuden testausmenetelmiä.....	33
2.2 Hajua tuottavat kaatopaikkakaasut	37
2.2.1 Hajun ja hajua tuottavien kaasujen määrittäminen.....	38
2.2.2 Hajua tuottavat yhdisteet kaatopaikoilla	41
2.3 Jätetäytön olosuhteiden vaikutus hajukaasujen tuotantoon.....	44
2.4 Metaanin ja hajuyhdisteiden hallinta	45
3 MEKAANISEN JÄTTEENKÄSITTELYN REJEKTIT.....	46
3.1 Jätteen mekaanisen käsittelyn prosessit jätteenkäsittelylaitoksilla.....	47
3.2 Tutkittavien rejektien syntyprosessit	48
4 TUTKIMUSAINEISTO JA TUTKIMUSMENETELMÄT	51
4.1 Tutkimuksen toteutus.....	53
4.1.1 Harkinnanvarainen otanta hylystä	53
4.1.2 Satunnaisotanta seula-alitteesta	58
4.1.3 Hyllyn ja seula-alitteen laboratorionäytteen käsittely laboratoriossa	61
4.2 Tutkimusmenetelmät	63
4.2.1 Kaatopaikkakelpoisuustesti.....	63
4.2.2 Kaasuntuottotesti GB21	64
4.2.3 Kaatopaikkakaasuanalyysi	66
4.2.4 Hajumäärittäminen olfaktometrisesti.....	67
4.2.5 Hajukaasujen tunnistus ja niiden pitoisuudet	68
5 TUTKIMUSTULOKSET	69
5.1 Kaatopaikkakelpoisuustestit.....	69
5.2 Loppusijoitettavien rejektien kaatopaikkakaasut ja hajut	71
5.2.1 Kaasuntuottotesti GB21	72
5.2.2 Kaatopaikkakaasut.....	75
5.2.3 Hajut ja hajukaasujen pitoisuudet.....	79
6 TULOSTEN ANALYSOINTI JA POHDINTA	83

6.1	Loppusijoitettavien rejektien syntyprosessit	84
6.2	Näytteenotto	85
6.3	Tutkittujen rejektien kaatopaikkakelpoisuus.....	86
6.4	Tutkittujen rejektien kaasuntuotto	87
6.5	Tutkittujen rejektien hajut.....	91
7	JOHTOPÄÄTÖKSET	93
8	SUOSITUKSET	95
	LÄHTEET.....	97

LIITTEET

Liite 1. Näytteenottosuunnitelma	104
Liite 2. Näytteenottoraportti – hylky.....	110
Liite 3. Näytteenottoraportti – seula-alite.....	112
Liite 4. Kuvaliite näytteiden otosta	114
Liite 5. Kaasunäytteistä tunnistetut haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC) ja niiden pitoisuudet eri näytteissä.	124

KUVALUETTELO

Kuva 1. Kaatopaikkakaasut jätetäytön hajoamisen vaiheissa (Tchobanoglous et al. 1993, s. 385).	18
Kuva 2. Metaanintuotannon päävaiheet: 1= hydrolyysi, 2= happokäyminen, 3= β -hapetus, 4= asetogeneesi, 5= asetaatin hapetus, 6= metanogeneesi. (Insam et al. 2010, s. 10)	19
Kuva 3. Kaatopaikkaveden ominaisuudet jätetäytön hajoamisen vaiheissa. (Tchobanoglous et al. 1993, s. 385).	21
Kuva 4. Kaasuntuotannon kolmikulmio. (Kumar et al. 2004)	31
Kuva 5. Loppusijoitettavia rejektejä tuottavat jätteenkäsittelyn yksikköprosessit.	48
Kuva 6. Teollisuuden prosessijätteen sekä rakennus- ja purkujätteen käsittelyssä syntyvää kellutusalitetta.	50
Kuva 7. Näytteenoton suunnittelun pääelementit SFS-EN 14899 standardin mukaan.	52
Kuva 8. Hylkyerä ennen sekoitusta.	53
Kuva 9. Hylkyerän sekoittaminen aumaksi.	54
Kuva 10. Hylyn harkinnanvaraisen näytteenoton prosessikaavio.	57
Kuva 11. Tutkittava seula-alite.	58
Kuva 12. Seula-alitteen satunnaisotannan näytteenottokaavio.	59
Kuva 13. Hylyn sisältämät materiaalit jaettuna eri jäteryhmiin (t-%).	60
Kuva 14. Seula-alitennäytteen käsittelyprosessit laboratoriossa analyysijä varten.	61
Kuva 15. Hylyn näytteen käsittelyn vaiheet laboratoriossa analyysijä varten.	62
Kuva 16. Hylyn näytteen käsittely kaatopaikkakaasuanalyysiä varten.	63
Kuva 17. Kaasuntuottoa 12. päivänä reaktorin valmistamisesta.	66
Kuva 18. Kaasunkeräysnäytepussin kiinnitys kaatopaikkakaasun koeastiaan.	67
Kuva 19. Hajumäärittäminen olfaktometrisesti.	68
Kuva 20. Kaasuntuottotesti GB21 kaasuntuotot normilitroin kuiva-ainekiloa kohden sekä koetilan lämpötila 21 päivän aikana.	73
Kuva 21. Kaatopaikkakaasun reaktoreiden pH-arvot kokeen alussa ja lopussa sekä mitattu kaasuntuotto normilitroina.	78
Kuva 22. Metaanin ja rikkivedyn pitoisuudet kaatopaikkakaasuissa.	78
Kuva 23. Kolmen kaasunäytteen spektrit aikaväliltä 22.54 – 26.46.	81
Kuva 24. Murskauksessa sulanutta kumia.	86
Kuva 25. Reaktoripullossa olevan näytteen väri 21. päivänä.	89
Kuva 26. Rejektikaatopaikalle sijoitetun hylyn aiheuttamat metaanipäästöt laskettuna IPCC:n laskennallisella mallilla kahdella eri k-parametrin arvolla.	91

TAULUKKOLUETTELO

Taulukko 1. Kaatopaikan tyyppin vaikutus metaanintuottoon. (IPCC 2006).....	25
Taulukko 2. Eri jätejakeiden biokemiallisesti hajoavan orgaanisen hiilen osuus (DOC), p- % (Jouko Petäjä, SYKE) (Tuhkanen 2002)	28
Taulukko 3. Eri jätejakeiden puoliintumisaikat ($t_{1/2}$) vuosina (IPCC 2006, s.3.18)	29
Taulukko 4. Yhteenveto jätemateriaalin biohajoavuuden määrittämiseen käytetyistä testeistä. (Heerenklage & Stegmann 2005)	35
Taulukko 5. Saksassa käytössä olevat biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoituksen kriteerit. (Fricke et al. 2005).....	36
Taulukko 6. Yhdyskuntajätteen kaatopaikkakaasun koostumus. (Tchobanoglous et al. 1993, s.382)	37
Taulukko 7. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden osuudet ja pitoisuudet turkkilaisella kaatopaikalla vuonna 2005. (Dincer et al. 2006).....	42
Taulukko 8. Kaatopaikkakaasun 15 eniten hajua tuottavaa yhdistettä ja niiden hajukynnykset. (Hurst et al. 2004).....	43
Taulukko 9. Hylystä lajitellut jakeet ja niiden tilavuusosuudet ryhmiteltynä eri jätejakeisiin.....	56
Taulukko 10. Kaasuntuottotestin eri reaktorien materiaalit.	65
Taulukko 11. Tutkittujen rejektien 2-vaiheisen ravistelutestin tulokset ja valtioneuvoston asetuksen raja-arvot tavanomaisen jätteen kaatopaikalle	70
Taulukko 12. Seula-alitteen ja hyllyn kaatopaikkakelpoisuustestin kokonaispitoisuudet. ...	71
Taulukko 13. Kaasuntuottotestin GB21 reaktorien pH kokeen alussa ja lopussa sekä mitattu kaasuntuotto 21. ja 30. päivänä kokeen alusta.....	74
Taulukko 14. Hylkyä sisältävien reaktoreiden kaasuntuotto GB21 ja kaatopaikkakaasujen (KPK) määrä ja koostumus.	76
Taulukko 15. Kaatopaikkakaasuanalyysin tulokset 24. päivänä ja reaktoreiden pH koejärjestelyn alussa ja lopussa 28. päivänä kokeen alusta	76
Taulukko 16. Tunnistettujen yhdisteiden määrä eri kaasunäytteissä.....	81
Taulukko 17. Hajukynnyksen ylittäneiden haihtuvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuudet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), hajukynnykset ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja hajun kuvaus.	83
Taulukko 18. Tutkitun seula-alitteen tulosten vertailu toisten jätteenkäsittelylaitosten seula-alitteista tehtyihin kaatopaikkakelpoisuustestien tuloksiin ja kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvoihin.	87
Taulukko 19. Tutkittujen rejektien tuottaman kaasun olfaktometrinen hajupitoisuus, rikkivetypitoisuus, teoreettinen hajupitoisuus ja TVOC.....	92

LYHENTEET

A	metaanin tuoton vuosittaisten laskennallisten arvojen summauksen normaustekijä, $A = \frac{(1 - e^{-k})}{k}$
ANC	acid-neutralization capacity eli haponneutralointikapasiteetti
AT ₄	Respiration activity in 4 days eli hengitysaktiivisuustesti 4 päivän aikana, kuvaa aineen biohajoavuutta
BOD	biologinen hapen kulutus
CaSO ₄	kalsiumsulfaatti
CH ₄	metaani
CH ₃ COOH	etikkahappo
CO	hiilimonoksidi eli häkä
CO ₂	hiilidioksidi
COD	kemiallinen hapen kulutus
DMS	dimetyylisulfidi
DMDS	dimetyylidisulfidi
DOC	dissolved organic carbon eli liennut orgaaninen hiili
DOC _F	kaatopaikkakaasuksi muuttuvan orgaanisen hiilen osuus
DRI	the Dynamic Respiration Index eli dynaaminen hengitysindeksi, kuvaa aineen biohajoavuutta
EEA	European Environment Agency eli Euroopan ympäristökeskus
EU	Euroopan Unioni
F	hiilenä laskettavan metaanin osuus kaatopaikkakaasun sisältämästä hiilestä
FeS	rautasulfidi
FOD	First Order Decay, aikakäyttäytymisen huomioiva metaanintuotto-potentiaalin laskennallinen malli
G _{CH₄} (t)	kaatopaikan jätekerroksissa syntyvän metaanin määrä vuonna t
GB ₂₁	anaerobinen fermentaatiotesti 21 päivän aikana, kuvaa aineen kaasun-tuottoa
GC	Gas-chromatograph eli kaasukromatogrammi
GPS	Global positioning system eli satelliittipaikannusjärjestelmä

GS ₂₁	Gas production sum in 21 days eli anaerobinen inkubointitesti 21 päivän aikana, kuvaa aineen kaasuntuottoa
REF	Recovered Fuel, syntypaikalla lajitellusta ja erilliskerätystä kuivajätteestä valmistettu kierrätyspolttoaine
H ₂	vety kaasuna
H ₂ O	vesi
H ₂ S	rikkivety
ICP-MS	induktiivisesti kytketty plasma massaspektrometri
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change, Hallitustenvälinen ilmastonmuutospaneeli
ISS	Induction Sorting System eli induktioon perustuva lajittelu
IR	infra red eli infrapuna
k	metaanin syntynopeus, (1/a), vaihtelee jätejakeittain ($k = \ln 2 / t_{1/2}$, missä $t_{1/2}$ on jätejakeen puoliintumisaika)
KHK	kasvihuonekaasu
KPK	kaatopaikkakaasu
Lo(x)	metaanin tuottopotentialiaali
L/S ₂	liukoisuustestin nesteen ja kuiva-aineen suhde = 2
L/S ₁₀	liukoisuustestin nesteen ja kuiva-aineen suhde = 10
MB	mechanical-biological eli mekaanis-biologinen
M(x)	kaatopaikalle sijoitetun jätteen määrä vuonan x
MCF(x)	Methane Correction Factor, kaatopaikan täyttötavasta riippuva metaanintuoton korjaustekijä, metaanin tuottopotentialin laskennallisen mallin parametri
MIBC	Methyl isobutyl carbinol, uppokellutuksessa käytettävä vaahdotusaine
MS	Mass-spectrometry eli massaspektrometri
MTM	Modified Triangular Method, metaanipäästöjen arviointimenetelmä
N ₂	tyyppikaasu
NH ₃	ammoniakki
Nl	normilitra, kaasun tilavuus normaali olosuhteissa (0 °C = 273,15 K ja 1 atm = 101,325 kPa)
NMVOC	Non-methane volatile organic compounds eli metaanittomat haihtuvat orgaaniset yhdisteet
NO ₃ ⁻	nitraatti

O ₂	happi kaasuna
ORP	hapetus-pelkistymispotentiaali
OX	kaatopaikan pintakerroksessa hapettuvan metaanin osuus
PET	polyeteenitereftalaatti, muovi
pH	pH-arvo kuvaa aineen happamuutta logaritmisella asteikolla, arvo vaihtelee välillä 0 – 14 (hapan – emäksinen)
ppb	parts per billion, tilavuuden miljardisosa, tilavuusosuuden yksikkö
ppm	parts per million, tilavuuden miljoonasosa, tilavuusosuuden yksikkö
PVC	polyvinyylikloridi, vinyylikloridia polymeroimalla valmistettu muovi
R(t)	talteenotettu metaanin määrä vuonan t
SO ₃ ²⁻	sulfaatti
SRB	Sulfate-reducing bacteria eli rikkiä pelkistävä bakteeri
SYKE	Suomen ympäristökeskus
t ₀	metaanintuottopotentialin laskennan aloitusvuosi
TD-GC-MS	kaksoisdesorptio-kaasukromatogrammi-massaspektrometri, käytetään kaasunäytteen kemiallisessa analyysissä
TOC	Total organic carbon eli orgaanisen hiilen kokonaismäärä
TS	Total solids eli kiintoaineen kokonaismäärä, kuiva-aine
TVOC	Total volatile organic compounds eli haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaismäärä
VFA	Volatile fatty acids eli vapaat haihtuvat rasvahapot
VOC	Volatile organic compound eli haihtuva orgaaninen yhdiste
w/w	weight in weight, kuvaa liuosta prosentteina, kun liuottimen tilavuus vastaa sen painoa (1 ml vettä painaa 1 g)
WHC	Water holding capacity eli vedenpidätyskapasiteetti

MÄÄRITELMÄT

Adsorptio	atomien, molekyylien, hiukkasten tms. tarttuminen aineen pintaan
Akklimaatio	eliöstön totuttautuminen uuteen elinympäristöön
Aerobinen	hapellinen
Anaerobinen	hapoton
Asetogeneesi	etikkahappokäyminen, jossa happokäymisen tuotteet hapettuvat muun muassa etikkahapoksi ja hiilidioksidiksi hapettomissa olosuhteissa
β-oksidaatio	rasvahappojen hapettuminen
Desorptio	atomin, molekyylin, hiukkasen tms. irtoaminen aineen pinnalta
Diffuusio	pitoisuuseroon perustuva virtaus
Fermentaatio	happokäyminen hapettomissa olosuhteissa
Hajukynnys	hajua aiheuttavan yhdisteen pitoisuus ilmassa, jonka ihminen aistii hajuna
Hajupitoisuus	ilmaisee montako kertaa kaasua pitää laimentaa, että se olisi hajuton. Hajupitoisuus ilmaistaan hajuyksikköinä kuutiometrissä HY/m^3 (engl. odour units, ou/m^3)
Hydrolyysi	veden vaikutuksesta tapahtuva suurten molekyylien (biopolymeerit) hajoaminen pieni molekyyleiksi (monomeerit)
Hylky	mekaanisen jätteenkäsittelyn esilajittelun hyödyntämiskelvoton jäännösjae
Inhibiittori	biologista tai kemiallista reaktiota estävä tai hidastava tekijä
Inkubointi	reaktorin pitäminen tietyn lämpöisessä tilassa (esim. kaappi, huone)
Kellutusalite	mekaanisessa jätteenkäsittelyssä aineen tiheyteen perustuvassa erottelussa syntyvä hyödyntämiskelvoton jäännösjae
Lysimetri	vesikeräin, joka voidaan täyttää tutkittavalla materiaalilla
Manometrinen	paineen muutokseen perustuva mittausmenetelmä
Metanogeneesi	metaanikäyminen, jossa syntyy metaania ja hiilidioksidia metaania tuottavien arkkien aineenvaihdunnan tuotteina
Milli-Q –vesi	laboratoriossa käytetty erikoispuhdas vesi, joka on tislattu ja ionivaihdettu
Olfaktometria	kaasun hajupitoisuuden määrittäminen aistinvaraisella menetelmällä noudattaen standardia SFS-EN 13725

Reaktio	kemiallinen ilmiö, jossa aineet vaikuttavat toisiinsa ja jossa kemiallisia yhdisteitä muodostuu ja/tai hajoaa
Reaktori	jatkuvatoiminen laite, joka on tarkoitettu jonkin reaktion aikaansaamiseen
Rejekti	jätteenkäsittelyssä syntyvä hyödyntämiskelvoton materiaali
Rejektikaatopaikka	kaatopaikka, jonne loppusijoitetaan pääasiassa mekaanisen ja biologisen jätteenkäsittelyn rejektejä
Seula-alite	mekaanisen jätteenkäsittelyn seulonnassa syntyvä jäännös
Sorptio	kemiallinen prosessi, jossa aine kulkeutuu tarttumalla toisen aineen pintaan (adsorptio) tai imeytymällä toiseen aineeseen (absorptio)
Stabiili	tila, jossa aine on vakaa/muuttumaton
Stabiilisuus	aineen ominaisuus, joka kuvaa sen vakautta/muuttumattomuutta
Viskositeetti	nesteen vapaata virtausta vastustava voima
Volumetrinen	tilavuuteen perustuva mittausmenetelmä

1 JOHDANTO

Euroopan Unionin pitkän aikavälin tavoitteena on, että EU:n alueesta kehittyy kierrätysyhteiskunta. Tavoitteeseen pyritään 6. ympäristöohjelman (2002 – 2012) mukaan vähentämällä sekä syntyvää jätettä että kaatopaikalle loppusijoitettavan jätteen määrää (EEA 2008). EU:n kaatopaikkadirektiivi (1999/31/EY) edellyttää kaatopaikoille sijoitettavan biohajoavan jätteen vähentämistä 75 prosentilla vuoden 2005 tasosta vuoteen 2016 mennessä. Tavoitteena on kaatopaikkakaasupäästöjen vähentäminen ilmastonmuutoksen hillitsemiseksi ja hajuhaittojen ehkäisemiseksi. Lisäksi direktiivissä edellytetään kaatopaikkakaasujen hallinnan järjestämistä kaatopaikoilla. Valtioneuvoston päätökset kaatopaikoista (861/1997) ja kaatopaikoista annetun valtioneuvoston päätöksen muuttamiseksi (1049/1999) edellyttävät, ettei kaatopaikoille saa sijoittaa esikäsittelemätöntä jätettä. Suomessa ollaan uudistamassa jätelakia vastaamaan EU:n jätehuollon tehostamisen vaatimuksia. Ympäristöministeriön asettaman BIOEN-työryhmän yksi toimenpide-ehdotus biohajoavan jätteen energiakäytön edistämiseksi on asettaa biohajoavalle jätteelle kaatopaikkakielto, mikä edellyttää jätteen biohajoavan osuuden määrittämistä ennen kaatopaikkasijoitus päätöstä (YM 2010).

Näiden vaatimusten toteuttaminen edellyttää ensisijaisesti jätteiden sisältämien materiaalien talteenottoa ja hyötykäyttöä neitseellisten raaka-aineiden korvaajina ja toissijaisesti energiantuotannon polttoaineena. Jätteen käsittelystä ja kierrätyksestä syntyy kuitenkin jäännösjakeita, ns. rejektejä, jotka kierrätysyhteiskunnan periaatteiden mukaisesti tulee haitattomasti palauttaa luontoon, mikä usein tarkoittaa loppusijoittamista kaatopaikoille. Tämän seurauksena tulevaisuuden kaatopaikat tulevat olemaan rejektikaatopaikkoja. Loppusijoitettavien rejektien käyttäytymisestä jätetäytössä ja niiden tuottamien kaatopaikkakaasujen ominaisuuksia on vain vähän tutkittu.

1.1 Tutkimuksen tausta

Vuosina 2002 – 2005 selvitettiin mekaanisesti ja mekaanis-biologisesti käsitellyn seulaalitteiden kaatopaikkasijoittamisen erityispiirteitä ja ympäristökuormituspotentiaalia

kenttäkokeilla ja laboratoriotutkimuksilla. Hankkeen tavoitteen oli kehittää menetelmiä jätetäytön monitorointiin, hallintaan ja päästöjen vähentämiseen. Hankkeessa vertailtiin mekaanisen käsittelyn ja mekaanis-biologisen käsittelyn seula-alitteiden metaani-, hiilidioksidi- ja typpioksiduulipäästöjä sekä suotoveden ominaisuuksia. Kenttätutkimuksen ja laboratoriotutkimusten mukaan mekaanisen käsittelyn seula-alitteen metaanipäästöt olivat suuremmat kuin mekaanis-biologisen käsittelyn seula-alitteen päästöt. Tutkimuksen mekaanisen käsittelyn seula-alitteenäyte oli REF-laitoksen erilliskerätyn yhdyskuntajätteen (kuiva- ja energiajäte) käsittelystä. Mekaanis-biologisen käsittelyn biologinen osa toteutettiin tunneli- ja aumakompostointina. (Sormunen et al 2005)

Kaatopaikalle sijoitetun biologisesti hajoavan jätteen anaerobisen hajoamisen tuloksena syntyy kaatopaikkakaasua. Kaatopaikkakaasu sisältää keskimäärin 45 - 60 % metaania (CH_4) ja 40 - 60 % hiilidioksidi (CO_2), jotka molemmat ovat värittömiä ja hajuttomia kasvihuonekaasuja. Metaanin ja hiilidioksidin lisäksi kaatopaikkakaasussa on mukana ammoniakkia (NH_3), hiilimonoksidia (CO), vetyä (H_2), rikkivetyä (H_2S), typpeä (N_2) ja happea (O_2) sekä useita muita kaasuja. (Tchobanoglous et al. 1993, s. 382)

Metaani on luonteeltaan kaksijakoinen kaasu. Toisaalta metaani on luonnonkaasun pääkaasu ja siten tärkeä energianlähde. Toisaalta metaani on hiilidioksidia 20 kertaa voimakkaampi kasvihuonekaasu johtuen sen kyvystä sitoa ilmakehässä lämpöä 100 vuoden ajanjaksolla korkean infrapunasäteilyn adsorptionkykynsä vuoksi. Metaanin elinikä ilmakehässä on 9 – 15 vuotta. (Plugge et al. 2010)

Kaatopaikkakaasussa olevia haisevia yhdisteitä ovat ammoniakki, rikkivety ja merkaptaanit, joiden hajukynnys on matala, esimerkiksi rikkivedyllä 0,4 – 5 ppb, metyylimerkaptaanilla 0,1-3 ppb ja rikkihiilellä 0,1 – 0,2 ppm. Edellä mainittujen lisäksi kaatopaikkakaasu sisältää pieninä pitoisuuksina useita muita hajua aiheuttavia haihtuvia orgaanisia yhdisteitä.

Ympäristöön leviävät hajut ovat yksi merkittävä ongelma jätteenkäsittelylaitoksilla ja kaatopaikoilla. Hajujen hallinta perustuu kaatopaikkakaasun hajua synnyttävien materiaalien tunnistamiseen ja hajua aiheuttavien yhdisteiden määrittämiseen. Hajua aiheuttavien yhdisteiden mittaamisen ongelma on niiden matala hajua aiheuttava pitoisuus

suhteessa mittaustekniikoiden havaitsemisrajaan. Yleisesti hajua aiheuttavia yhdisteitä ovat sulfidit, typpiyhdisteet, orgaaniset hapot, aldehydit ja ketonit. (Bruno et al. 2007)

1.2 Tutkimusongelma

Diplomityössä pyrittiin selvittämään, miten kaatopaikalle loppusijoitettavat kaupan, teollisuuden ja rakentamisen jätteiden jätteenkäsittelyn rejecktit syntyvät? Mitä ominaisuuksia näillä rejeckteillä on? Kuinka paljon metaania syntyy näiden rejecktien anaerobisessa hajoamisessa? Mitä hajukaasuja jätetäytössä syntyy, kun rejecktejä sijoitetaan täyttöön erilleen tai yhdessä? Mitä haittoja rejecktien loppusijoituksesta syntyvät hajukaasut aiheuttavat kaatopaikalla ja sen ympäristössä?

1.3 Tutkimuksen tavoitteet ja rajaus

Diplomityön tavoitteena on tuottaa perustietoa tulevaisuuden rejecktikaatopaikkojen kaasujen ja hajujen hallintaan selvittämällä loppusijoitettavien jätteenkäsittelyn tuottamien rejecktien koostumusta, kaasuntuottoa ja hajuja. Saatujen tietojen perusteella voidaan valita toimenpiteet, joilla estetään täyttövaiheen ja täyttövaiheen jälkeiset päästöt ja hajuhaitat.

Diplomityön osatavoitteita ovat:

- Loppusijoitettavia rejecktejä tuottavien jätteenkäsittelyprosessien kuvaaminen
- Loppusijoitettavien jätteenkäsittelystä syntyvien rejecktien karakterisointi
- Selvittää laboratoriotutkimuksin loppusijoitettavien kahden eri rejecktin sekä näiden sekoituksen reaktiotuotteena syntyvien kaasujen ominaisuuksia

Loppusijoitettavien rejecktien syntyprosessien kuvaaminen tuottaa tietoa jätteenkäsittelyn yksikköprosesseista ja niiden tuottamista hyödyntämiskelvottomista materiaaleista, jotka on haitattomasti loppusijoittava kaatopaikoille. Rejecktien karakterisoinnilla selvitetään loppusijoituksen ympäristövaikutuksia paikallisesti, alueellisesti ja globaalisti. Koejärjestelyillä ja laboratorioanalyysillä selvitetään

valittujen rejektien kaasuntuottoa, kaasun metaanipitoisuutta sekä hajua aiheuttavien yhdisteiden laatua ja määrää.

Diplomityön tulosten pohjalta voidaan suunnitella ja ajoittaa ennakoivat toimenpiteet kaatopaikan ympäristövaikutusten vähentämiseksi kuten jätteiden sijoittaminen jätetäyttöön niin, ettei loppusijoituksesta aiheudu päästöjä ilmakehään eikä hajuhaittoja kaatopaikan lähiympäristöön. Rejekteistä mahdollisesti syntyvien kaasujen hallinta tapahtuu joko kohdentamalla kaasujen keräys jätetäytön niille alueille, jossa tiedetään olevan kaasuntuottavia jätteitä, tai käyttämällä päästöjä vähentäviä peittomateriaaleja. Hajuntuottavien yhdisteiden osuus kaatopaikkakaasuissa on pieni, mutta hajujen hallinnalla hallitaan myös metaani- ja hiilidioksidipäästöjä ilmakehään.

Diplomityön teoriaosassa kuvataan kirjallisuuskatsaukseen perustuen metaania sisältävän kaatopaikkakaasun syntyminen ja siihen vaikuttavat olosuhteet kaatopaikoilla ja esitellään metaanintuottopotentialin arviointiin käytettyjä laskennallisia malleja. Lisäksi esitellään hajun määritykseen käytettyjä menetelmiä sekä kaatopaikkakaasuista tunnistettuja hajua tuottavia yhdisteitä ja niiden osuutta hajuhavaintoihin. Teoriaosassa esitetään jätteenkäsittelyn yksikköprosessit ja niissä syntyvät loppusijoitettavat jätteet. Diplomityön kokeellisessa osassa kuvataan tutkimusaineisto ja -menetelmät ja esitellään koejärjestelyjen ja laboratorioanalyysien tulokset. Lopuksi esitetään tulosten analysointi ja pohdinta, johtopäätökset ja suositukset metaani- ja hajupäästöjen hallintaan sekä jatkotutkimustarpeet.

Diplomityö on osa Päijät-Hämeen alueella käynnissä olevaa IMMU ”Paikallisilla teoilla ilmastonmuutoksen hillintään” – hanketta. Hankkeessa selvitetään konkreettisia keinoja ilmastonmuutoksen hillintään paikallisesti. Hankkeen selvitykset ja tutkimukset tukevat Lahden seudullisen ilmasto-ohjelman tekemistä ja kehittämistä

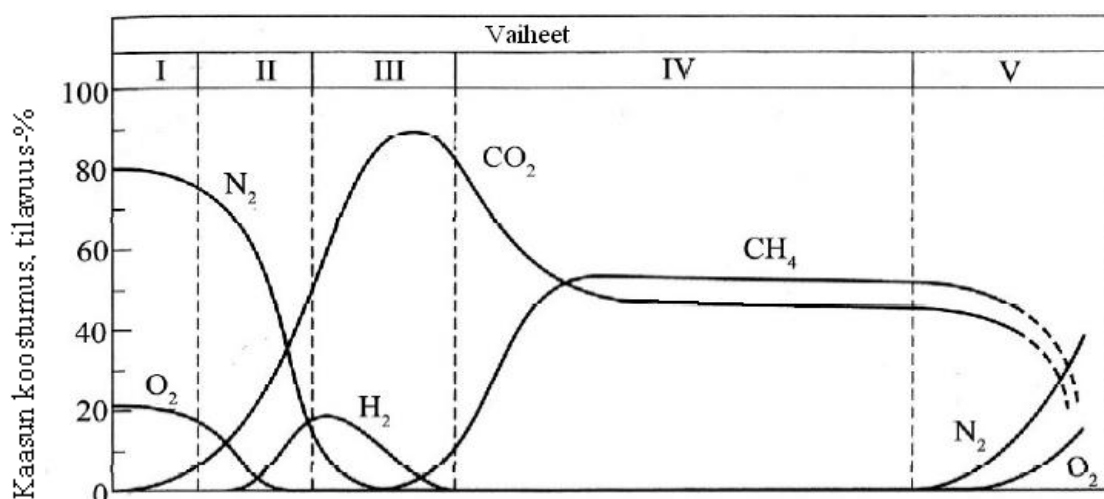
2 KAASUJEN TUOTTO KAASTOPAIKOILLA

Kaatopaikoille loppusijoitetun jätteen orgaaninen aine alkaa hajota heti sijoituksen jälkeen. Jätetäytössä tapahtuu biologisia, kemiallisia ja fysikaalisia prosesseja, joissa tapahtuu aineiden muuntumista ja kulkeutumista jätetäytön sisällä ja jätetäytön

ulkopuolelle. Näiden prosessien reaktioloppuotteina syntyy kaasuja ja muita yhdisteitä, jotka joko jäävät jätetäyttöön tai poistuvat sieltä kaasuna ilmakehään ja liuenneina suotoveteen. Orgaanisen aineen hajotessa hapettomissa olosuhteissa syntyy kaatopaikkakaasua, joka sisältää keskimäärin 45 – 60 % metaania (CH_4), 40–60 % hiilidioksidia (CO_2), 2-5 % typpeä (N_2) sekä < 1 % rikkivetyä (H_2S), happea (O_2) ja pieniä määriä muita kaasuja (Tchobanoglous et al, 1993).

2.1 Jätejakeiden kaasuntuotto

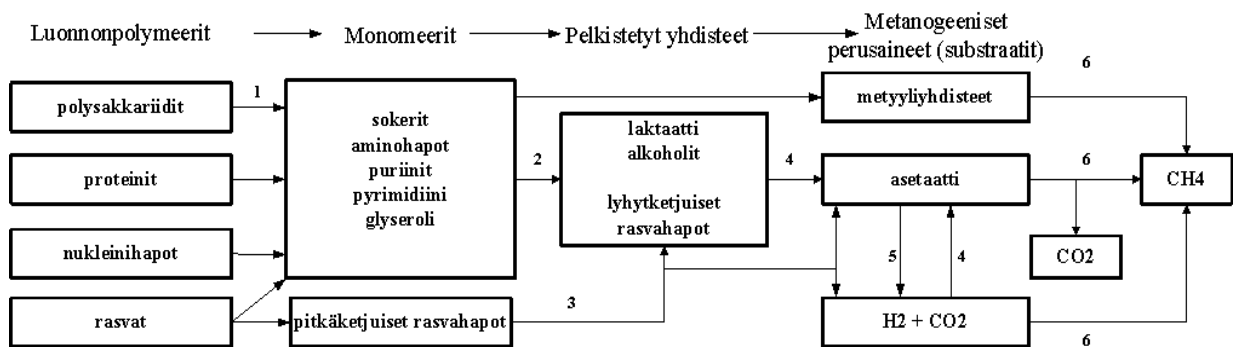
Tchobanoglous et al. (1993) jakaa kaatopaikan hajoamis- ja stabiloitumisprosessit viiteen vaiheeseen: I Aerobinen vaihe, II Siirtymävaihe, III Happovaihe, IV Metaanintuottovaihe ja V Kypsymisvaihe. Kuvassa 1 on esitetty eri vaiheissa syntyvien kaasujen koostumus tilavuusprosentteina.



Kuva 1. Kaatopaikkakaasut jätetäytön hajoamisen vaiheissa (Tchobanoglous et al. 1993, s. 385).

Aerobinen vaihe alkaa välittömästi kaatopaikalle sijoituksen jälkeen ja jätteen aerobinen hajoaminen jatkuu kunnes täyttöön jäänyt ilman happi on kulutettu loppuun. Aerobisen vaiheen mikrobitoiminnan lopputuotteena syntyy hiilidioksidia CO_2 , joka esiintyy täytössä sekä kaasuna että liuenneena suotoveteen. Siirtymävaiheessa anaerobiset olosuhteet alkavat kehittyä hapen loputtua. Tällöin jätetäytössä olevat nitraatti ja sulfaatti pelkistyvät typpikaasuksi ja rikkivedyksi. (Tchobanoglous et al. 1993, s. 384-385)

Vaiheiden II - III metaania tuottavien mikrobien määrä ja aktiivisuus lisääntyy ja niiden aineenvaihdunnan tuloksena jätteen sisältämä orgaaninen biohajoava aines muuttuu kaatopaikkakaasun sisältämäksi metaaniksi ja hiilidioksidiksi hapettomissa olosuhteissa. Metaania tuottavassa mikrobien ravintoketjussa on usein esitetty olevan erotettavissa kolme päävaihetta: hydrolyysi, happoja tuottava vaihe ja anaerobinen hapetus sekä metaanintuottovaihe (Tchobanoglous et al. 1993; Themelis & Ulloa 2007; Plugge et al. 2010). Juanga (2005) ja Insam et al. (2010) erottavat metaanintuottoon johtavassa mikrobien ravintoketjussa etikkaa tuottavan vaiheen (acetogenesis), joka sijoittuu happovaiheen ja metaanintuottovaiheen väliin. Kuvassa 2 on esitetty metaania tuottavan mikrobien ravintoketjun päävaiheet.



Kuva 2. Metaanintuotannon päävaiheet: 1= hydrolyysi, 2= happokäyminen, 3=β-hapetus, 4= asetogeneesi, 5= asetaatin hapetus, 6= metanogeneesi. (Insam et al. 2010, s. 10)

Hydrolyysissä anaerobiset bakteerit ja sienet pilkkovat erittämillään entsyymeillä pitkäketjuisia orgaanisia yhdisteitä yksinkertaisimmiksi liukoisiksi yhdisteiksi saadakseen energiaa ja soluhiiltä. Polysakkaridien kuten selluloosan pilkkoutuminen monosakkarideiksi etenee hitaasti johtuen niiden heterogeenisestä rakenteesta. Myös proteiinien pilkkoutuminen peptideiksi ja aminohapoiksi tapahtuu hitaasti. Rasvojen pilkkoutuminen glyseriiniksi ja pitkäketjuisiksi rasvahapoiksi, kuten öljyhapoksi, steariinihapoksi tai palmitiinihapoksi, tapahtuu nopeammin. (Insam et al. 2010, s. 9-11)

Happokäymisessä bakteerit käyttävät tai hapettavat anaerobisesti hydrolyysissä syntyneet yksinkertaiset yhdisteet lyhytketjuisiksi rasvahapoiksi, alkoholeiksi, hiilidioksidiksi ja vedyksi, jotka ovat tärkeimpiä metaania tuottavien mikrobien käyttämiä yhdisteitä. Aminohappojen käymisessä syntyy asetaattia, propionaattia, ammoniakkia, hiilidioksidia ja vetyä sekä metyyliamiinia. Glyserolista syntyy edellisten lisäksi etanolia,

butyraattia, sukkiniaattia ja formaattia. Pitkäketjuiset rasvahapot hajoavat β -oksidatiossa lyhytketjuisiksi rasvahapoiksi. (Insam et al. 2010, s. 11-13)

Etikkaa tuottavassa vaiheessa asetogeeniset bakteerit hapettavat happokäymisessä syntyneitä alkoholeja, laktaatteja ja lyhytketjuisia rasvahappoja tuottaen asetaattia, formaattia, hiilidioksidia ja vetyä. Asetaatti (esim. etikkahappo) on metaanin tuotannon kannalta keskeinen mikrobien aineenvaihdunnan välituote, joita metaania tuottavat heterogeeniset arkit käyttävät energian lähteenään ja muodostavat metaania ja hiilidioksidia. (Insam et al. 2010, s. 14)

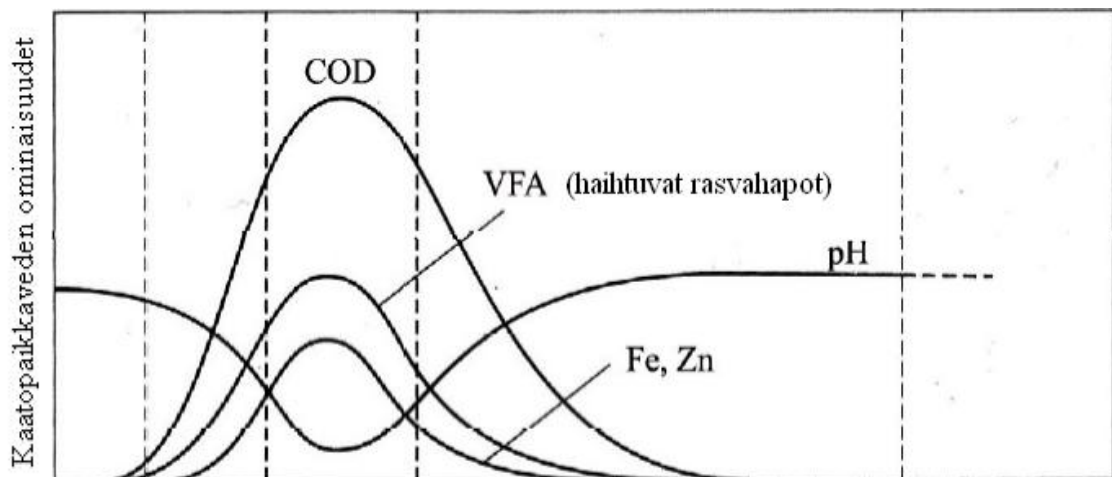
Metaanintuottovaiheessa eli metanogeneesissa metaania muodostuu asetaatista, vedystä, hiilidioksidista ja metyyliyhdisteistä kahdenlaisten metanogeenisten arkkien toimesta. Hiilidioksidia pelkistävät autotrofiset metanogeeniset arkit käyttävät vetyä elektronin vastaanottajana muodostettaessa metaania. Heterotrofiset metanogeeniset arkit käyttävät asetaattia, orgaanisia suoloja (formaatti) ja metyyliyhdisteitä aineenvaihdunnassaan, jolloin lopputuloksena syntyy metaania ja hiilidioksidia. Asetaatista muodostuu metanogeenisten arkkien aineenvaihdunnan seurauksena noin kaksi kolmasosaa orgaanisesta aineesta muodostuvasta metaanista. (Plugge et al. 2010)

Metaanintuoton kahden eri reitin reaktioyhtälöt:



Reaktiossa 1 hiilidioksidi ja vety reagoivat muodostaen metaania ja vettä. Reaktiossa 2 etikkahappo hajoaa metaaniksi ja hiilidioksidiksi. (Themelis & Ulloa 2007)

Käytännössä toimivilla kaatopaikoilla edellä esitetyt hajoamisen vaiheet tapahtuvat samanaikaisesti, kun täyttöön sijoitetaan erilaisia loppusijoitettavia jätteitä eri aikoina ja erilaisessa kosteudessa. Kuvassa 3 on esitetty kaatopaikan suotoveden ominaisuudet, joiden perusteella voidaan arvioida jätetäytön hajoamisen vaihe.



Kuva 3. Kaatopaikkaveden ominaisuudet jätetäytön hajoamisen vaiheissa. (Tchobanoglous et al. 1993, s. 385)

Metaanintuoton kannalta oleellista on seurata, milloin jätetäyttö on siirtymässä happovaiheesta metaanintuottovaiheeseen. Tarkkailtavia suotoveden ominaisuuksia ovat pH, kemiallinen hapen kulutus (COD), biologinen hapen kulutus (BOD), biologisen ja kemiallisen hapen kulutuksen suhde, sähkönjohtavuus, liukoiset raskasmetallit ja hapetus-pelkistyspotentialiaali (ORP).

Suotoveden pH laskee vaiheiden I – II aikana kohoavan hiilidioksidin ja happokäymisen tuottamien happojen vaikutuksesta, erityisesti vaiheessa III pH voi laskea alle 5:n. Suotoveden biologinen hapen kulutus, kemiallinen hapen kulutus ja sähkönjohtavuus kohoavat merkittävästi orgaanisten happojen liukenemisen vuoksi. Matalan pH:n vuoksi myös epäorgaanisia aineita kuten raskasmetalleja esiintyy suotovedessä. Vaiheen III aikana suotovedessä on runsaasti ravinteita, jotka voidaan palauttaa mikrobien ravinnoksi kierrättämällä suotovettä takaisin jätetäyttöön. Metaanintuottovaiheessa pH nousee neutraalille alueelle, kun mikrobit muuttavat happoja sekä vetykaasua metaaniksi ja hiilidioksidiksi (kts. reaktioyhtälöt 1 ja 2). Aktiivisen mikrobitoiminnan vuoksi BOD, COD ja sähkönjohtavuus alenevat sekä kohonneen pH:n vuoksi raskasmetallien määrä suotovedessä vähenee. (Tchobanoglous et al. 1993, s. 385-387)

2.1.1 Metaanintuottoon vaikuttavat olosuhteet

Metaania tuottaville anaerobisille mikrobeille on ominaista hidas kasvu, joten syntyvien kaasujen määrä riippuu suoraan niiden määrästä. Mikrobien määrään ja aktiivisuuteen vaikuttavat jätetäytössä olevan orgaanisen aineen määrän ja saatavuuden lisäksi jätetäytön olosuhteet. Anaerobiseen hajottamiseen osallistuvat mikrobit eroavat fysiologialtaan, ravintoainetarpeiltaan, kasvunopeudeltaan ja sopeutumiseltaan ympäröiviin olosuhteisiin. Kaatopaikkakaasun tuottoon ja koostumukseen vaikuttaa eri mikrobiryhmien välinen tasapaino ja saatavilla olevat yhdisteet. (Braun et al. 2010)

Kosteus

Metaanintuottoon johtava ravintoketju alkaa hydrolyysistä, jossa jätteen orgaaninen aine muuttuu liukoiksi aineiksi mikrobien käyttöön. Täytön sisäinen vesi toimii ravinteiden kuljettajana täytön sisällä. Mikrobien toiminnalle kosteuden tulee olla vähintään 20 – 30 % ja maksimaaliselle kaasuntuotolle optimaalinen kosteus on 50 – 75 %. Jos kosteus jätetäytössä nousee liian korkeaksi, kiihdyttää se happojen muodostumista ja laskee pH:ta. (Kettunen 2006). Käytössä olevien kaatopaikkojen jätetäytön kosteuteen vaikuttavat sijoitettavien jätteiden kosteus, sadanta ja valuma (Garg et al. 2006). Myös suoto-veden kierrätys takasin jätetäyttöön lisää kosteutta.

Lämpötila

Mikrobien aktiivisuuteen vaikuttaa kosteuden lisäksi lämpötila siten, että niiden aktiivisuus kaksinkertaistuu lämpötilan noustessa 10° C. Kaasuntuotolle optimaalinen lämpötila on 55 - 70 °C. Jätetäytön sisäiseen lämpötilaan vaikuttaa jätetäytön paksuus. Syvällä täytössä lämpötilan vaihtelu vuodenaikojen mukaan on vähäistä. (Garg et al. 2006). Lämpötilan vaikutuksesta nesteen viskositeetti alenee, jolloin sen liikkuvuus ja kyky kuljettaa ravinteita jätetäytössä tehostuu.

pH

Hajoamisen eri vaiheissa jätetäytön pH vaihtelee mikrobien toiminnan välituotteiden mukaan ja pH:n vaihteluväli voi olla suuri. Aerobisessa hajoamisessa ja siirtymävaiheessa syntyy hiilidioksidia, josta osa liukenee jätetäytössä olevaan veteen ja laskee sen pH:ta (Tchobanoglous et al. 1993). Hydrolyysissä orgaanisen aineen hajoaminen ja happovaiheessa syntyvät orgaaniset hapot laskevat pH:ta edelleen (kuva 3). Orgaanisen aineen hajoaminen perustuu mikrobien erittämiin entsyymeihin ja pH:n laskiessa alle 5.5 näiden mikrobien kasvu estyy. Suurin osa syntyvästä metaanista on peräisin selluloosasta tai hemiselluloosasta, joita pilkkovien sellulaasientsyymien optimi pH vaihtelee 4.8 – 9.4 välillä (Marttinen et al., 2000). Metaanintuottovaiheessa pH nousee happamasta neutraalille tasolle ja saavutetaan mikrobien kasvun kannalta optimaalisen pH-arvon 6.5 – 7.5 (Tchobanoglous et al.1993; Liu et al. 2007; Behera et al. 2010).

Jätteen ominaisuudet

Jätetäytön jätteiden ominaisuudet kuten partikkelikoko ja ligniinipitoisuus vaikuttavat syntyvän metaanin määrään ja syntynopeuteen. Partikkelikoon pienentäminen lisää mikrobien käytettävissä olevaa pinta-alaa ja siten kiihdyttää orgaanisen aineen hajotamista hydrolyysivaiheessa. Marttinen et al. (2000) esittämien tutkimusten mukaan jättepartikkelin koon ollessa 25 – 35 cm syntyy enemmän metaania kuin alle 15 cm partikkelikoolla johtuen siitä, että suurempi partikkelikoko hidastaa hydrolyysiä, jolloin happovaiheen välituotteiden määrä ei nouse metaania tuottavien mikrobien kannalta haitalliselle tasolle.

Puuta tai puumassaa sisältävien materiaalien biohajoavuuteen vaikuttaa niiden sisältämä ligniini siten, että mitä suurempi ligniinin osuus jätteessä on sitä pienempi on sen biohajoavuus. Esimerkiksi pahvin ja sanomalehden orgaanisen aineen määrä on korkea, mutta niiden biohajoavuus on matala johtuen suhteellisen korkeasta ligniinipitoisuudesta, joka pahvilla on 12.9% ja sanomalehdellä 21.9% orgaanisen aineksen määrästä. (Tchobanoglous et al. 1993, s. 88-89)

Metaanintuottoa inhiboivat olosuhteet

Metaania syntyy anaerobisen hajoamisen lopputuotteena, joten hapen läsnäolo toimii metaanintuoton inhibiittorina. Aerobisessa vaiheessa jätetäyttyöön jäänyt ilman sisältämä happi kulutetaan loppuun ja siirtymävaiheessa mikrobit saavat tarvitsemansa hapen pelkistämällä happea sisältäviä yhdisteitä kuten nitraattia (NO_3^-) ja sulfaattia (SO_4^{2-}) typpikaasuksi ja rikkivedyksi, jolloin hapetus-pelkistymispotentiaali (ORP) vaihtelee -50 mV ja -100 mV välillä. Metaanintuoton kannalta hapetus-pelkistymispotentiaalin tulee olla -150 mV ja -300mV välillä. (Tchobanoglous et al. 1993;Kumar et al. 2004)

Metaanintuottoon johtava ravintoketju muodostuu monimuotoisten mikrobien ravintoketjusta, jossa on useita välituotteita. Epätasapaino happoja tuottavien ja metaania tuottavien mikrobien välillä vähentää metaanintuotantoa, kun mikrobien tuottamia väliaineita kuten haihtuvia rasvahappoja, ammoniakkia tai rikkivetyä kumuloituu jätetäyttyöön. Proteiinien hajoamisessa syntyy ammoniakkia (NH_3), jota metaania tuottavat mikrobit sietävät heikosti, jos ammoniakkipitoisuus nousee yli 128 – 330 mg litrassa. (Braun et al. 2010). Korkea ammoniakkipitoisuus (1500 mg/L) nostaa jätetäytön pH:n metaania tuottavien mikrobien kannalta toksiselle tasolle (Juanga 2005).

Osa anaerobisista bakteereista kilpailee metaania tuottavien arkkien kanssa ravinteista kuten sulfaatista. Rikkiä pelkistävät bakteerit (SRB, sulphur-reducing bacteria) käyttävät jätetäyttyössä olevaa liukoista sulfaattia, jolloin syntyy rikkivetyä (H_2S) ja muita rikkiyhdisteitä. Rikkivedyllä on inhiboiva vaikutus useisiin mikrobiryhmiin, jolloin metaanintuotto laskee. (Braun et al. 2010)

2.1.2 Jätejakeiden metaanintuottopotentiaali

Jätejakeen metaanintuottopotentiaalilla tarkoitetaan kaatopaikalle sijoitettavien biohajoavien jätejakeiden anaerobisen hajoamisen seurauksena syntyvien kaatopaikkakaasujen määrän laskennallista arviota. Kaatopaikkakaasupäästöjen arviointimalleja ovat empiiriset mallit, stokiometriset mallit ja biokemialliset mallit, jotka eroavat toisistaan kineettisten lausekkeiden ja parametrien osalta. (Kumar et al. 2004).

Vuonna 2000 IPCC suosittaa hyvän arviointikäytännön ohjeissa käyttämään päästöjen aikakäyttämisen huomioivaa First order decay (FOD) -mallia (Tuhkanen 2002).

Kaatopaikan tyyppi, täyttötapa ja kaatopaikan hoito vaikuttavat kaatopaikkakaasujen määrään ja laatuun, mitä laskennallisissa malleissa kuvaa kaatopaikkakohtainen korjaustekijä (MCF, methane correction factor). MCF-parametrin arvoon vaikuttaa myös kaatopaikan täytön paksuus. Taulukossa 1 on esitetty IPCC:n oletusarvot MCF -parametrille kaatopaikan tyyppin mukaan. Hoidetuilla kaatopaikalla sijoitettavaa jätettä käsitellään levittämällä, tiivistämällä tai peittämällä, jolloin MCF -parametrille käytetään arvoa 1. Suomessa pienien kaatopaikkojen määrä on vähentynyt ja käytössä olevat kaatopaikat ovat hyvin hoidettuja. (Tuhkanen 2002)

Taulukko 1. Kaatopaikan tyyppin vaikutus metaanintuottoon. (IPCC 2006)

<i>Kaatopaikan tyyppi</i>	<i>MCF</i>
Hoidettu - anaerobiset olosuhteet	1.0
Hoidettu - puoliaerobiset olosuhteet	0.5
Hoitamaton – jätettä yli 5 m	0.8
Hoitamaton – jätettä alle 5 m	0.4
Luokittelematon kaatopaikka	0.6

Kaatopaikkakohtaista korjaustekijää käytetään laskettaessa metaanintuottopotentiaalia L_0 (m^3t^{-1}), joka on jätteen koostumuksen funktio. (Garg et al. 2006)

Massataseeseen perustuva metaanintuoton arviossa lasketaan tietyssä vuonna t kaatopaikalle sijoitetun jätteen metaanipäästöt käyttäen kaavaa (Tuhkanen 2002):

$$E_{\text{CH}_4}(t) = [M(t) \cdot L_0(t) - R(t)] \cdot (1 - \text{OX}) \quad (3)$$

jossa

$M(t)$ on vuonna t kaatopaikkasijoitettu jäte

$L_0(t)$ on metaanintuottopotentiaali,

$$L_0(t) = \text{MCF}(t) \cdot \text{DOC}(t) \cdot \text{DOC}_F \cdot F \cdot 16/12 \text{ (Gg CH}_4\text{/Gg jätettä)}$$

jossa

$\text{MCF}(t)$ on kaatopaikan tyyppistä riippuva korjaustekijä

DOC(t)	on biokemiallisesti hajoavan orgaanisen hiilen osuus jätteessä (Gg C/Gg jätettä)
DOC _F	on kaatopaikkakaasuksi muuttuvan DOC:n osuus (paino- %)
F	on hiilenä laskettavan metaanin osuus kaatopaikkakaasun sisältämästä hiilestä (g C(CH ₄)/g C(kp-kaasu))
16/12	on konversiokerroin hiilestä metaaniksi (g CH ₄ /g C)
R(t)	on talteenotettu metaanimäärä vuonna t (Gg/a)
OX	on osuus kaatopaikan pintakerroksessa hapettuneesta metaanista

Kuitenkin kaatopaikkakaasut vapautuvat hajoamisprosesseissa suhteessa aikaan ja muutokset jätteen laadussa vaikuttavat heti metaanintuottopotentiaaliin ja metaanipäästöjen arviointiin. FOD –malli huomioi päästöjen aikakäyttäytymisen ja määrittämisessä käytetään kaatopaikkakohtaisia historiatietoja, joten se on käyttökelpoinen uusien kaatopaikkojen metaanipäästöjen arvioinnissa. Metaanin tuoton olosuhteita kuvaavien parametrien lisäksi käytetään metaanintuoton syntynopeutta kuvaavaa parametria k (per vuosi), joka on riippuvainen monista kaatopaikkakohtaisista parametreista. Näitä parametreja ovat kosteus, lämpötila, jätteen koostumus, hapetuspelkistyspotentiaali, alkaliteetti, pH, jätetäytön tiiviys ja jätepartikkelien koko. Metaanin määrän arvioinnissa vuodelle t käytetään kaavaa, jossa summataan valitusta aloitusvuodesta lähtien kaatopaikalle sijoitettujen jätteiden vuosittaiset metaanintuotot tarkastelu vuosi t mukaan lukien (Tuhkanen 2002):

$$G_{CH_4}(t) = \sum_{x=t_0}^t \left[(A * k * M(x) * L_0(x)) * e^{-k(t-x)} \right] \quad (4)$$

jossa

$G_{CH_4}(t)$	on kaatopaikan jätekerroksissa syntyvän metaanin määrä vuonna t (Gg/a)
t_0	on laskennan aloitusvuosi
A	on summaamisen normeeraustekijä, $A = \frac{(1 - e^{-k})}{k}$
k	on metaanin syntymisnopeus (1/a), vaihtelee jätelajeittain ($k = \ln 2 / t_{1/2}$, missä $t_{1/2}$ on jätelajeen puoliintumisaika)
$M(x)$	on vuonna x kaatopaikkasijoitettu jäte
$L_0(x)$	on metaanintuottopotentiaali,

$$L_0(x) = MCF(t) * DOC(t) * DOC_F * F * 16/12 \text{ (Gg CH}_4\text{/Gg jätettä)}$$

jossa

MCF(t)	on kaatopaikan tyypistä riippuva korjaustekijä
DOC(t)	on biokemiallisesti hajoavan orgaanisen hiilen osuus jätteessä (Gg C/Gg jätettä)
DOC _F	on kaatopaikkakaasuksi muuttuvan DOC:n osuus (paino- %)
F	on hiilenä laskettavan metaanin osuus kaatopaikkakaasun sisältämästä hiilestä (g C(CH ₄)/g C(kp-kaasu))
16/12	on konversiokerroin hiilestä metaaniksi (g CH ₄ /g C)

Metaanituottopotentiaalin L_0 laskentaa varten on olemassa IPCC:n suosittelemat parametrien oletusarvot: $DOC_F = 0.5$, $MCF = 1$ ja $F = 0.5$. Parametrin DOC arvot vaihtelevat jätejakeittain, joten laskennassa käytetään saatavissa olevia maakohtaisia arvoja, muutoin käytetään IPCC:n oletusarvoja. (Bahor et al. 2009). Tarvittava tieto sijoitettavan jätteen koostumuksesta saadaan kaatopaikalle tulevien jätevirtojen seurannalla (IPCC 2006). Jätejakeittaisen orgaanisen hiilen osuus jätteen märkäpainosta on esitetty taulukossa 2. Näiden arvojen perusteella on laskettu Suomen päästöarvot (Tuhkanen 2002).

Taulukko 2. Eri jättejakeiden biokemiallisesti hajoavan orgaanisen hiilen osuus (DOC), p- % (Jouko Petäjä, SYKE) (Tuhkanen 2002)

	DOC-osuus (p- %)
Kiinteät jätteet	
-paperi	40 %
-pahvi ja kartonki	40 %
-nestepakkauskartonki	40 %
-puu, kuori	30 %
-vaatteet, tekstiilit	40 %
-öljy ja rasva	16 %
-keittiöjäte	16 %
-pihajäte	16 %
-muu palava	10 %
-muovi, lasi, metalli, sähkölaitteet	0 %
-muu ei-palava	0 %
-siistausjätterejekti	10 %
-eloperäinen	16 %
-pastalietteet	10 %
-hiekkä, laski	0 %
-tuhka	0 %
-viherlipeä-, soodasakka, meesa	0 %
Sekalainen rakennusjäte (v. 1997)	7 %

Jätteen sisältämän hiilen muuttuminen kaatopaikkakaasuksi on riippuvainen jätetäytön optimiolosuhteista, joten DOC_F –parametrin arvoksi on Suomessa arvioitu 50 p- %, mikä on sama kuin IPCC:n oletusarvo. Loput orgaanisesta hiilestä joko varastoituu jätetäyttöön tai poistuu täytöstä suotoveden mukana. Metaanin osuus kaatopaikkakaasuissa vaihtelee 40 – 60 % välillä, joten laskennassa voidaan käyttää keskimääräisesti arvoa 50 % parametrille F. Kaatopaikkakaasujen talteenoton parametri R saa arvon kaatopaikalta kerättävän kaasun vuosittaisen määrän mukaan. Syntyvästä metaanista arvioidaan hapettuvan kaatopaikan pintakerroksissa 10 % (OX). (Tuhkanen 2002)

Esimerkiksi pahvin hajoamisen kaasuntuotantopotentiaalille saadaan arvo, kun kaavaan $L_0(t) = MCF(t) * DOC(t) * DOC_F * F * 16/12$ sijoitetaan oletusarvot $MCF = 1$, $DOC(t) = 0.40$ (taulukko 2), $DOC_F = 0.5$, ja $F = 0.5$.

$$L_0(t) = 1 * 0.40 * 0.5 * 0.5 * 16/12 = 0.133333 \text{ Gg CH}_4/\text{Gg jätettä}$$

Kun kaavan loppuun lisätään konversiotekijä 1503 (Bahor et al. 2009), saadaan metaanintuottopotentiaali kuutiometreinä per 1000 tonnia (Gg) jätettä vuonna t:

$$L_0(t) = 1 \cdot 0.40 \cdot 0.5 \cdot 0.5 \cdot 16/12 \cdot 1503 = 90.180 \frac{m^3}{t}$$

Eri jättejakeiden anaerobisen hajoamisen metaanin syntynopeutta kuvaavan parametrin k arvo määritetään jättejakeen metaanintuottopotentialin L_0 puoliintumisajan perusteella. Puoliintumisaika on se aika, jolloin biokemiallisesti hajoavan hiilen määrä puoliintuu. Puoliintumisaikaan vaikuttaa jätteen koostumus ja laatu (nopeasti tai hitaasti hajoava), ilmastolliset olosuhteet ja jätteen käsittely kaatopaikalla. Taulukossa 3 on esitetty IPCC:n puoliintumisen oletusarvot vuosina eri nopeudella hajoaville jätteille. (IPCC 2006).

Taulukko 3. Eri jättejakeiden puoliintumisajat ($t_{1/2}$) vuosina (IPCC 2006, s.3.18)

Jätteen tyyppi		Pohjoinen ilmasto ja vuosittainen keskilämpötila $\leq 20^\circ\text{C}$			
		Kuiva		Koste	
		Oletus	Vaihteluväli	Oletus	Vaihteluväli
Hitaasti hajoavat jätteet	Paperi / tekstiili	17	14 - 23	12	10 - 14
	Puu / korsi	35	23 - 69	23	17 - 35
Kohtalaisesti hajoavat jätteet	Muu mätänevä orgaaninen aine / puu-tarhajäte	14	12 - 17	7	6 - 9
Nopeasti hajoavat jätteet	Ruuantähteet / jätevesiliete	12	9 - 14	4	3 - 6
Irtojätteet		14	12 - 17	7	6 - 9

Kosteusolosuhteet määritetään kuivaksi, kun vuosittaisen keskisadannan ja haihtumis-potentiaalin suhde on alle 1 ja kosteaksi, kun suhde on yli 1. Vastaavat k -arvot saadaan yhtälöstä $k = \ln 2/t_{1/2}$. (IPCC 2006)

Anaerobisen hajoamisen kaasuntuottopotentiali ei toteudu tasaisesti suhteessa aikaan. Nopeasti hajoavien materiaalien tuottamat kaasut syntyvät alle viidessä vuodessa ja

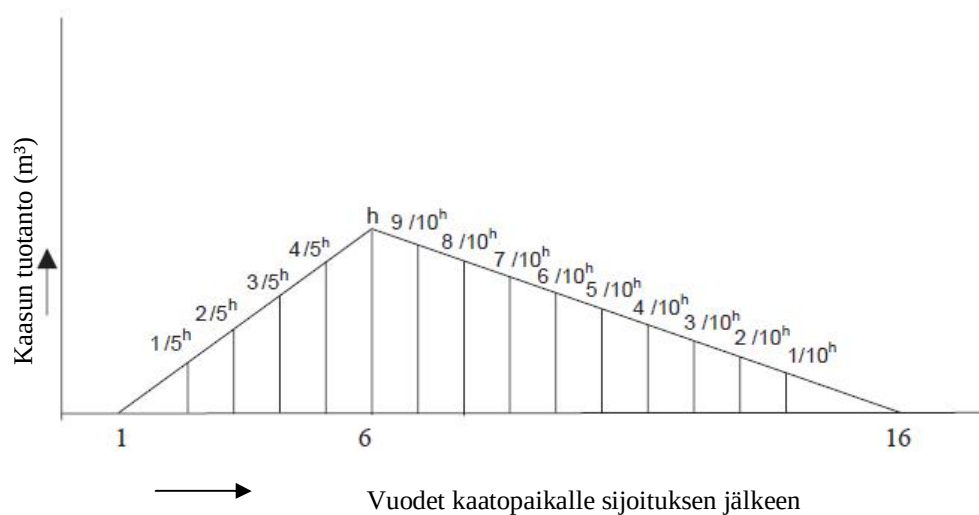
kaasuntuoton maksimi ajoittuu toiselle sijoitusvuodelle laskien sen jälkeen suhteellisen nopeasti. Hitaasti hajoavien materiaalin kaasuntuoton oletetaan alkavan vuoden kuluttua jätteen sijoittamisesta kaatopaikalle ja kaasuntuotto nousee ensimmäisen viiden vuoden aikana, joten kaasun tuoton maksimi ajoittuu kuudennen vuoden kohdalle ja sen jälkeen kaasuntuotto laskee hitaasti jopa 50 vuoteen saakka. (Tchobanoglous et al. 1993, s.392)

Kumar et al. (2004) esittävät metaanipäästöjen Modified triangular method (MTM) arviointimenetelmän, jossa aikariippuvainen kaatopaikkakaasujen määrä lasketaan FOD- menetelmällä. Suotuisissa olosuhteissa jätteen hajoaminen mitattuna kaasuntuotannolla saavuttaa korkeimman arvon ensimmäisten 3-6 vuoden aikana ja sen jälkeen vähenee 25 vuoden tai pidemmän ajan kuluessa. Ensimmäisessä vaiheessa alkavat nopeasti hajoavat orgaaniset aineet hajota vuoden kuluttua jätteen sijoittamisesta kaatopaikalle ja kaasuntuotanto kasvaa vuosittain saavuttaen huipun kuudentena vuotena sijoituksesta. Ensimmäinen vaihe perustuu aiemmin esitettyihin hajoamisprosessin vaiheisiin I – III. Toisessa vaiheessa, joka ajoittuu hajoamisprosessin vaiheisiin IV – V, hitaasti hajoavat orgaaniset aineet alkavat hajota. Tällöin kaasuntuotanto laskee hitaasti saavuttaen nollan kuudentenatoista vuotena jätteen sijoittamisesta kaatopaikalle. (Kumar et al. 2004)

Mallissa lasketaan vuosittainen kaasuntuotto joko massataseeseen perustuvalla mallilla (yhtälö 3) käyttäen parametrien oletusarvoja tai FOD-menetelmällä (yhtälö 4) mikäli yksityiskohtaista tietoa on saatavissa. Kolmion huippu (h) lasketaan vuosittaisille jätteille laskemalla ensin kaasuntuottopotentialiaali (Gg), joka muutetaan tilavuudeksi (m³) ja sijoitetaan kaavaan:

$$h = \frac{2 * CH_4(m^3)}{15} \quad (5)$$

Laskennallinen metaanintuottopotentialiaali jaetaan kuvan 4 mukaisesti kolmion muotoon aika-akselille.



Kuva 4. Kaasuntuotannon kolmikulmio. (Kumar et al. 2004)

FOD –mallin yhtälön 4 mukaan laskettaessa metaanipäästöt oletetaan alkavan jätteen loppusijoitusvuotena. IPCC:n (2006) FOD -malliin perustuvassa laskennassa metaanipäästöt ajoittuvat jätteen loppusijoitusvuotta seuraavalle vuodelle, koska metaanintuottoa tapahtuu vain hajoamistilassa olevasta massasta. Varsinainen aikasarja metaanintuotolle perustuu loppusijoitetun jätteen sisältämään laskennalliseen hajoavan orgaanisen hiilen määrään ($DDOC_m$), joka saadaan yhtälöstä

$$DDOC_m = W \cdot DOC \cdot DOC_F \cdot MCF \quad (6)$$

jossa

$DDOC_m$	on loppusijoitetun jätteen hajoavan orgaanisen hiilen massa, Gg
W	on loppusijoitetun jätteen määrä
DOC	on hajoavan orgaanisen hiilen osuus jätteessä, (Gg C/Gg jätettä)
DOC_F	on kaatopaikkakaasuksi muuttuvan DOC:n osuus, (paino- %)
MCF	on loppusijoitusvuonna tapahtuvan aerobisen hajoamisen korjaustekijä metaanille

Hajoavan orgaanisen hiilen ($DDOC_m$) kertymä kunkin vuoden lopussa lasketaan yhtälön 7 mukaisesti huomioiden kuluva vuoden aikana loppusijoitettujen jätteiden sisältämän orgaanisen hiilen määrä sekä edellisen vuoden kertymä. Yhtälössä käytetään aikaisemmin esitettyä metaanin syntynopeutta kuvaavaa parametria k :

$$DDOC_{maT} = DDOC_{mdT} + (DDOC_{mdT-1} \cdot e^{-k}) \quad (7)$$

jossa

$DDOC_{maT}$	on hajoavan orgaanisen hiilen kertymä vuoden T lopussa, Gg
$DDOC_{mdT}$	on kaatopaikalle loppusijoitetun hajoavan orgaanisen hiilen määrä vuonna T, Gg
$DDOC_{mdT-1}$	on kaatopaikalle loppusijoitetun hajoavan orgaanisen hiilen määrä vuonna T-1, Gg
k	on metaanin syntynopeutta kuvaava vakio

Tarkasteluvuoden aikana hajonneen orgaanisen hiilen määrä $DDOC_{m\ decompT}$ lasketaan edellisen vuoden lopussa kertyneen hajoavan orgaanisen hiilen määrästä yhtälön 8 avulla:

$$DDOC_{m\ decompT} = DDOC_{mdT-1} \cdot (1 - e^{-k}) \quad (8)$$

Hajoamistilassa olevasta jätteestä syntyneen metaanin määrä vuonna T saadaan muuttamalla yhtälön 8 tulos metaanintuottopotentiaaliksi kaatopaikkakaasun metaanipitoisuutta kuvaavan parametrin F ja metaanin ja hiilen molekyylipainojen suhteen avulla yhtälön 9 mukaisesti.

$$CH_{4T} = DDOC_{m\ decompT} \cdot F \cdot 16/12 \quad (9)$$

jossa

CH_{4T}	on metaanin määrä vuonna T, Gg
$DDOC_{m\ decompT}$	on hajonneen orgaanisen hiilen määrä vuonna T, Gg
F	on metaanin osuus kaatopaikkakaasussa
16/12	on metaanin ja hiilen molekyylipainojen suhde

Todellisen kaasuntuotannon käynnistymistä voidaan tarkkailla mikrometeorologisella mittausjärjestelmällä, joka perustuu kaasupitoisuuksien ja ilmakehän turbulenttisen virtauksen havainnointiin kaatopaikan pinnan yläpuolella. (Laurila et al. 2009). Tarkkailuajankohdan määrittelyssä voidaan hyödyntää kaatopaikkaveden parametrejä ja kaasupäästöjen aikaperspektiivejä kuvaavia laskennallisia malleja.

2.1.3 Jätteen biohajoavuuden testausmenetelmiä

Kaatopaikalle sijoitettavan jätteen biohajoavuutta varten on olemassa testejä, joilla määritetään sijoitettavan jätteen hajoamista ja nopeutta laboratorio-olosuhteissa. Testimenetelmät voidaan jakaa aerobisiin ja anaerobisiin testausmenetelmiin (Heerenklage & Stegmann 2005). Biohajoavuuden arvioinnin parametrejä ovat jätteen orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC), anaerobinen hengitysaktiivisuus tai anaerobinen kaasuntuotto (Fricke et al. 2005).

AT₄-hengitysaktiivisuustesti

Hengitysaktiivisuustesti (AT₄, respiration activity in 4 days) ja dynaaminen hengitysindeksi (DRI, the Dynamic Respiration Index) ovat aerobisia jätteen biohajoavuuden arviointimenetelmiä. Hengitysaktiivisuustestissä AT₄ mitataan biologisten prosessien kuluttaman hapen määrää neljän päivän aikana 20 °C lämpötilassa. Koejärjestelmässä reaktoripulloon laitetaan näytettä 50 g (kuiva-aine) ja lisätään vettä 50 -70 % materiaalin vedenpidätyskapasiteetista. Menetelmässä hajoamisprosessin tuottama hiilidioksidi adsorboidaan joko natrokalkkiin tai emäksiseen aineeseen, jolloin reaktiopulloon syntyy alipaine. Järjestelmästä riippuen reaktiopulloon lisätään happea avaamalla pullo tai käyttäen automaattista hapetusta kunnes paine on tasautunut. Kulutetun hapen määrä lasketaan stokiometrisesti ja tulos ilmoitetaan mg O₂/g TS. Käytössä olevia testimenetelmiä ovat saksalaiset Sapromat (emäs) ja Oxytop (natrokalkki) ja ne voidaan liittää suoraan tietokoneeseen, jolloin tulosten seuranta on automaattista. (Heerenklage & Stegmann 2005)

Dynaaminen hengitysindeksi (DRI) testissä käytetään suurempia näytemääriä (400 g kuiva-aine) kuin hengitysaktiivisuustestissä ja mikrobien hapensaanti varmistetaan jatkuvalla ilmastuksella, lisäksi käytetään ymppinä kypsää kompostia. Suuri näytemäärä mahdollistaa epähomogeenisten materiaalien tutkimisen ja ilmastaminen mahdollistaa biologisesti aktiivisten materiaalien hapenkulutuksen määrittämisen. Testilämpötila on 35 °C ja testiaika on neljä (4) päivää. Hiilidioksidipitoisuus määritetään joko titraamalla tai kaasukromatografisesti. Testi sopii materiaaleille, joilla on korkea biohajoavuuden potentiaali. (Heerenklage & Stegmann 2005)

Kaasuntuottotestit

Kaasuntuottotestit jaetaan kahteen eri testiin: anaerobinen inkubointitesti (GS, gas production sum) ja anaerobinen fermentaatiotesti (GB). Anaerobisten inkubointin testien kesto voi olla 21, 90 tai 240 päivään, jona aikana syntynyt kaasu mitataan. Anaerobisessa fermentaatiotestissä kaasuntuottoa seurataan 35 °C lämpötilassa 21 päivän ajan.

Anaerobinen fermentaatiotesti GB21

Anaerobinen fermentaatiotesti GB₂₁ kuvaa jätteen biohajoavuuden kaasuntuotto-potentiaalia. Koejärjestelyssä lasipulloon laitetaan jätenäytettä tyypillisesti 50 g märkäpainona (partikkelikoko alle 10 mm), lisätään ymppiä ja täytetään vedellä 1000 millilitraan. Ymppinä käytetään jätevedenpuhdistamon mädättämölietettä ja anaerobisen olosuhteen luomiseksi pullon kaasutila tyetetään. Reaktoriliuoksen pH mitataan testin alussa ja lopussa. Syntyvän kaasun määrä mitataan manometrisesti tai volumetrisesti 21 päivän ajan. Manometrisessä mittauksessa seurataan reaktiopullon kaasunpainetta sensorin avulla ja tiedot siirretään suoraan tietokoneelle. Volumetrisessä mittauksessa syntynyt kaasu määritetään sen syrjäyttämän nesteen määrällä. Syrjäytyneen nesteen määrä mitataan joko päivittäin tai arkipäivisin. Saatu kaasumäärä muutetaan normikaasuksi (0°C, 1 atm) ja tulos ilmoitetaan NI/kg TS. (Heerenklage & Stegmann 2005)

Anaerobinen inkubointitesti GS21

Anaerobinen inkubointitesti GS₂₁ eroaa anaerobisesta fermentaatiotestistä tutkittavan jätenäytteen määrän ja ympin käytön suhteen. Koejärjestely rakennetaan suurempaan astiaan, jonka pohjalle laitetaan vedellä kyllästettyä jätenäytettä 800 – 1500 grammaa. Reaktoria pidetään 21 päivän ajan 40 °C lämpötilassa. Kaasuntuotto mitataan volumetrisesti syrjäytyneen nesteen määränä. (Heerenklage & Stegmann 2005). Taulukossa 4 on yhteenveto jätteen biohajoavuuden määrittämisessä käytetyistä aerobisista ja anaerobisista testeistä.

Taulukko 4. Yhteenveto jättemateriaalin biohajoavuuden määrittämiseen käytetyistä testeistä. (Heerenklage & Stegmann 2005)

Testimenetelmä	AT₄	DRI	GB₂₁	GS₂₁
Olosuhde	Aerobinen	Aerobinen	Anaerobinen	Anaerobinen
Näytteen esikäsittely	< 10 mm	Kuivaus 70 °C, < 10 mm	< 10 mm	< 10 mm
Kaasuanalyysit	O ₂ kulutus CO ₂ tuotto jatkuva manometrinen mittaus	O ₂ kulutus tai CO ₂ tuotto jatkuva titraus, O ₂ –analysaattori tai CO ₂ - analysaattori	Kaasun tuotto, CH ₄ , CO ₂ työpäivinä manometrisesti tai volumetrisesti	Kaasun tuotto, CH ₄ , CO ₂ työpäivinä volumetrisesti
Testiaika	min. 4 päivää	min. 4 päivää	min. 21 päivää	min. 21 päivää
Vesimäärä reaktorissa	50-70 % materiaalin vedenpidätyskapasiteetista (WHC)	50% (w/w)	8-10% (w/w)	100% materiaalin vedenpidätyskapasiteetista (WHC)
Lämpötila	20 °C	35 °C	35 °C	40 °C
Näytemäärä	30 – 50 g märkäpaino	400 g kuivapaino	50 g märkäpaino	800 – 1500 g kuivapaino
Ymppi	ei	kyllä	kyllä	ei
Reaktorin koko	500 – 2500 ml	2500–3000 ml	500 ml	2500-3000 ml
Vertailu järjestely	ei	ei	kyllä	ei
Yksikkö	[mg O ₂ /g kuiva- aine]	[mg O ₂ /g kuiva- aine]	[Nl/g kuiva- aine]	[Nl/g kuiva- aine]

Muita biohajoavuuden ja biologisen stabiilisuuden parametrejä

Jätteen biologisen stabiilisuuden parametrina käytetään myös BOD₅ /COD suhdetta sekä mustaindeksiä. Biologisen hapenkulutuksen ja kemiallisen hapenkulutuksen suhde lasketaan liukoisuustestin L/S10 uutoksen tulosten perusteella. Ennen määrittäisiä uuttoliuos suodatetaan 0.45 µm suodattimella. Mustaindeksitestissä jättemateriaalinäytettä sisältävän ilmatiiviin pullon ilmatilassa riiputetaan kahden senttimetrin pituisia lyijyasetaattitestipaperia ja hajoamistuotteena syntyvä rikkivety reagoi testipaperin lyijyn kanssa tuottaen mustaa lyijysulfidia, jolloin indikaattoripaperi muuttuu valkoisesta ruskeaksi, harmaaksi tai mustaksi. Jätenäytteen kosteusprosentti on 50 % ja testauslämpötila 35 °C. Tulos lasketaan koko paperin värjäytymiseen kuluvan ajan käänteislukuna näytteen kuivamassasta BI/d kg (kuiva-ainetta). Lyijyasetaattipaperia on

käytetty myös rikkivedyn muodostumisen indikaattorina anaerobisessa hajoamisessa. (Cossu & Raga 2008)

Cossun ja Ragan (2008) vertailun mukaan mekaanisesti käsitellyn jätteen biohajoavuuden arvioinnin parametreina toimivat parhaiten hengitysaktiivisuustesti ja kaasuntuottotestit, joiden välillä on korrelaatiota ($r^2 = 0.60$) niin, että hengitysaktiivisuuden AT_4 arvo alle 5 mg O_2 /g (kuiva-ainetta) vastaa kaasuntuottotestin GB_{21} arvoa alle 10 Nl/kg (kuiva-ainetta). Tämän vuoksi hengitysaktiivisuustesti AT_4 lyhyemmän määrittämisajan vuoksi on suositeltavampi käytettäväksi biohajoavuuden määrittämisessä. Mekaanis-biologisesti käsitellyn jätteen biologisen stabiilisuuden parametriksi Cossu ja Raga (2008) suosittelevat BOD_5 /COD suhdetta liukoisuustestin uutteesta, koska testi on yksinkertainen ja kustannustehokas. BOD_5 /COD suhde laskee käsittelyn seurauksena ja alle 0.1 oleva arvo on tyypillinen hyvin stabiloituneelle jätteelle. (Cossu & Raga 2008)

Saksassa kaatopaikkakelpoisuuden biohajoavuuden raja-arvo käytettäessä hengitysaktiivisuustestiä AT_4 on alle 5 mg O_2 /g kuiva-aine, kun vastaava raja-arvo Itävallassa on alle 7 mg O_2 /g kuiva-aine. Kaasuntuottotestillä GS_{21} (vastaa GB_{21}) mitattuna kaasuntuotto voi sekä Saksassa että Itävallassa olla korkeintaan 20 Nl/kg kuiva-aine (Cossu & Raga 2008). Fricke et al. (2005) mukaan Saksassa on käytössä edellisten lisäksi jätteen lämpöarvo korkeintaan 6000 KJ/kg kuiva-ainetta tai kokonaispitoisuus TOC korkeintaan 18 m-% sekä liukoinen orgaaninen hiili (DOC) korkeintaan 250 mg/l . Yhteenveto Saksassa käytettävistä biohajoavuuden kaatopaikkasijoituksen kriteereistä on esitetty taulukossa 5.

Taulukko 5. Saksassa käytössä olevat biohajoavan jätteen kaatopaikkasijoituksen kriteerit. (Fricke et al. 2005)

<i>Biohajoavuuden testausmenetelmä</i>	<i>Saksassa käytössä oleva raja-arvo</i>
Ylempi lämpöarvo H_0	$\leq 6000 \text{ kJ/kg ka tai}$
Orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus ($TOC_{kiinteä}$)	$\leq 18 \%$
Hengitysaktiivisuustesti AT_4	$\leq 5 \text{ mg } O_2 /g \text{ ka tai}$
Kaasuntuottotesti GB_{21}	$\leq 20 \text{ Nl/kg ka}$
Liukoisen orgaanisen hiilen määrä ($TOC_{liukonen}$)	$\leq 250 \text{ mg/l}$

Tässä työssä käytettiin tutkittavien rejektien kaasuntuoton määrittämisessä anaerobista fermentaatiotestiä GB₂₁. Kaatopaikkakaasujen ja haisevien yhdisteiden analyysiä varten kaasua tuotettiin erillisellä koejärjestelyllä.

2.2 Hajua tuottavat kaatopaikkakaasut

Kaatopaikkakaasun pääkaasut metaani ja hiilidioksidi ovat värittömiä ja hajuttomia kaasuja. Kaatopaikkakaasussa on mukana runsaasti erilaisia metaanittomia haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (NMVOC, non-methane volatile organic compounds), joiden osuus kaatopaikkakaasussa on alle yhden tilavuusprosentin, joten niiden pitoisuudet ovat hyvin pieniä, mutta osalle näistä yhdisteistä on ominaista epämiellyttävä haju (taulukko 6). Kaatopaikkakaasun sisältämät hajua tuottavat kaasut voivat syntyä jäte-täytössä usealla eri tavalla. Monet jätteen sisältämistä kemiallisista yhdisteistä höyrystyvät jätetäytön kohonneessa lämpötilassa, osa yhdisteistä vapautuu jätteen murskauksen tai vanhentumisen seurauksena, ja osa yhdisteistä syntyy kaatopaikan anaerobisissa olosuhteissa tapahtuvissa biologisissa ja kemiallisissa reaktiossa (Tchobanoglous et al. 1993, s.393-394; Zou et al. 2002)

Taulukko 6. Yhdyskuntajätteen kaatopaikkakaasun koostumus. (Tchobanoglous et al. 1993, s.382)

Kaatopaikkakaasun ainesosa	Osuus t-%
Metaani	45 - 60
Hiilidioksidi	40 - 60
Typpi	2-5
Happi	0.1-1
Sulfidit, merkaptaanit jne.	0 - 1
Ammoniakki	0.1 - 1
Vety	0 - 0.2
Häkä	0 - 0.2
Muut yhdisteet	0.01 - 0.6

Kaatopaikkakaasun sisältämä ammoniakki, rikkivety ja muut pelkistyneet rikkiyhdisteet kuten merkaptaanit yhdistetään usein epämiellyttävään hajuun. Rikkivedyn tyypillinen haju on mädän kananmunan haju ja merkaptaanien haju kuvataan mädäntyneen kaalin tai vihanneksen hajuksi. Hajuhaitan lisäksi monet näistä yhdisteistä ovat kaatopaikalla työskentelevien terveydelle haitallisia sekä haittaavat kaatopaikkakaasun hyötykäyttöä. Kaatopaikkakaasut ovat myös herkästi räjähtäviä pieninäkin pitoisuuksina ilmassa.

Ympäristöön leviävät hajut ovat yksi merkittävä ongelma jätteenkäsittelylaitoksilla ja kaatopaikoilla. Hajujen hallinta perustuu kaatopaikkakaasun hajua aiheuttavien yhdisteiden määritykseen. Hajua aiheuttavien yhdisteiden mittaamisen ongelma on niiden matala pitoisuus suhteessa mittaustekniikoiden havaitsemisrajaan. Yleisesti hajua aiheuttavia aineita ovat sulfidit, typpiyhdisteet, orgaaniset hapot, aldehydit ja ketonit. (Bruno et al. 2006)

Kaatopaikkojen hajupäästöjä aiheuttavia haihtuvia orgaanisia yhdisteitä (VOC, volatile organic compounds) ja niiden pitoisuuksia kaatopaikkakaasussa kaasunkeräyskaivoissa, jätetäytön huokostilassa ja kaatopaikan pinnan yläpuolisessa ilmassa on viime vuosina tutkittu paljon (Hurst et al. 2004; Dincer et al. 2006; Bruno et al. 2006; Lee et al. 2006; Saral et al. 2009; Takuwa et al. 2008; Sadowska-Rociek et al. 2009). Myös hajuyhdisteiden määritykseen käytettäviä menetelmiä on tutkittu ja vertailtu (Capelli et al. 2008; Pierucci et al. 2004; Romain et al. 2007).

2.2.1 Hajun ja hajua tuottavien kaasujen määrittäminen

Kaatopaikkakaasun hajun ominaisuuksien määrittelyssä käytetään sekä laadullisia että määrällisiä menetelmiä. Capelli et al. (2008) mukaan menetelmät voidaan jakaa kolmeen ryhmään: analyttisiin, aistinvaraisiin ja instrumentaalisiin tunnistimiin. Analyttisiä tekniikoita ovat kemialliset analyysit, joilla voidaan määrittää sekä laadullisesti että määrällisesti kaatopaikkakaasun sisältämän hajukaasuseoksen koostumus. Aistinvaraisia menetelmiä ovat dynaaminen olfaktometri ja hajupaneelit. Aistinvaraisen menetelmän perusteella voidaan laskea yhdisteen hajukynnys, joka on se pienin pitoisuus ilmassa, jonka ihminen aistii. Instrumentaalinen tunnistusmenetelmä, elektroninen nenä, perustuu erilaisten tunnistimien eli sensoreiden käyttöön ilman sisältämien hajuyhdisteiden tunnistamisessa.

Kemialliset analyysit

Kemialliset analyysit, kuten kaasukromatogrammi (GC) yhdistettynä massaspektrometriin (MS), erottelevat ja tunnistavat kaasuseoksen yhdisteitä ja määrittävät niiden

pitoisuuksia. Analyysimenetelmiä pidetään objektiivisina, toistettavina ja tarkkoina menetelminä. Kaasunäyte kerätään näytepussiin tai suoraan adsorptioaineeseen, josta kaasun sisältämät yhdisteet desorptoidaan lämmöllä ja johdetaan kantokaasun avulla kaasukromatogrammin kautta massaspektrometriin. Pitoisuuksien määrittäminen perustuu standardiaineiden kuten toluenin tai metanolin vasteaikoihin massaspektrometrissä ja tulos ilmoitetaan $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Kemiaalisilla analyyseillä on vaikea erottaa yksittäisiä aistitun hajun aiheuttajia, mikä voi johtua siitä, että analyysilaitteet eivät pysty tunnistamaan matalan hajukynnyksen yhdisteitä. Erottelua vaikeuttavat myös eri yhdisteiden keskinäiset yhteisvaikutukset tai peittovaikutukset kompleksisessa kaasuseoksessa. (Capelli et al. 2008)

Kemiaalisia analyysejä voidaan suorittaa kenttäoloissa kaatopaikoilla massaspektrometrillä yhdistettynä mikrokaasukromatogrammiin ja lämpödesorptioon ($\mu\text{TD}-\mu\text{CG-MS}$). Laitteiston avulla voidaan määrittää useiden yhdisteryhmien pitoisuuksia kaatopaikan pinnan yläpuolisesta ilmasta ja analyysin kesto näytteenotosta erotteluun on nopea. Pitoisuuksia tarkastellaan samanaikaisesti tehtyjen meteorologisten mittaus tulosten kanssa. (Sadowska-Rociek et al. 2009)

Aistinvaraiset määrittäykset

Yleisimmin käytetty aistinvarainen hajumäärittäminen on dynaaminen olfaktometri, jossa hajun ominaisuudet määrittyvät panelistien hajuaistimuksen perusteella. Tulos ilmoitetaan hajuyksikköinä kuutiota kohden, HY/m^3 . Hajupitoisuuden määrittäminen tapahtuu hajuttomassa huoneessa valittujen ja koulutettujen panelistien ja hajunäytteitä laimentavan olfaktometrin yhteistyönä. Laimentamiseen käytetään hajutonta, suodatettua ja kuivattua paineilmaa. Olfaktometri on puoliautomaattinen tietokoneohjattu laite, joka laimentaa ja annostelee tietokonesovelluksen mukaisesti hajunäytteet paneelilistoille. (Dincer et al., 2008). Koska ihmisten hajutottumukset eri hajuihin vaihtelee, käytetään neljästä kuuteen koulutettua panelistia. Dynaaminen olfaktometrinen tutkimus toteutetaan noudattaen EN 13725:2003 standardia, jonka mukaan panelistina voidaan käyttää henkilöitä, jotka toistuvasti pystyvät määrittämään n-butanolin hajukynnyksen välille $62 - 246 \mu\text{g}/\text{m}^3$. (Capelli et al. 2008; Arnold 2002)

Hajupaneelia (sniffing team) käytetään hajupäästöjen paikallistamisessa kenttäolosuhteissa kaatopaikoilla. Panelistit, joiden hajuerkkyys on määritetty samoin kuin olfaktometrissä, liikkuvat siksakkia kaatopaikalla 20 – 60 minuutin ajan ja siirtymiset hajuttomalta alueelta hajualueelle kirjataan kartalle tai satelliittipaikannusjärjestelmään (GPS, global positioning system). Hajupaneelin työskentelyn aikana alueella suoritetaan meteorologisia mittauksia, joissa tuulen suunta ja nopeus, auringon säteily (pilvisuus) ja lämpötila mitataan kaksi kertaa minuutissa. Mittalaitteet sijoitetaan korkealle paikalle lähelle hajupäästöjä esiintyvää aluetta, jossa hajupaneeli työskentelee. Saatuja tuloksia analysoidaan yhdessä meteorologisten tietojen kanssa. (Nicolas et al. 2005; Romain et al. 2007)

Hajupaneelin etuna on, että se pysty kartoittamaan laajemman alueen hajupäästöt kuin esimerkiksi kemiallisessa menetelmässä, jossa hajukaasunäytteet kerätään kaatopaikan pintakerroksesta tai pinnalta yksittäisistä pisteistä. Hajupaneelin tulokseen vaikuttavat sekä vaihtelevat olosuhteet että epätasaiset kaasupäästöt. Vuodenaika-, sää- ja hajupäästövaihteluiden vaikutus tulokseen vähennetään suorittamalla vähinään 8 - 10 haistelukertoja samalla alueella. Menetelmän hajukynnyksenä käytetään 1 HY/m³ ja lopullinen tulos saadaan laskennallisesti bi-Gaussin mallilla, jossa yhdistetään hajupanelistien havainnot ja meteorologiset parametrit. (Nicolas et al. 2005)

Instrumentaaliset tunnistimet

Elektronista nenää käytetään instrumentaalisena hajuntunnistus- ja mittausmenetelmänä, joka mahdollistaa jatkuvan mittauksen kenttäolosuhteissa. Laite muodostuu sensoriryhmistä yhdistettynä tietokoneeseen. Sensorikammion läpi pumpataan ulkoilmaa ja sensorien signaaleja rekisteröidään ja ne analysoidaan tilastollisesti ja matemaattisesti. Kuten kemiallisissa analyysissä elektronisen nenän tunnistimien tunnistusraja on usein liian korkea tunnistamaan matalan hajukynnyksen yhdisteitä. Laitteen kalibroinnilla voidaan havainnointia kohdentaa tiettyjen hajuyhdisteiden mittaamiseen sensorien signaalien perusteella. (Romain et al. 2007)

Hajupitoisuuksien määrittämisen kannalta mikään edellä esitetyistä menetelmistä ei kuitenkaan ole yksinään riittävä hajun ja sen aiheuttajan määrittämisessä vaan eri mene-

telmien etuja ja rajoitteita arvioimalla on mahdollista löytää toisiaan täydentävät menetelmät (Romain et al. 2007).

2.2.2 Hajua tuottavat yhdisteet kaatopaikoilla

Kaatopaikkojen aiheuttamat hajuhaitat yhdistetään usein rikkiyhdisteisiin kuten rikkivetyyn ja metyylimerkaptaniin, dimetyylisulfidiin (DMS) ja dimetyylidisulfidiin (DMDS), jotka ihmisen hajuaisti tunnistaa hyvin pieninä pitoisuuksina. Rikkivety on pääasiallinen hajuhaitan aiheuttaja erityisesti rakennus- ja purkujätettä tai sen käsittelyn rejektejä loppusijoittavilla kaatopaikoilla (Eun et al. 2006).

Dincer et al. (2006) tutki hajukaasujen yhdisteitä kaatopaikan pintakerroksessa turkkilaisella kaatopaikalla, jonne loppusijoitetaan kaupan ja teollisuuden jätteitä sekä yhdyskuntajätettä. Näytteet otettiin toukokuussa ja syyskuussa vuonna 2005 imemällä kaasua näytepusseihin standardin (EN 13725) mukaisesti. Näytteet tutkittiin sekä olfaktometrisesti että kaksoisdesorptio-kaasukromatogrammi-massaspektrometrianalyysillä (TD-GC-MS). Toukokuussa otetuista näytteistä tunnistettiin 53 haihtuvaa orgaanista yhdistettä, joista neljännes kuului ketoneihin. Syyskuussa tunnistettiin 48 eri yhdistettä, joista suurin ryhmä oli aldehydit. Taulukossa 7 on esitetty tunnistettujen yhdisteiden jakautuminen eri ryhmiin touko- ja syyskuussa sekä niiden pitoisuuksien vaihteluvälit.

Taulukko 7. Haihtuvien orgaanisten yhdisteiden osuudet ja pitoisuudet turkkilaisella kaatopaikalla vuonna 2005. (Dincer et al. 2006)

VOC	Toukokuu 2005 (n= 53) %	Syyskuu 2005 (n= 48) %	Pitoisuuksien vaihteluväli µg/m ³
ketonit (mm. asetoni)	25	36	0.03 – 67.60
aromaattiset hiilivedyt (mm. bentseeni, tolueeni)	21	13	0.09 – 47.42
aldehydit (mm. heksanaali, propanaali)	20	37	0.01 – 38.55
haihtuvat rasvahapot (mm. etikkahappo, muurahaishappo)	17	5	0.05 – 43.71
halogeeniyhdisteet (mm. klooribentseeni, trikloorieteeni)	14	6	0.001 – 62.91
esterit (mm. butyyliasetaatti, etyylimetanaatti)	2	1	0.01 – 7.54
rikki- ja typpiyhdisteet (mm. rikkihiili, akryylnitriili)	1	2	0.03 – 5.05
	100	100	

Olfaktrometrinen hajumäärittelyn tulokset vaihtelivat toukokuussa 1416 – 116027 HY/m³ (ka 47886 HY/m³) ja syyskuussa 1070 – 111980 HY/m³ (ka 29684 HY/m³). Vastaavasti haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuudet (TVOC) vaihtelivat toukokuussa 69 – 258 µg/m³ (ka 156 µg/m³) ja syyskuussa 43 – 101 µg/m³ (ka 56 µg/m³). Pearsonin kertoimen perusteella haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuuden, aldehydien ja ketonien korrelaatio olfaktrometrinen hajupitoisuuden kanssa oli tilastollisesti merkittävä ($P < 0.05$, $n = 10$). Lineaarisen regressioanalyysin perusteella kokonaispitoisuudet selittivät 41% hajupitoisuuksien vaihtelusta ($r^2 = 0.41$, $n=10$, $P < 0.05$). Monimuuttujaregressioanalyysin perusteella aldehydien, ketonien ja estereiden pitoisuudet ovat parhaita hajun estimaattoreita selittäen 98 % hajupitoisuuden vaihtelusta ($r^2 = 0.96$, $n=10$, $P < 0.01$). (Dincer et al. 2006)

Taulukossa 8 on esitetty Hurst et al. (2004) katsauksen mukaiset kaatopaikkakaasussa esiintyvät 15 potentiaalista hajua tuottavaa yhdistettä ja niiden hajukynnykset. Taulukosta huomataan, että matalan hajukynnyksen omaavien rikkiyhdisteiden osuus on huomattava. Hajukynnykset on laskettu Nagatan (2003) hajukynnysmääritysten perusteella.

Taulukko 8. Kaatopaikkakaasun 15 eniten hajua tuottavaa yhdistettä ja niiden hajukynnykset. (Hurst et al. 2004)

Järjestys	Yhdiste	Hajukynnys $\mu\text{g}/\text{m}^3$
1	Metyylimerkaptani	0.022 (0.003 – 38)
2	Voihapon etyyliesteri	0.190
3	Etyylimerkaptani	0.138
4	Dimetyylisulfidi	7.62
5	Dimetyylidisulfidi	8.472
6	Dietyylisulfidi	0.126
7	Butaanihappo (vaihappo)	0.684
8	Vetysulfidi	0.571
9	1,2-Dikloorietaani	-
10	Dietyylieetteri	-
11	Propan-1-ol	231
12	Voihapon metyyliesteri	29.645
13	Pentaanitioli	0.003
14	Voihapon propyyliesteri	27
15	Propyylibentseeni	18.672

Saralin et al. (2009) tutkimuksen mukaan rikkivedyn, etyylimerkaptanin ja metyyli-merkaptanin tunnin keskipitoisuudet kaatopaikan ilmassa ylittivät yhdisteiden hajukynnykset tutkittaessa rikkivetyä ja 22 muuta haihtuvaa orgaanista yhdistettä, joiden hajukynnys tunnettiin. Tutkimuksessa korkeimmaksi pitoisuudeksi saatiin etyylimerkaptaanille $0.549 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (hajukynnys $0.138 \mu\text{g}/\text{m}^3$), metyylimerkaptaanille $0.464 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($0.022 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ja rikkivedylle $36.9 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ($0.138 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Kuitenkin mittausjakson aikana hajukynnyksen ylittäviä pitoisuuksia oli ajallisesti hyvin lyhyen aikaa. Ainoastaan etyylimerkaptanin pitoisuudet ylittivät hajukynnyksen yhteensä 8.84% tutkimusajasta, joten sitä voidaan pitää pääasiallisena hajun aiheuttajana. (Saral et al. 2009)

Capelli et al. (2008) mukaan voidaan kaasuseokselle laskea teoreettinen hajupitoisuus yhtälöllä 10, kun hajua tuottavan kaasuseoksen yksittäisten yhdisteiden pitoisuudet ja niiden hajukynnykset tunnetaan:

$$C_{od,OT} = \sum_{i=1}^N \frac{C_i}{OT_i} \quad , \quad (10)$$

jossa

$C_{od,OT}$ on kaasuseoksen teoreettinen hajukynnys, HY/m^3

C_i on hajuatuottavan yhdisteen pitoisuus, $\mu\text{g}/\text{m}^3$

OT_i on hajuatuottavan yhdisteen hajukynnys, $\mu\text{g}/\text{HY}$

N on yhdisteiden lukumäärä kaasuseoksessa

Kemiallisessa analyysissä tunnistettujen hajatuottavien yhdisteiden keskinäinen suhde muodostaa Capelli et al. (2008) mukaan seuraavan trendin: *hiilivedyt > hapettuneet yhdisteet > halogenoituneet yhdisteet > typpiyhdisteet > rikkiyhdisteet*.

2.3 Jätetäytön olosuhteiden vaikutus hajukaasujen tuotantoon

Kaatopaikan jätetäytössä hajukaasut syntyvät nopeasti hajoavien materiaalien anaerobisen hajoamisen tuloksena. Rikkivetyä ja muita pelkistyneitä rikkiyhdisteitä syntyy rikkiä pelkistävien bakteerien (SRB) aineenvaihdunnassa. Rikkiä pelkistävät bakteerit menestyvät vain täydellisen hapettomassa ympäristössä, jonka pH on neutraali, mutta mikrobit voivat toimia suhteellisen laajalla pH:n alueella (5.5 – 8.5). Optimaaliset olosuhteet vaativat riittävän kosteuden ja mikrobeilla tulee olla saatavilla orgaanista hiiltä sekä sulfaattia (Lee et al. 2006).

Tarvittavaa sulfaattia on saatavissa rakennus- ja purkujätteen sisältämästä kipsilevystä, joka sisältää 90 % kipsiä ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) ja loput on paperia. Kipsissä olevan sulfaatin liukoisuus veteen on 1300 mg/l, joten se on helposti rikkiä pelkistävien bakteerin saatavissa kosteissa olosuhteissa. (Lee et al. 2006). Sulfaattia (SO_4^{2-}) pelkistettäessä syntyy sulfidi-ioni (S^{2-}), joka yhdessä vetyionien (H^{2+}) kanssa muodostaa rikkivetyä. Rikkivetyä voi syntyä usean kemiallisen reaktion kautta. Yksi aineenvaihduntareitti on Tchobanoglousin et al. (1993) esittämä, jossa rikkiä pelkistävät bakteerit tuottavat sulfidiioneja pelkistämällä sulfaattia käyttämällä hiilen lähteenä esimerkiksi laktaattia:



Kuten aikaisemmin on esitetty, jätteiden hajoamisen happovaiheessa pH voi laskea jopa alle 5:n. Tällöin jätetäytön sisäisessä vedessä on liukoisia metallisuoloja, joiden kanssa sulfidi-ionit muodostavat metallisulfidia, esimerkiksi kahden arvoisen rautaionin (Fe^{2+})

kanssa muodostuu rautasulfidia (FeS), mikä värjää jätteen mustaksi. Metallisulfidin muodostuminen vähentää hajun muodostumista. (Tchobanoglous et al. 1993, s.89)

2.4 Metaanin ja hajuyhdisteiden hallinta

Metaanintuottoon ja hajuyhdisteisiin vaikuttaa kaatopaikalle sijoitetun jätteen sisältämä biohajoavan orgaanisen aineen määrä, jota teollisuuden prosessijätteen sekä rakennus- ja purkujätteen käsittelyn rejekteissä on vähän suhteessa yhdyskuntajätteeseen. Tämän vuoksi rejektikaatopaikoilla metaanintuotto on vähäinen, joten kaasun kerääminen ja hyödyntäminen ei ole kannattavaa. Rejektikaatopaikan metaani- ja hajupäästöjä voidaan hallinta käyttämällä jätetäytön soluissa päivittäispeittoa, jossa metanotrofiset mikrobit hapettavat metaania ja hajottavat hajua tuottavia yhdisteitä. Metaani hapettuu biomassassa aina, kun sekä metaania että happea on samanaikaisesti läsnä. Metaanin hapetukselle optimaaliset olosuhteet mahdollistavia päivittäispeittona käytettäviä materiaaleja on viime vuosina paljon tutkittu (mm. Karhu 2005; Perdikea et al. 2007; He et al. 2008; Jugnia et al. 2008; Huber-Humer et al. 2009; Einola et al. 2009; Solanin et al. 2009). Karhun (2005) tutkimusten mukaan yhdyskuntajätteen mekaanis-biologisesti käsitelty seula-alite, jota on kompostoitu vähintään 5 kuukautta, soveltuu metaanin hapetukseen kaatopaikan pintakerroksessa. Lysimetrikokeissa tutkituissa MB-jakeissa hapettui 74 – 99 % metaanikuormasta 12 - 25°C lämpötilassa. Viisi kuukautta kompostoidun MB-jakeen oma kaasuntuottopotentiaali oli alle Saksan ja Itävallan kaatopaikkasijoittamisen raja-arvon 20 l/kg kuiva-ainetta. (Karhu 2005)

Huber-Humer et al. (2009) mukaan kypsän ja stabiloituneen kompostin hyviä ominaisuuksia metaania hapettavien metanotrofisten mikrobien kannalta ovat sen sisältämä orgaanisen aineen määrä, suuri pinta-ala, korkea veden pidätyskyky yhdessä huokoisuuden kanssa, jolloin komposti on ilmavaa suhteellisen korkeassa kosteudessa. Kompostia voidaan pitää stabiloituneena, kun sen hapenkulutus on hengitysaktiivisuustestillä mitattuna 0.9 $\mu\text{mol O}_2/\text{h g}$ kuiva-ainetta (Albanna et al. 2009). Komposti vaatii kuitenkin tukiainetta, esimerkiksi hiekkaa, joka estää sen tiivistymisestä aiheutuvaa happipitoisuuden laskua (Jugnia et al. 2008). Perdikea et al. (2007) mukaan metaanin hapetuminen oli tehokkainta kompostin ja sahajauhon seoksessa, jota levitettiin jätetäytön pinnalle 30 cm paksuudelta.

Toisaalta Solan et al. (2009) mukaan kompostin käyttö päivittäispeittona voi myötävaikuttaa hajujen muodostumiseen, joten heidän tutkimuksessa testattiin päivittäispeittona rakennus- ja purkujätteenkäsittelystä syntyvää hienoainesta yhdessä puuhakkeen kanssa. Ennen koetta sekä hienoaineksen että hakkeen taustahaju tutkittiin olfaktometrisesti. Käytössä olevan kaatopaikan hajuja poistavana päivittäispeittona toimi parhaiten rakennus- ja purkujätteen hienoaines yhdessä hakkeen kanssa niin, että solun pinnalle levitettiin ensin 5 cm paksuinen kerros hienoainesta ja sen päälle 15 cm haketta.

Rakennus- ja purkujätettä tai sen käsittelyn rejektejä loppusijoittavien kaatopaikkojen hajujen hallintaa päivittäispeitoilla on myös tutkittu. Plaza et al. (2006) laboratorio-kokeiden perusteella rakennus- ja purkujätteen kaatopaikkojen rikkivedyn hallintaan voidaan käyttää päivittäispeittona joko sammutetun kalkin ja hiekkapitoisen maan seosta tai raekooltaan alle 2,5 cm betonimursketta. Molemmat materiaalit poistivat koejärjestelyssä 99 prosenttisesti kipsilevyä sisältävästä näytteestä syntyneen rikkivedyn. Molempien materiaalien rikkivety päästöjen väheneminen perustui emäksisiin olosuhteisiin, jolloin rikkivety reagoi sammutetun kalkin tai betonin kanssa muodostaen mineraali- ja metallisulfideja. Materiaalit toimivat myös luonnollisena esteenä kaasun diffuusiolle jätetäytöstä.

Vastaaviin tuloksiin pääsivät Xu et al. (2009) kenttäkokeissa, kun rakennus- ja purkujätteen kaatopaikan päivittäispeittona käytettiin joko kalkittua maata, hienorakeista betonimursketta tai puutarhajätekompostia. Puutarhajätekompostin rikkivety päästöjen vähennys perustui mahdollisesti rikkivedyn sorptioon kompostiin tai kompostissa olevat mikrobit käyttivät rikkivetyä aineenvaihdunnassaan.

3 MEKAANISEN JÄTTEENKÄSITTELYN REJEKTIT

Mekaanisen jätteenkäsittelyn tavoitteena on ottaa jätevirroista mahdollisimman tehokkaasti talteen hyödynnettävät materiaalit teollisuuden raaka-aineeksi ja energiantuotannon polttoaineeksi. Käsittelyprosessien eri vaiheissa jätevirrasta poistetaan hyödyntämiskelvottomia materiaaleja, joita kutsutaan rejekteiksi. Syntyneitä rejektejä

voidaan jatkokäsitellä esimerkiksi biologisesti niiden stabiilisuuden lisäämiseksi. Laitosmaisen mekaanisen jätteenkäsittelyn edellytyksiä ovat suuret materiaalivirrat.

3.1 Jätteen mekaanisen käsittelyn prosessit jätteenkäsittelylaitoksilla

Mekaanisen käsittelyn lopputuotteita ovat teollisuuden uusioraaka-aineena hyödynnettävät materiaalit kuten metallit, lasi, paperi ja pahvi sekä energiantuotannon polttoaineet kuten puu ja polttokelpoiset muovit. Mekaanisen käsittelyn yksikköprosessit ovat pääpiirteessään samat eri jätteenkäsittelijöillä, mutta niiden toteutukset vaihtelevat käsiteltävien jätteiden ominaisuuksien ja laitoksen lopputuotteiden mukaan.

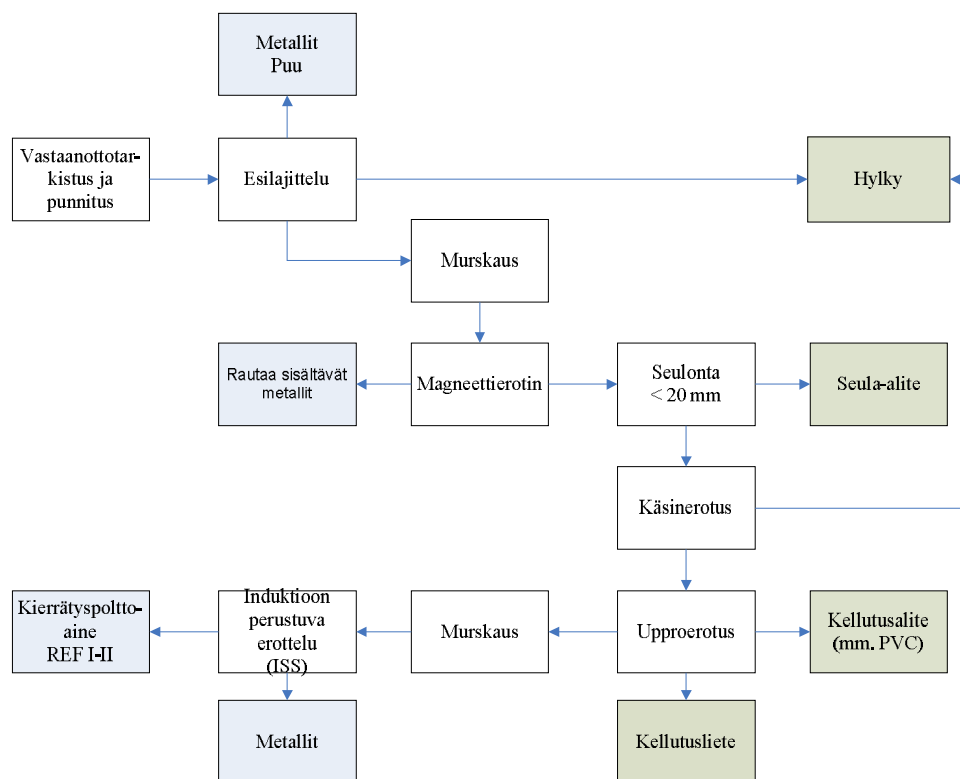
Tchobanoglous et al. (1993) mukaan mekaanisen jätteenkäsittelyn yksikköprosesseja ovat raekoon pienentäminen, raekoon mukainen erottelu, materiaalin tiheyteen perustuva erottelu ja sähkö- ja magneettikenttään perustuva erottelu. Yksikköprosesseilla muutetaan jätteen fyysisiä ominaisuuksia, jotta eri jätejakeet voidaan helpommin erotella toisistaan ja jätevirrasta voidaan poistaa epäpuhtauksia (Tchobanoglous et al. 1993). Käytettävän erotusmenetelmän valinta perustuu eroteltavien materiaalien ominaisuuksien maksimointiin (Heiskanen 2009).

Kierrätysmateriaaleja ja kierrätyspolttoainetta tuottavalla syntypaikkalajiteltua kaupan, liikekiinteistöjen, teollisuuden, rakentamisen pakkaus- ja sekajätettä (RKTP -jätettä) käsittelevällä laitoksella on useita prosesseja, joiden yksikköprosessien määrä vaihtelee. Erilliskerättyjen PET -palautuspullojen ja alumiinitölkkien käsittelyprosessiin kuuluu rei'itys, litistys ja paalaus, jonka jälkeen materiaali toimitetaan uusioraaka-aineeksi teollisuudelle. Erilliskerätty energiajäte prosessoidaan kierrätyspolttoaineeksi murskaamalla ja rautametallien poisto magneettierotuksella, jonka jälkeen se paalataan ja pakataan. Erilliskerätty jätepuu sekä syntypaikkalajittelemattomasta rakennus- ja purkujätteestä erotettu puu esimurskataan ja magneetilla poistetaan rautaa sisältävät kappaleet, jonka jälkeen tapahtuu hienomurskaus ja magneettierotus naulojen poistamiseksi puuhakkeesta.

Syntypaikkalajittelemattoman teollisuuden ja rakentamisen sekajätteen käsittely vaatii useita prosesseja eri materiaalien erottelemiseksi jätevirrasta. Nämä prosessit kuvataan seuraavassa kappaleessa.

3.2 Tutkittavien rejektien syntyprosessit

Lajittelemattomasta ja lajitellusta rakennus- ja purkujätteestä sekä teollisuuden prosessijätteestä kierrätyspolttoainetta (REF) tuottavan jätteenkäsittelyn yksikköprosessit ja niistä syntyvät rejektit on esitetty kaaviossa kuvassa 5.



Kuva 5. Loppusijoitettavia rejektejä tuottavat jätteenkäsittelyn yksikköprosessit.

Esilajittelu

Laitokselle käsiteltäväksi saapuva jäte-erä tarkastetaan sen varmistamiseksi, että kuorma sisältää vain laitoksen lupaehdot täyttävää jätettä. Punnituksen jälkeen jäte-erä puretaan käsittelyhallin lattialle esilajittelua varten. Esilajittelussa jäte-erästä poistetaan hyödyntämiskelvottomat materiaalit, roskat ja mekaanista käsittelyä haittaavat materiaalit, esimerkiksi nauhamainen materiaali voi tukkia ilman leikkuria olevan murskai-

men. Syntynyttä rejektiä kutsutaan hylkyksi. Karkeassa esilajittelussa syntyvä hylky on usein materiaaliltaan heterogeenistä sisältäen erilaatuisia ja eri kokoisia jättejakeita. Hyllyn määrään ja laatuun vaikuttaa jätteenkäsittelylaitoksen lopputuotteet, joihin sopimattomat materiaalit päätyvät hylkyyn. Mekaanista käsittelyä haittaavan materiaalin mukana voi hylkyyn päätyä myös hyödyntämiskelpoista materiaalia, jonka talteenotto vaatisi erillisen käsittelyprosessin kaatopaikalle sijoitettavan määrän vähentämiseksi. Esilajittelussa ja käsin erottelussa syntyvän hyllyn osuus on keskimäärin viisi prosenttia käsiteltyjen jätteiden määrästä.

Murskaus

Mekaanisen jätteenkäsittelyn yleinen yksikköprosessi on jätteen raekoon pienentäminen murskaamalla. Murskauksen tarkoituksena on tehostaa hyödynnettävien materiaalien erottelua, kun materiaalien väliset liitokset rikkoutuvat. Raekoon pienentämiseen käytettäviä laitteita ovat leuka-, valssi tai iskumurskaimet, leikkuri ja silppurit. Vasaramurskain soveltuu kovien jättejakeiden murskaamiseen, kun vastaavasti silppuria käytetään alumiinin, pehmeiden muovien ja renkaiden raekoon pienentämiseen. Jätteenkäsittelyprosessiin voi liittyä useampia murskauksia prosessin eri vaiheissa. Murskauksessa pehmeät ja hauraat materiaalit murskautuvat tai jauhautuvat raekooltaan pieniksi.

Seulonta

Seulonnan avulla jättejakeet erotellaan raekoon perusteella jätevirrasta ja samalla materiaali homogenisoituu ja jatkokäsittely helpottuu. Seulonnan tarkoituksena on poistaa jätevirrasta hienoaaines, jota ei haluta lopputuotteeseen. Käytetyimpiä seuloja ovat täryseula ja rumpuseula. Seulonnessa jätemateriaali voi erottua useaksi eri jätevirraksi, joita jatkokäsitellään erikseen. Seulonnessa syntyvä rejekti on seula-alitetta, joka sisältää murskauksessa helposti murenevaa materiaalia kuten kipsi- ja lastulevyä, styroksia, eristemateriaaleja, lasia, betonin ja tiilen paloja sekä hienoaainesta eli mujua, joka koostuu hiekasta, mullasta ja pölystä. Seula-alitteen määrään ja laatuun vaikuttaa käsiteltävien jäte-erien materiaalit ja käytetty seulasäleikön koko, joka vaihtelee 20 – 100 mm välillä. Rakennusten purkujätteessä on mukana kovuudeltaan erilaisia materiaaleja sekä epäpuhtauksina pölyä ja maa-aineksia, jotka murskauksen jälkeen seulonnassa päätyvät

seula-alitteeseen. Mekaanisessa jätteenkäsittelyssä seula-alitetta syntyy enemmän kuin hylkyä.

Uppokellutus

Uppoerottelussa eri tiheyksisten nestevirtojen avulla erotellaan kevyet ja raskaat materiaalit toisistaan. Kellutusnesteen tiheys säädetään eroteltavien materiaalien mukaan. Pongstabodee et al. (2007) tutkimuksen mukaan vesijohtoveden avulla voidaan murskata ja seulotusta jätevirrasta erotellaan matala- ja korkeatiheyksiset muovilaadut. Uppokellutuksen tarkoituksena on poistaa jätevirrasta PVC:tä sisältävät muovit, etteivät ne päädy lopputuotteena olevaan kierrätyspolttoaineeseen. Kellutusalitteeseen päätyy myös muita raskaita materiaaleja kuten tiilen, kaakelin ja betonin paloja, sähköjohtoja ja magneetittomia metalleja (kuva 6). Kellutusalitteessa on mukana myös biohajoavaa materiaalia, joka on pääasiassa puuperäistä materiaalia kuten puun, lastulevyn ja vaneerin paloja sekä tekstiilejä.



Kuva 6. Teollisuuden prosessijätteen sekä rakennus- ja purkujätteen käsittelyssä syntyvää kellutusalitetta.

Kellutusliete sisältää kellutusnesteeseen jätteistä huuhtoutunutta pölyä ja muuta hienoaainesta. Tässä diplomityössä tutkitaan tarkemmin jätteenkäsittelyn rejekteistä seula-alitetta ja hylkyä.

4 TUTKIMUSAINEISTO JA TUTKIMUSMENETELMÄT

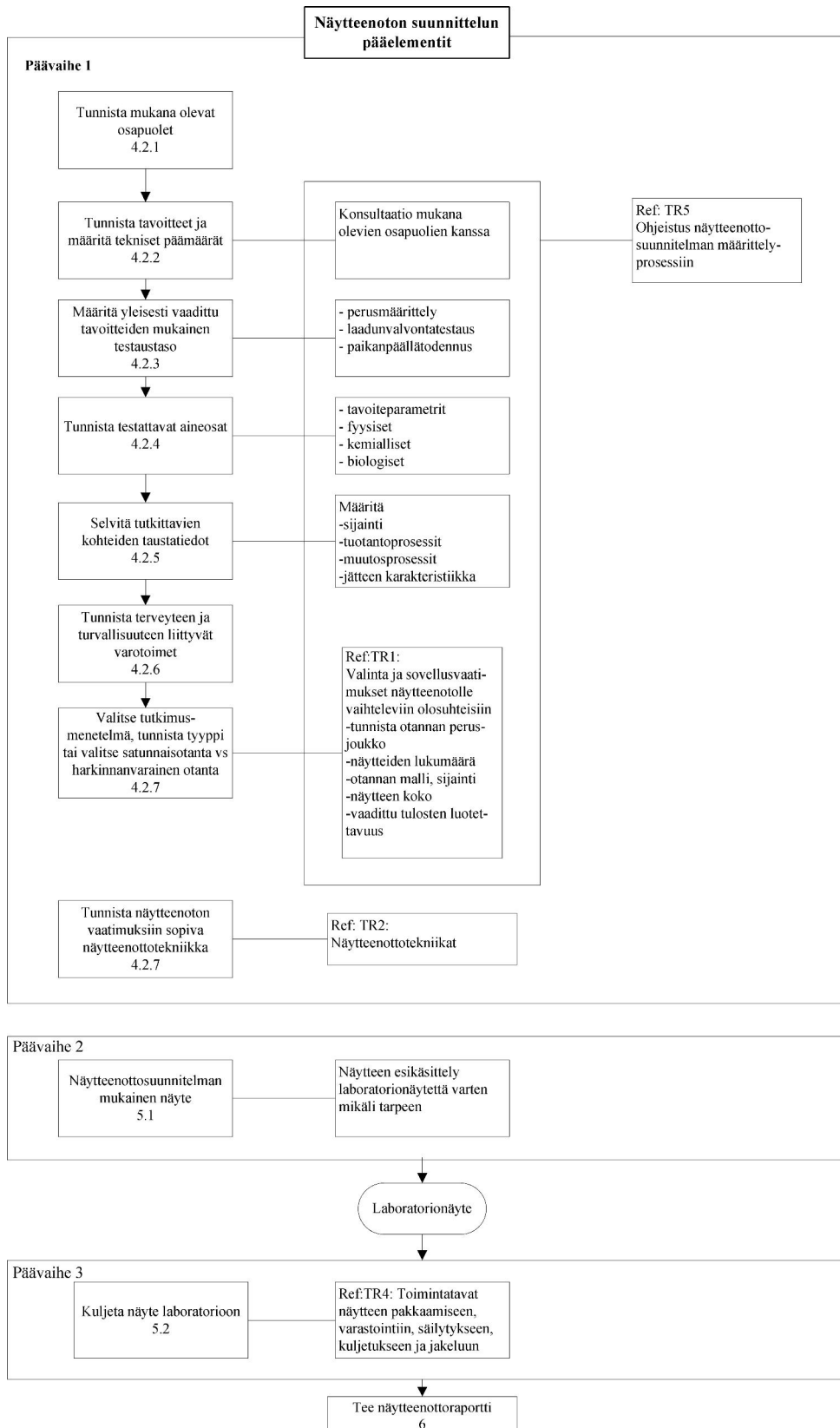
Tämän diplomityön näytteenottosuunnitelma perustuu standardiin (SFS-EN 14899) ”Jätteiden karakterisointi. Jätemateriaalien näytteenotto: kehys näytteenottosuunnitelman esivalmisteluun ja sovellukseen”. Standardin mukaan näytteenottosuunnitelmassa kuvataan laboratorionäytteiden keräämisen menetelmät, joilla testaussuunnitelman tavoitteet täyttyvät. Perusperiaatteet ovat:

- tuottaa standardoituja näytteenottosuunnitelmia tavanomaisissa olosuhteissa
- yhdistää Euroopan Unionin ja kansallisten lainsäädäntöjen vaatimat erityiset näytteenoton vaatimukset
- suunnitella ja luoda sellainen näytteenottosuunnitelma, jota voidaan käyttää pohjana kaikissa tapauksissa

Standardin mukainen näytteenottosuunnitelman sisältää kolme päävaihetta, joiden avainkohtia ovat:

- päävaihe 1 : tutkimuksen osapuolet,
testausohjelman tavoitteet,
testaustason määrittäminen,
testattavien aineosien tunnistus,
materiaalin taustatiedot,
näytteenoton työturvallisuus,
tutkimustavan valinta ja näytteenottotekniikat,
- päävaihe 2 : näytteenotto
- päävaihe 3: kuljetus

Lopuksi näytteenotosta tehdään näytteenottoraportti. Kuvassa 7 on kuvattu standardin (SFS-EN 14899) mukaisen näytteenottosuunnitelman pääelementit. Tämän diplomityön näytteenottosuunnitelma on liitteessä 1.



Kuva 7. Näytteenoton suunnittelun pääelementit SFS-EN 14899 standardin mukaan.

4.1 Tutkimuksen toteutus

Jätteenkäsittelyn rejektien loppusijoittajan kanssa sovittiin tutkittaviksi rejekteiksi 28.4.2010 tulevassa kuormassa olevat jäte-erät. Tutkittavat erät ohjattiin jätekeskuksen vanhalle rakennusjätteen lajittelukentälle. Kuormassa saapui hyödyntämätöntä materiaalia eli hylkyä, seula-alitetta sekä kellutuksen lietettä. Myöhemmin päivällä saapui erä kellutusaliitetta. Saapuneet loppusijoitettavat rejektit tunnistettiin yhdessä jätekeskuksen kenttähenkilöstön kanssa ja erät valokuvattiin. Analysoitavat laboratorionäytteet päätettiin ottaa seula-alitteesta ja hylystä, kellutusaliitteen karakterisointi tehdään valokuvien avulla. Näytteenotto aloitettiin hylystä, josta näytteenottosuunnitelman mukaan otetaan harkinnanvarainen otanta.

4.1.1 Harkinnanvarainen otanta hylystä

Jätteenkäsittelijän toimittamassa hylkyerässä oli kokonainen patja ja 40 kappaletta lasikuituisia jätessäiliöitä (kuva 8). Loppusijoittajan ja analysoivan laboratorion näytteenoton vastuuhenkilön kanssa päätettiin poistaa erästä 37 jätessäiliötä ja kolme murskattiin kaivinkoneella sekä patja paloiteltiin käsin. Jätessäiliöiden ja patjan palat levitettiin jäte-erään ennen sekoitusta.



Kuva 8. Hylkyerä ennen sekoitusta.

Hylkyerä sekoitettiin kaivinkoneella standardin (CEN/TR 15310-2:2006) mukaisesti nostelemalla uudeksi aumaksi jäte-erän viereen. Hylkyerä sisälsi runsaasti pitkä- ja venyvää kumi-, muovi- ja kangasliinoja sekä rautalankaa, mitkä haittasivat sekoitta-

mista (kuva 9). Liinoja ja lankoja katkottiin sekoittamisen helpottamiseksi. Kun hylkyerä oli levitetty aumaksi, sen pituus mitattiin askelmitalla, jaettiin neljään osaan ja päätettiin poistaa päätyneljännekset. Menettely poikkeaa standardin mukaisesta pienentämisestä, mutta päätös perustui materiaalin nauhamaisuuteen, mikä haittasi sen käsittelyä.



Kuva 9. Hylkyerän sekoittaminen aumaksi.

Näytteenottoa varten tutkittava hylkyerä lajiteltiin pääsääntöisesti käsin ja koneella 37:ään eri jakeeseen (taulukko 9 s. 57). Erilliset jakeet kasattiin kentälle levitettyjen suojamateriaalien päälle. Myöhemmin osa jakeista siirrettiin poistettuihin jätesäiliöihin, ettei erotellut kevyet jakeet leviä tuulen mukana ympäristöön. Samalla jätesäiliöt toimivat jakeiden määrän arvioinnissa niiden osuuden määrittämiseksi.

Käsinlajittelu kesti yhdeltä henkilöltä seitsemän arkipäivää. Yhtenä päivänä lajittelu oli keskeytettävä jatkuvan vesisateen vuoksi, kun alueelle alkoi levitä vettä. Lajittelua hidasti sekoituksen yhteydessä liinamaisten materiaalien ja rautalankojen sekoittuminen niin, että tarvittiin koneellista apua löyhentämään jakeita toisistaan. Rautalanka aiheutti lajitteluun turvallisuusriskin, koska jalka saattoi jäädä rautalankalenkkiin ja lankojen päät pistivät kasasta, joten suojalasien käyttö oli tarpeellista.

Hylkyerässä oli mukana myös rakennustyömaiden ja teollisuuden sosiaalityömaiden yhdyskuntajätettä, joka koostui käsipyyhepaperista, työkaluista, kahvinporoista, einersasioista ja maitotölkeistä sekä ruuantähteistä. Sekoituksen yhteydessä osa yhdys-

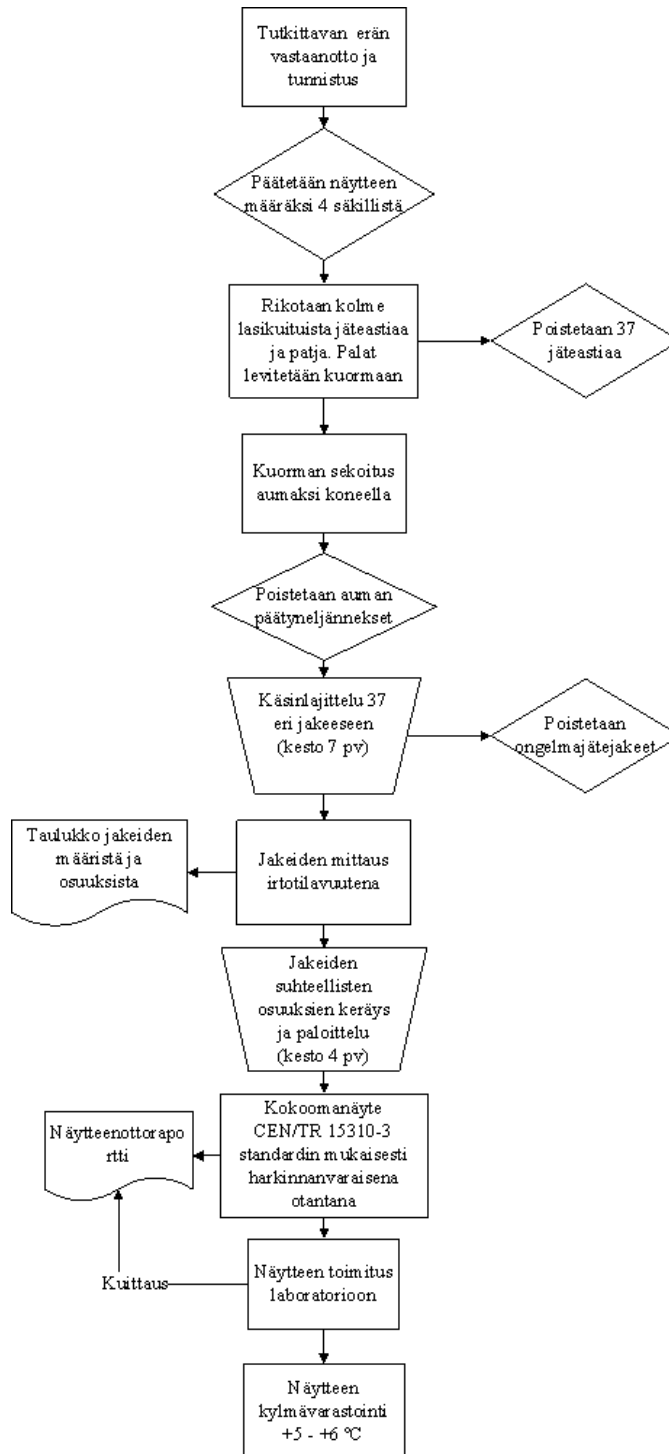
kuntajätettä sisältävistä pusseista hajosi, mikä houkutteli paikalle lokkeja, variksia ja naakkoja.

Hylkyerästä löytyi sormiparistoja (7 kpl) sekä ympäristölle haitallista rasvanirrotusainetta sisältäviä aerosolitölkkejä, joista yhdessä oli vielä sisältöä. Sekä sormiparistot että rasvanpoistoainetta sisältänyt aerosolitölkki poistettiin lajittelusta. Lajittelun päätyttyä jakeiden määrät arvioitiin irtokuutioina ja litroina, minkä jälkeen laskettiin suhteelliset osuudet (taulukko 9 s. 57).

Harkinnanvaraisen näytteen määräksi sovittiin neljä jätessäkillistä, joten näytteeseen tulevien jakeiden määrä laskettiin 800 litran mukaan. Kaikki jakeet vaativat käsittelyä. Raekoon pienentäminen tapahtui leikkaamalla ja murskaamalla. Erityisen hankalaa oli kumia sisältävän materiaalin käsittely sen sikeyden vuoksi. Parhaaksi menetelmäksi osoittautui käsikassaralla silppuaminen, mitä käytettiin myös pahvin ja sähköjohtojen paloitteluun. Edustavan otoksen saanti metalleista vaati koneellista paloittelua, joka tapahtui jätekeskuksen tulityöhuoneessa kulmahiomakoneella, lankamainen metalli pilkottiin sivuleikkurilla. Jakeiden esikäsittely kokoomanäytettä varten kesti neljä päivää.

Taulukko 9. Hylystä lajitellut jakeet ja niiden tilavuusosuudet ryhmiteltynä eri jätejakeisiin.

Hyödyntämätön jäte (hylky)	määrä	
	irtokuutio	t-%
Biohajoavat jakeet		
Pakkauspahvi ja hylsy	1,5	7,82
Patjan pehmike ja muu	0,04	0,21
Puu	0,4	2,09
Tekstiilit: hanskat ja vaatteet	0,1	0,52
Rengastekstiili 1 (rayon)	0,15	0,78
Paperi	0,3	1,56
Tarranauha	0,3	1,56
Köysi ja kangasliina	0,01	0,05
Sekajäte (paperi, biojäte, muju)	3	15,65
Muu (kangassuodatin, suppilo, turvakengät)	0,11	0,57
Energiajakeet		
Muoviliina	0,5	2,61
Styrox	0,08	0,42
Sidontanauha	0,4	2,09
Kennomuovi	0,3	1,56
Muovisäkit (sininen)	0,5	2,61
Solumuovi	0,5	2,61
Suojafoam	0,4	2,09
Pakkausmuovit	3,7	19,30
Pakkauskuitu (suursäkki)	1,5	7,82
Suodatinkangas	0,25	1,30
Rengastekstiili 2 (nylon nauha)	0,1	0,52
Rengastekstiili 3 (nylon, polyesteri)	0,25	1,30
Pakkaustekstiili	0,1	0,52
Lämpösiirtonauha	0,04	0,21
Vahtomuovi	0,04	0,21
PET -pullot	0,02	0,10
Kumi		
Kumin ja muoviliinan yhdistelmä	3,5	18,25
Kumi	0,1	0,52
Sulanut kumimassa	0,08	0,42
SER	0,2	1,04
Metallit	0,075	0,39
Kovat muovit		
Kovat muoviasiat ja putket	0,25	1,30
Mustepurkit	0,005	0,03
Muu		
Eriste	0,08	0,42
Lasikuitu	0,2	1,04
Mineriittilevy ja kiviaines	0,005	0,03
Kosteudenesto (bentoniitti, silicagel)	0,09	0,47
Yhteensä	19,175	100,00



Kuva 10. Hylyn harkinnanvaraisen näytteenoton prosessikaavio.

Kuvassa 10 on kaavio harkinnanvaraisen näytteenoton prosessista. Jokainen jae mitattiin ennen esikäsittelyä ja kaadettiin käsittelyn jälkeen kokoomanäytekasaaan. Aluksi näytekasoja oli kaksi, jotta ne pystyttiin paremmin suojaamaan tuulelta. Kasat yhdistettiin ja sekoitettiin kääntämällä, mikä oli hankala toteuttaa tuulen vuoksi. Näyte pakat-

tiin neljään 250 litran jätessäkkiin, merkattiin tunnistetiedoilla ja täytettiin näytteenottoraportti (liite 2). Säkit toimitettiin analysoivaan laboratorioon kylmäsäilytykseen.

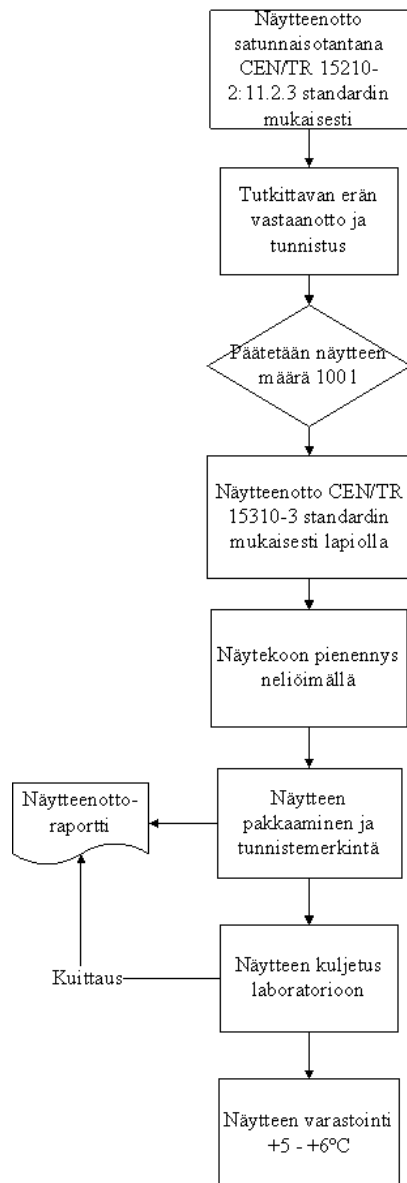
4.1.2 Satunnaisotanta seula-alitteesta

Rakennus- ja teollisuuden jätteenkäsittelyn seula-alite on homogeenista alle 20 mm partikkelikokoa olevaa seulottua hienoaainesta (kuva 11), joten näytteenotto satunnaisotantana voitiin suorittaa ilman esikäsittelyä.



Kuva 11. Tutkittava seula-alite.

Standardin (CEN/TR 15310-3:2006) mukainen näytteenotto aloitettiin tunnistamalla seula-alitetta sisältävä jäte-erä (kuva 12 s. 61). Näytteenottovälineeksi valittiin lapio, joka puhdistettiin hanavedellä ja kuivattiin. Osanäytteiden kasausta varten levitettiin puhdas suojapeite. Seula-alitekasan ulkoreunalle merkattiin noin 50 cm korkeudelle osanäytteiden näytteenottokohdat. Koska seula-alitekasa oli ollut viikon rakennusjätteen käsittelyalueella, poistettiin kuivunutta pintaa ennen osanäytteen ottoa. Kun näytteet oli otettu kasan ympäriltä, siirrettiin kasan yläosa kaivinkoneella pois, jotta osanäytteiden ottoa voitiin jatkaa samalta korkeudelta kasan sisältä. Kasan sisältä osanäytteiden otossa noudatettiin kolmioista muodostuvaa systemaattista näytteenottoverkkomallia.

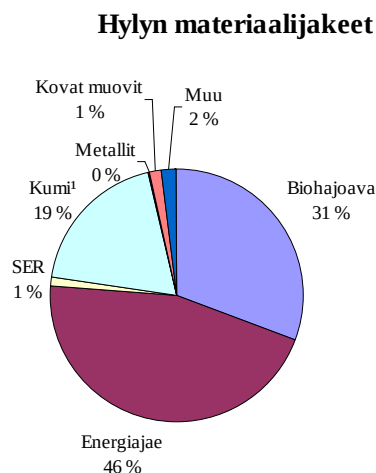


Kuva 12. Seula-alitteen satunnaisotannon näytteenottokaavio.

Näytteen kooksi oli päätetty 100 litraa, joten osanäytteistä koostuvaa näytettä pienennettiin standardin mukaan neliöimällä. Neliöintiä varten näytekasa tasattiin tasapaksuiksi neliöiksi, joka jaettiin neljään osaan. Poistettaviksi neljänneksiksi valittiin vinottain vastakkaiset neljännekset, millä varmistettiin, että näyte määrä tulee puolitettua, vaikka jako neljään osaa ei olisikaan mennyt tarkalleen tasan. Saatu näyte pakattiin kahteen 40 litran muoviasiassa olevaan 250 litran muovisäkkiin, merkattiin tunnuksilla, täytettiin näytteenottoraportti (liite 3) ja toimitettiin laboratorioon kylmäsäilytykseen.

Teollisuuden ja rakentamisen jätteiden käsittelyprosessissa syntyvät seula-alite ja hylky eroavat rakenteellisilta ominaisuuksiltaan. Seula-alite on partikkelikooltaan homogeenista jätettä, joka sisältää paljon hienoainesta murskauksesta johtuen. Seula-alite sisältää biohajoavaa materiaalia kuten puuta, paperi, pahvia ja tekstiilejä sekä hajoamatonta kuten betonia, tiiltä, maa- ja kiviainesta (kuva 11 s. 59). Rakentamisen ja purkamisen vaiheet vaikuttavat paljon syntyvään jätteeseen. Koska jätteenkäsittelylaitokselle jätettä saapuu käsiteltäväksi useasta kohteesta, on rakennusjätteen seula-alite materiaaaliltaan suhteellisen homogeenista. Seula-alitteen sisältämä kipsilevyn osuudessa voi vaihtelua esiintyä.

Hylky on hyvin heterogeenistä jätettä, joka sisältää suuriakin materiaalikappaleita. Lopuksi jätteen hylyn materiaalisisältö vaihtelee jätteittäin. Näytteenottoa varten tehdyssä lajittelussa erottui materiaaleja sekä materiaalikierrätykseen että energiahyötykäyttöön. Kuvassa 13 on esitetty hylystä erotellut 37 eri jätettä ryhmiteltynä taulukon 9 mukaisesti materiaali-jakeisiin niiden ominaisuuksien ja hyötykäytön perusteella. Kolme suurinta ryhmää olivat energijae (46 t-%), biohajoavat materiaalit (31 t-%) ja kumi (19 t-%).



(¹ Normaalista poikkeava määrä)

Kuva 13. Hyllyn sisältämät materiaalit jaettuna eri jäte-ryhmiin (t-%).

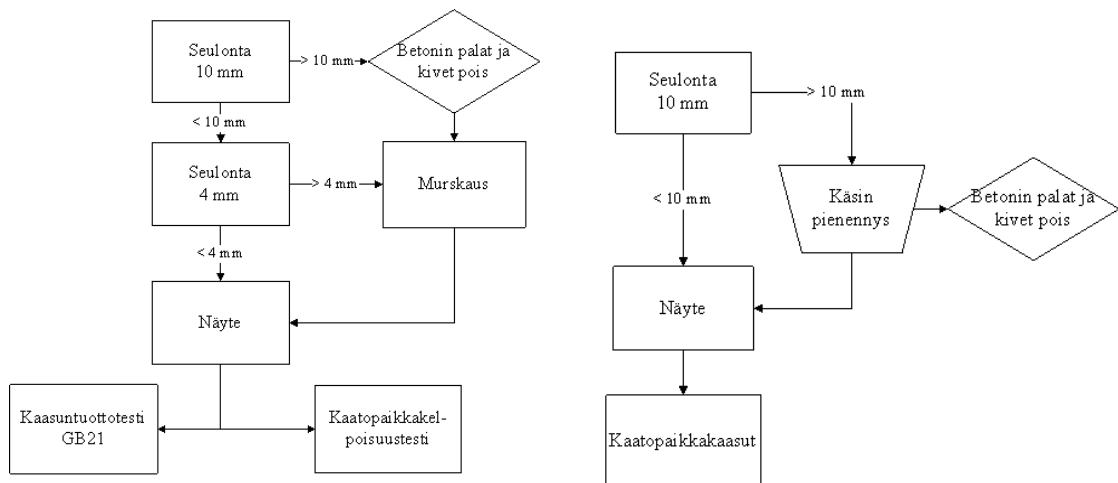
Tässä diplomityössä tutkittavaan hylkyyn sattui huomattavan paljon teollisuuden prosessijätteestä eroteltua hyötykäyttöön kelpaamatonta jätettä, mikä selittää poikkeuksellisen suuren kumin osuuden. Energijakeen osuus selittyy erilaisten

muovien suurella määrällä. Biohajoavien ryhmään laskettiin sekajätteen lisäksi pahvit, paperit, puu ja tekstiilit, jotka olisi voitu laittaa energiajakeeseen tai omiksi ryhmikseen. Todellisuudessa energiajakeessa on mukana biohajoavana materiaalina pahvihylsyjä, koska erottelussa ei purettu kaikkia muovia hylsyiltä erilleen. Kovat muovit sisältävät sellaisia muovilaatuja, joissa todennäköisesti on PVC:tä kuten viemäriputkia, minkä vuoksi ne ovat erillisenä ryhmänä.

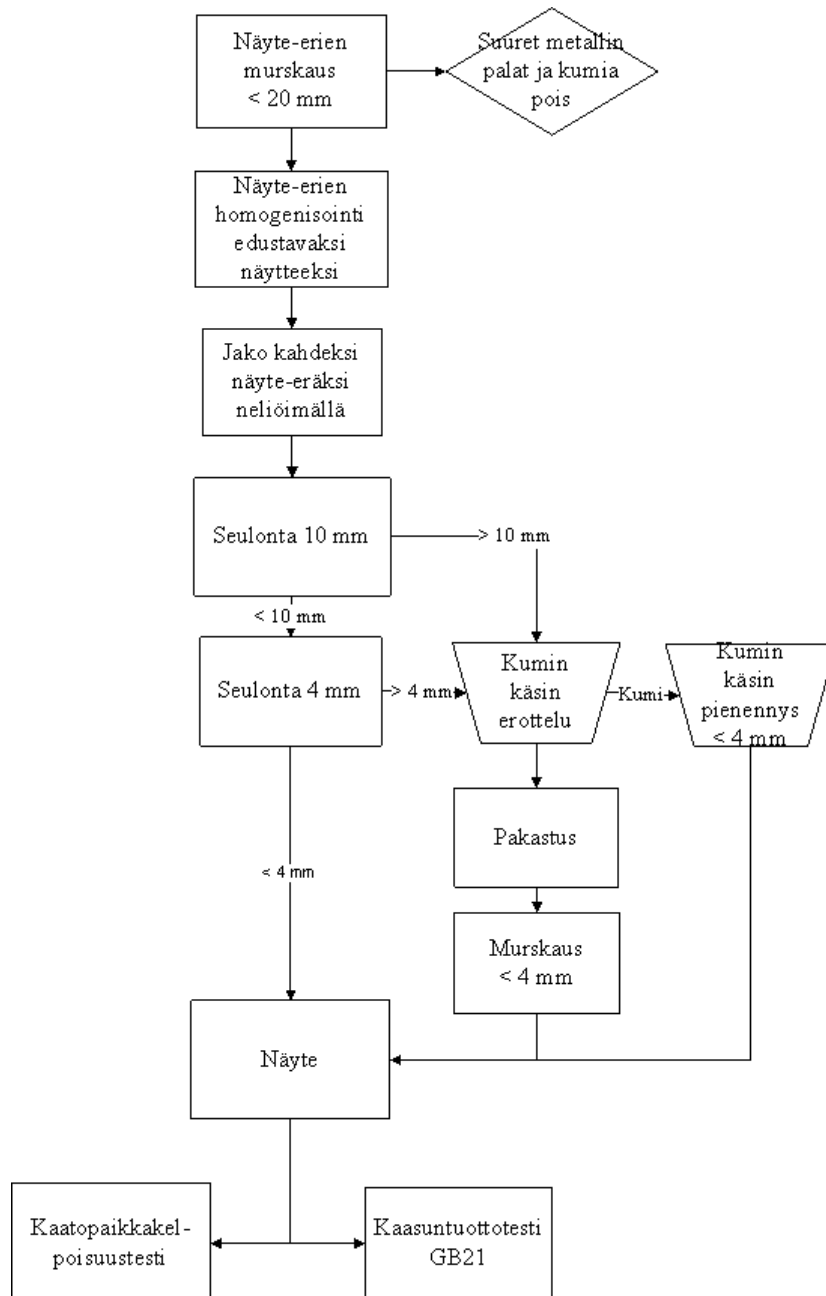
Tutkittujen rejektien näytteenotto on esitetty valokuvina liitteessä 4.

4.1.3 Hylyn ja seula-alitteen laboratorionäytteen käsittely laboratoriossa

Kaatopaikkakelpoisuustestiä varten molemmat näytteet vaativat murskausta alle 4 mm raekokoon. Seula-alitteen osalta murskaus tehtiin laboratorion omalla murskaimella. Murskauksen yhteydessä murskattavasta erästä (2,5 kg) poistettiin kiviä ja betonin paloja, joihin laboratorion murskain ei pystynyt. Kuvassa 14 on kuvattu seula-alitteen laboratorionäytteen käsittelyprosessit analyysijä varten.



Kuva 14. Seula-alitteenäytteen käsittelyprosessit laboratoriossa analyysijä varten.

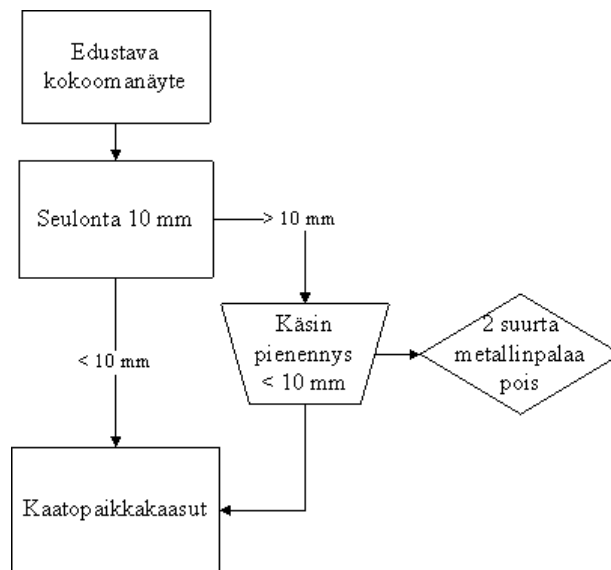


Kuva 15. Hylyn näytteen käsittelyn vaiheet laboratoriossa analyysensä varten.

Kuvassa 15 on kaavio hylyn kokoomanäytteen käsittelyn vaiheista laboratoriossa kaatopaikkakelpoisuustestiä varten. Hylyn esimurskaukseen oli vaikea löytää sopivaa murskainta näytteen sisältämien kumin, muovisten sidontanauhojen ja metallin kappaleiden vuoksi. Jokainen muovisäkissä oleva erä murskattiin erikseen ja viimeisestä säkistä osa jätettiin murskaamatta. Edustavan näytteen saamiseksi tehtiin laboratoriossa kokoomanäyte jatkomurskausta varten. Kokoomanäytteeseen otettiin jokaisesta säkistä kaksi lapiollista näytettä yhteen kasaan. Hylyn jatkomurskaus alle 4 mm raekokoon ei onnis-

tunut laboratorion murskaimella kumin osalta, koska murskaimen kuumuus vulkanoi kumin. Lopuksi päädyttiin erottamaan kumi murskattavasta näyte-erästä ja pienentämään käsin vaadittuun raekokoon. Saatua näytettä käytettiin myös kaasuntuotto-testissä GB₂₁, jotta se oli helpompi annostella reaktoripulloihin

Kaatopaikkakaasujen analyysiä varten raekooksi riitti seulonta alle 10 mm. Raekoon pienennykseen ei käytetty murskausta vaan tarvittava näytemäärä seulottiin ja pienennettiin käsin tarvittavaan kokoon. Samalla erästä poistettiin kaksi suurta metallin palaa, joita ei pystytty pienentämään ja kokonaisina olisivat tulleet yliedustetuksi koejärjestelyssä. Käsittelyn yhteydessä havainnoitiin näytteen edustavuutta eri jakeiden osalta. Kuvassa 16 on kaavio hylkynäytteen käsittelystä kaatopaikkakaasujen analyysiä varten tuotettavan kaasun koejärjestelyyn.



Kuva 16. Hyllyn näytteen käsittely kaatopaikkakaasuanalyysiä varten.

4.2 Tutkimusmenetelmät

4.2.1 Kaatopaikkakelpoisuustesti

Kaatopaikkakelpoisuustesteillä tarkoitetaan testejä, joilla selvitetään loppusijoitettavan jätteen fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kuten lyhyt- ja pitkäaikainen liukenevuus,

huuhtoutuminen ja haitallisten aineiden vapautuminen. Seula-alitteen ja hyllyn kaato-paikkakelpoisuustesti tehtiin 2-vaiheisena ravistelutestinä standardin (SFS-EN12457-3) mukaisesti.

Kaksivaiheista ravistelutestiä varten seula-alitteen ja hyllyn näytteet murskattiin ja seulottiin alle 4 mm partikkelikokoon. Näytteisiin lisättiin Milli-Q -vettä neste-kuiva-aine suhteilla L/S2 ja L/S10. Ravistelun jälkeen uuttoliuokset suodatettiin 0.45 µm suodattimen läpi analyysiä varten.

4.2.2 Kaasuntuottotesti GB21

Kaasuntuottotestin GB21 koejärjestelyä varten laboratoriosta varattiin pieni huone, jonne rakennettiin hyllytilaa, ja jonka lämpötila pyrittiin pitämään lisälämmittimillä keskilämpö-tilassa 35 ± 1 °C koko 21 päivän ajan. Reaktiopulloina käytettiin 1000 ml lasipulloja. Pullon korkkina käytettiin muovitulppia, joihin oli porattu reikä kaasun siirtoputkea varten. Syntyvä kaasu johdettiin polyamidiputkella (ToppTube™ PA12, Oy Toppi Ab) toiseen 25 % suolaliuoksella täytettyyn 1000 ml lasipulloon. Suolaliuosta sisältävästä pullosta kaasun syrjäyttämä nestemäärä johdettiin muovipulloon, josta määrä mitattiin arkipäivisin mittalasilla.

Reaktoreita rakennettiin yhteensä 24 kappaletta. Jokaisesta testattavasta reaktetistä ja näiden sekoituksista ilman ymppeä ja ympin kanssa rakennettiin kolme rinnakkaisreaktoria sekä pelkkää ymppeä sisältävät reaktorit että nollareaktorit. Hapeton vesi tehtiin typettämällä erikoispuhdasta vettä (Milli-Q -vettä) 60 -90 minuutin ajan 20 litran erissä.

Pelkkää tutkittavaa reaktiä sisältäviin reaktoripulloihin laitettiin 50 g näytettä ja pullo täytettiin 1000 ml:aan hapettomalla Milli-Q -vedellä. Pullojen täyttö suoritettiin niin, että valmiiksi punnittu näyte laitettiin pulloon, johon laskettiin hapetonta vettä 500 ml:aan saakka, sekoitettiin käsin heiluttamalla ja lisättiin magneettisekoittaja, jonka jälkeen pullo täytettiin hapettomalla vedellä 1000 ml:aan. Reaktorin liuoksen pH mitattiin (Metrohm® 827 pH Lab Meter, USA Inc.).

Lopuksi tehtiin pintatypetys 5 minuutin ajan kaasutilan saattamiseksi anaerobiseen tilaan. Pullojen kumitulpat painettiin tiukasti kiinni. Kumitulppien kaasutiiviyyttä varmistettiin myöhemmin rautalangalla. Seula-alitteen ja hyllyn sekoitus tehtiin hylky-seula-alite –suhteella 1:2 märkápainona (1:1,6 kuivapainona).

Ympinä käytettiin jätevedenpuhdistamon mädättämölietettä, joka oli akklimoitunut kaksi päivää koetilassa. Ennen ympin lisäämistä reaktoripulloihin tarkistettiin sen toimivuus hajun ja kuplimisen perusteella. Ympin lisääminen (50 ml) reaktoripulloon tapahtui sen jälkeen, kun pulloon oli lisätty hapetonta vettä ad 500 ml. Ympin reaktiopulloihin ei lisätty ravinnetta. Taulukossa 10 on esitetty eri reaktorit ja niiden sisältö.

Taulukko 10. Kaasuntuottotestin eri reaktorien materiaalit.

Reaktori	Sisältö
SA 1-3	Seula-alitetta 50 g ja hapetonta vettä ad 1000 ml
SA+Y 1-3	Seula-alitetta 50 g, ymppeä 50 ml ja hapetonta vettä ad 1000 ml
HY 1-3	Hylkyä 50 g ja hapetonta vettä ad 1000 ml
HY+Y 1-3	Hylkyä 50 g, ymppeä 50 ml ja hapetonta vettä ad 1000 ml
SA+HY 1-3	Seula-alitetta 33,3 g, hylkyä 16,7g ja hapetonta vettä ad 1000 ml
SA+HY+Y 1-3	Seula-alitetta 33,3 g, hylkyä 16,7g, ymppeä 50 ml ja hapetonta vettä ad 1000 ml
Ymppe 1-3	Ymppeä 50 ml ja hapetonta vettä ad 1000 ml
Nolla 1-3	Hapetonta vettä ad 1000 ml

Eri reaktorit tehtiin rinnakkaisnäytesarjoja ja siirrettiin koetilaan. Kaasun muodostusta seurattiin jokainen arkipäivä mittaamalla tasauspulloon syrjäytyneen suolaliuoksen määrä (kuva 17). Kun syrjäytyneen suolaliuoksen määrä nousi 500 ml:aan, suoritettiin ennen liuoksen mittausta paine-erojen taseus suolaliuospullon ja mittapullon välillä. Kun mittapullon suolaliuoksen määrä oli yli 500 ml, liuos palautettiin takaisin suolaliuospulloon.



Kuva 17. Kaasuntuottoa 12. päivänä reaktorin valmistamisesta.

4.2.3 Kaatopaikkakaasuanalyysi

Kaatopaikkakaasuanalyysiä varten tarvittava kaasu tuotettiin 16 litran muovikanistereissa vastaavilla seoksilla kuin kaasuntuottotestissä, mutta määrältään kymmenkertaisena ja näytteiden raekoko oli alle 10 mm. Muovikanisteriin lisättiin näytettä 500 g ja 10 kg typetettyä erikoispuhdasta vettä (Milli-Q), jonka mitattu happipitoisuus oli alle 2 mg/l (Inolab Oxi Level 2, WTW GmbH). Lopuksi ympillisiin eriin lisättiin 500 ml jätevesipuhdistamon mädättämölietettä. Liuosten pH mitattiin ja suoritettiin pinta-tytety (20 min) anaerobisten olosuhteiden luomiseksi.

Kanisterin kansien kaasutiiveys varmistettiin parafiinikalvolla ja kansien läpiviennit yhdistettiin kolmen ja 10 litran kaasunkeräyspusseihin (SKC SamplePro FlexFoil® Sample Bag ja SKC SamplePro® Tedlar Air Sample Bag). Ennen käyttöönottoa kaasunkeräyspusseja huuhdottiin typpikaasulla kahteen kertaan. Kansien läpiviennissä käytettiin silikoniletkun palaa ja samaa polyamidiputkea kuin kaasuntuottotestissä GB₂₁. Silikoniletkun palaa käytettiin myös kaasunkeräyspusseiden liitoksessa huomioiden, että kaasu pääse mahdollisimman vähän kosketuksiin silikoniletkun kanssa, koska se absorboi hyvin kaasua itseensä (kuva 18).



Kuva 18. Kaasunkeräysnäytepussin kiinnitys kaatopaikkakaasun koeastiaan.

4.2.4 Hajumääritys olfaktometrisesti

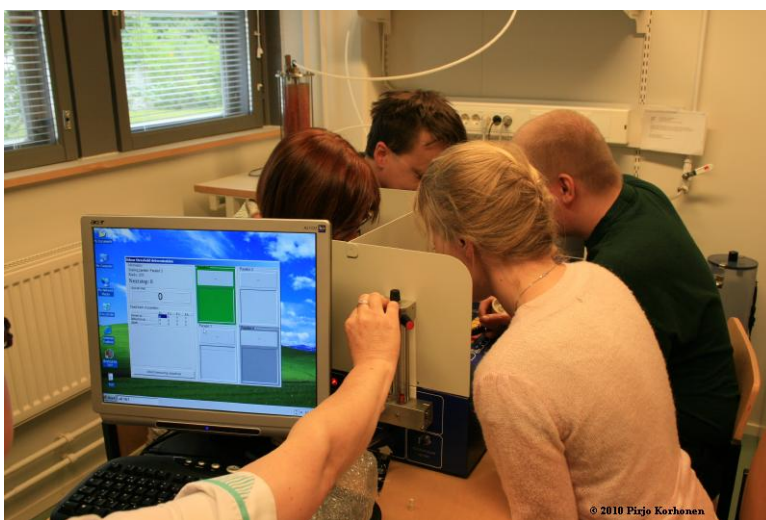
Olfaktometristä hajumääritystä varten varattiin kaasunäytepussit seula-alitteesta, hylystä, hyllyn ja ympin seoksesta sekä seula-alitteen, hyllyn ja ympin seoksesta. Seula-alitteen tuottaman kaasun määrä oli niin vähäinen, ettei siitä saatu riittävää kaasunäytettä hajumääritystä varten.

Olfaktometriä varten tehtiin kaasunäytepussi, jonka tilavuus mitattiin. Näytepussi täytettiin uudelleen puhtaalla ilmalla mitattuun tilavuuteen. Kaasunäytettä vedettiin ruiskulla kaasunkeräyspussista ja vastaava määrä ilmaa poistettiin näytepussista, jonka jälkeen kaasunäyte lisättiin näytepussiin. Ruiskua huuhdeltiin näytepussin ilmalla, jotta kaasu sekoittuisi hyvin näytepussin ilmaan. Näytepussia sekoitettiin kääntelemällä ennen testiä. Hyllyn sekä hyllyn ja ympin tuottamaa kaasua otettiin 200 ml, seula-alitteen, hyllyn ja ympin tuottamaa kaasua 100 ml.

Hajutestissä käytetty Olfaktometer TO7 (Mannebeck ECOMA GmbH, Saksa) koostuu neljästä panelistista ja tietokonesovelluksesta. Ennen testiä panelistit saivat halutessaan haistaa näytepussin sisällön hajua. Tietokonesovellukselle syötettiin näyte-erän tunnistetieto ja sekoitussuhde. Aistinvaraisen hajun voimakkuuden perusteella päätettiin lähtötason sekoitussuhde. Testin alussa sovellus arpoi panelistin, joka saa ensimmäisenä hajunäytteen. Laite syöttää panelistin hajusuppiloon vuorotellen näytekaasua ja puhdasta ilmaa ja panelisti painaa kädessä olevaa painiketta tuntiessaan hajua (kuva 19). Hajunäyttei-

den laimennus tapahtuu tietokoneohjelman mukaan voimakkaammasta laimeampaan ja kierros loppuu, kun puolet panelisteista ei enää haista kaasuvirrasta hajua.

Panelistin hajun rekisteröinnin luotettavuutta testataan satunnaisilla blankko -näytteillä eli näytteen sijaan panelistille puhallettiin puhdasta ilmaa. Blankkoja on testikierroksen aikana viidennes hajunäytteistä. Jokaista näytettä haisteltiin kolmen kertaa. Haistelukertojen välissä laite huuhdeltiin puhdistetulla ilmalla. Lopullinen hajuyksiköiden määrä perustuu panelistien henkilökohtaisiin tuloksiin ja laimennuskertoihin kunnes puolet paneelisteista ei enää aisti hajua hajunäytteestä.



Kuva 19. Hajumääritys olfaktometrisesti.

4.2.5 Hajukaasujen tunnistus ja niiden pitoisuudet

Hajukaasujen pitoisuuksien määrittäminen tapahtui kaksoislämpödesorptiolla yhdistettynä kaasukromatogrammiin ja massaspektrometriin (TD-GC-MS). Adsorptioputken (Tenax® TA Tube) läpi imettiin kaasua kaasunkeräyspussista ilmanäytepumpulla (Alpha-2 Air Sampler, Ametek USA) 100 ml/min virtauksella kahden minuutin ajan, joten kaasunäytteen kokonaismäärä oli 200 ml. Näytteen esikäsittelyssä (TurboMatrix ATD, Automated Thermal Desorber, PerkinElmer, USA) adsorptioputkea huuhdottiin heliumilla yhden minuutin ajan hapen poistamiseksi putkesta. Ensiödesorptiossa putki lämmitettiin 300 °C lämpötilaan, jonka jälkeen putken läpi johdettiin kantokaasuna heliumia 2ml/min virtauksella, joka siirtää desorptioituneet yhdisteet -30° C lämpötilassa olevaan kylmäloukkuun toisiodesorptiota varten. Kylmäloukku lämmitettiin 300

°C lämpötilaan. Sekä ensiö- että toisiodesorption kesto oli viisi minuuttia. Tämän jälkeen desorptioituneet yhdisteet siirrettiin 300 °C lämpötilassa kaasukromatogrammiin (Gas Chromatograph Auto System XL, PerkinElmer Instruments, USA) ja massaspektrometrin (TurboMass, Mass spectrometer, PerkinElmer, USA).

Kaasukromatogrammin kolonin (Varian VF 5ms, 30m x 0.32 mm x 0.1µm) alkulämpötilana oli 35 °C kymmenen minuutin ajan, jonka jälkeen lämpötilaa nostettiin viidellä asteella minuutissa 220 °C lämpötilaan, jossa lämpötilassa kolonia pidettiin viisi minuuttia. Ilmaisimen massakantama oli asetettu 33 – 300 m/z ja analyysin kesto oli 50 minuuttia näytettä kohden. Yhdisteet tunnistettiin massaspekttrin piikeistä tietokone-sovelluksen avulla hyödyntäen Wileyn spektrikirjastoa. Tunnistettujen yhdisteiden pitoisuudet määritettiin eri toluene -pitoisten standardinäytteiden vasteajoista määrittelyn vastekertoimen ja kulmakertoimen avulla. Tunnistetun yhdisteen pitoisuus ilmoitetaan µg/m³.

5 TUTKIMUSTULOKSET

Loppusijoitettavien seula-alitteen ja hyllyn karakterisointi tapahtui rakenteellisten ominaisuuksien kuvauksen lisäksi laboratoriossa liukoisuuden ja kokonaispitoisuuksien osalta sekä koejärjestelyin kaasuntuoton ja syntyneiden kaasujen ominaisuuksien osalta.

5.1 Kaatopaikkakelpoisuustestit

Tutkittavien rejektien, hylky ja seula-alite, kaatopaikkakelpoisuus määritettiin 2-vaiheisella liukoisuustestillä neste-kuiva-ainesuhteilla L/S2 ja L/S10 sekä kokonaispitoisuuksien määrittelyllä. Seula-alitteen kuiva-ainepitoisuus oli 75 % ja hyllyn kuiva-ainepitoisuus oli 91%. Hyllyn korkeasta kuiva-ainepitoisuudesta johtuen 2-vaiheista ravistelutestiä ei pystytty suorittamaan, koska koko nestemäärä L/S2 vaiheessa imeytyi näyttemateriaaliin, eikä uuttoliuosta saatu suodatettua analyysiä varten. Liukoisuustestien tulokset on esitetty taulukossa 11 yhdessä valtioneuvoston asetuksen 202/2006 liitteessä 2 esitettyjen tavanomaisen jätteen kaatopaikalle sijoitettavien jätteiden kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvojen kanssa.

Taulukko 11. Tutkittujen rejektien 2-vaiheisen ravistelutestin tulokset ja valtioneuvoston asetuksen raja-arvot tavanomaisen jätteen kaatopaikalle

Liukoisuustesti	Yksikkö	Seula-alite		Hylky L/S 10	Tavanomaisen jätteen kaato- paikan raja- arvo
		L/S 2	L/S 10		L/S 10
pH alku		7,5	7,7	8,6	> 6
pH loppu		8,0	7,2	8,4	> 6
Sähkönjohtavuus	mS/m	400	260	92	
DOC	mg/kg ka	640	780	2600	800
Kloridi	mg Cl/kg ka	320	300	240	15000
Fluoridi	mg F/kg ka	4,0	13	3	150
Sulfaatti	mg SO ₄ /kg ka	4200	15000	460	20000
Antimoni, ICP-MS	mg Sb/kg ka	0,052	0,10	0,15	0,7
Arseeni, ICP-MS	mg As/kg ka	< 0,020	0,022	0,032	2
Barium, ICP-MS	mg Ba/kg ka	0,22	0,75	0,39	100
Elohopea, ICP-MS	mg Hg/kg ka	< 0,003	< 0,003	< 0,003	0,2
Kadmium, ICP-MS	mg Cd/kg ka	< 0,020	< 0,020	< 0,020	1
Kromi, ICP-MS	mg Cr/kg ka	< 0,020	< 0,020	0,43	10
Kupari, ICP-MS	mg Cu/kg ka	0,10	0,12	0,49	50
Lyijy, ICP-MS	mg Pb/kg ka	0,024	0,033	0,058	10
Molybdeeni, ICP-MS	mg Mo/kg ka	0,23	0,34	1,3	10
Nikkeli, ICP-MS	mg Ni/kg ka	0,17	0,29	0,12	10
Seleen, ICP-MS	mg Se/kg ka	< 0,020	< 0,020	< 0,020	0,5
Sinkki, ICP-MS	mg Zn/kg ka	0,64	1,6	6,8	50
Vanadiini, ICP-MS	mg V/kg ka	0,021	0,038	< 0,020	
Fenoli-indeksi	mg/kg ka	7,3	11	37	100

Liukoisuustestin tuloksen mukaan molemmat rejektit täyttivät valtioneuvoston asetuksen tavanomaisen kaatopaikan raja-arvot. Hylyn DOC –pitoisuus ylitti raja-arvon (800 mg/kg), jonka vuoksi sitä ei saa sijoittaa kaatopaikalla samaan soluun yhdessä kipsipohjaisten materiaalien kanssa. Seula-alitteen sulfaattipitoisuus on huomattavasti korkeampi kuin hylyn, mutta kuitenkin alle raja-arvon. Seula-alitteen sulfaatti on todennäköisesti peräisin rakennusjätteen mukana tulleen kipsilevyn kipsistä. Hylyn joukossa ei kipsilevyä ollut kuin hyvin pieni pala. Liukoisuustestin DOC-arvoa voidaan käyttää metaanintuottopotentialin L_0 laskennassa, kun arvioidaan loppusijoitettavien rejektien tuottaman metaanin laskennallista määrää.

Kaatopaikkakelpoisuustestissä tutkittiin rejektien kokonaispitoisuudet, joiden tulokset on esitetty taulukossa 12. Hylyn orgaanisen hiilen (TOC) pitoisuus on huomattavan

suuri, mikä on yhdenmukainen liukoisuustestin DOC –arvon kanssa. Hylyn sinkki- ja kuparipitoisuudet ovat suhteellisen korkeat seula-alitteeseen verrattuna, mutta niiden liukoisuus on kuitenkin vähäinen.

Taulukko 12. Seula-alitteen ja hyllyn kaatopaikkakelpoisuustestin kokonaispitoisuudet.

Kokonaispitoisuudet	Yksikkö	Seula-alite	Hylky
Kuiva-aine	m-%	76	91
Kosteus, analyysinäytteen, IR	m-%	21,3	7,0
pH		7,9	8,8
Orgaaninen hiili, vedetön TOC	m-%	7,7	60,0
ANC, pH 4+	mol H+/kg	1,7	0,18
ANC, pH 5+	mol H+/kg	1,1	0,1
ANC, pH 6+	mol H+/kg	0,79	0,066
ANC, pH 7+	mol H+/kg	0,12	0,029
ANC, pH 8+	mol H+/kg	-	0,006
Antimoni, ICP-MS	mg Sb/kg ka	2,4	15
Arseeni, ICP-MS	mg As/kg ka	6,2	3,4
Barium, ICP-MS	mg Ba/kg ka	320	78
Elohopea, ICP-MS	mg Hg/kg ka	< 0,2	< 0,2
Kadmium, ICP-MS	mg Cd/kg ka	0,43	0,24
Kromi, ICP-MS	mg Cr/kg ka	190	36
Kupari, ICP-MS	mg Cu/kg ka	66	200
Lyijy, ICP-MS	mg Pb/kg ka	130	38
Molybdeeni, ICP-MS	mg Mo/kg ka	18	29
Nikkeli, ICP-MS	mg Ni/kg ka	110	6,4
Seleeni, ICP-MS	mg Se/kg ka	< 1	< 1
Sinkki, ICP-MS	mg Zn/kg ka	320	2100
Polyaromaattiset hiilivedyt yht.	mg/kg ka	11	7

Kaatopaikkakelpoisuustestin perusteella molemmat tutkitut rejektit voidaan loppusijoittaa tavanomaisen jätteen kaatopaikalle.

5.2 Loppusijoitettavien rejektien kaatopaikkakaasut ja hajut

Tämän diplomityön osatavoitteena oli selvittää loppusijoitettavien rejektien ja niiden sekoitusten tuottamien kaasujen määrä ja ominaisuudet. Kaasuntuottotestillä GB₂₁ selvitettiin kaasuntuoton aktiivisuutta ja kaasuntuoton määrää. Kaatopaikkakaasujen koejärjestelyllä kerättiin kaasunäytteet syntyneen kaasun metaani-, hiilidioksidi-, rikkivety- ja hiilimonoksidipitoisuuksien määrittämistä sekä kaasujen hajupitoisuuksien että hajuyhdisteiden määrittämistä varten.

5.2.1 Kaasuntuottotesti GB21

Kaasuntuottotestin GB21 koetilan lämpötila saatiin nostettua tasolle 35 °C kolmantena päivänä kokeen aloittamisesta lisäämällä toinen lämmitin ja teippaamalla katossa oleva tuuletusventtiili kiinni. Tämän jälkeen keskilämpötila oli 35,7 °C ja vaihteluväli $\pm 0,4$ °C.

Kaasuntuottoa seurattiin työpäivien aikana ja poikkeuksena myös juhannuksen jälkeisenä sunnuntaina. Vain kolmesta reaktiopullosta syntyi mitattava määrä kaasua 21 päivän aikana. Kaikissa kaasua tuottaneissa reaktoreissa oli mukana ymppeä. Pelkkää ymppeä sisältävistä reaktoripulloista ei syntynyt kaasua, mikä johtunee siitä, että käytetty ymppeä oli kuluttanut omat ravinteensa loppuun ennen kuin sitä lisättiin reaktiopulloihin. Pulloja ei sekoitettu 21 päivän aikana, vaikka pulloissa oli mukana magneettisekoitin, koska ei haluttu häiritä mikrobien toimintaa.

Mitattu kaasuntuotto muunnettiin normilitroiksi (0°C , 1 atm) yhtälön 13 mukaisesti. Tulokset esitetään Nl / kg näytteen kuiva-ainetta.

$$\frac{V_1}{V_2} = \frac{T_1}{T_2} \Rightarrow V_2 = \frac{V_1 T_2}{T_1} \quad (13)$$

jossa V_2 on kaasuntuotto normaalioloissa (1 atm, 0°C = 273 K)

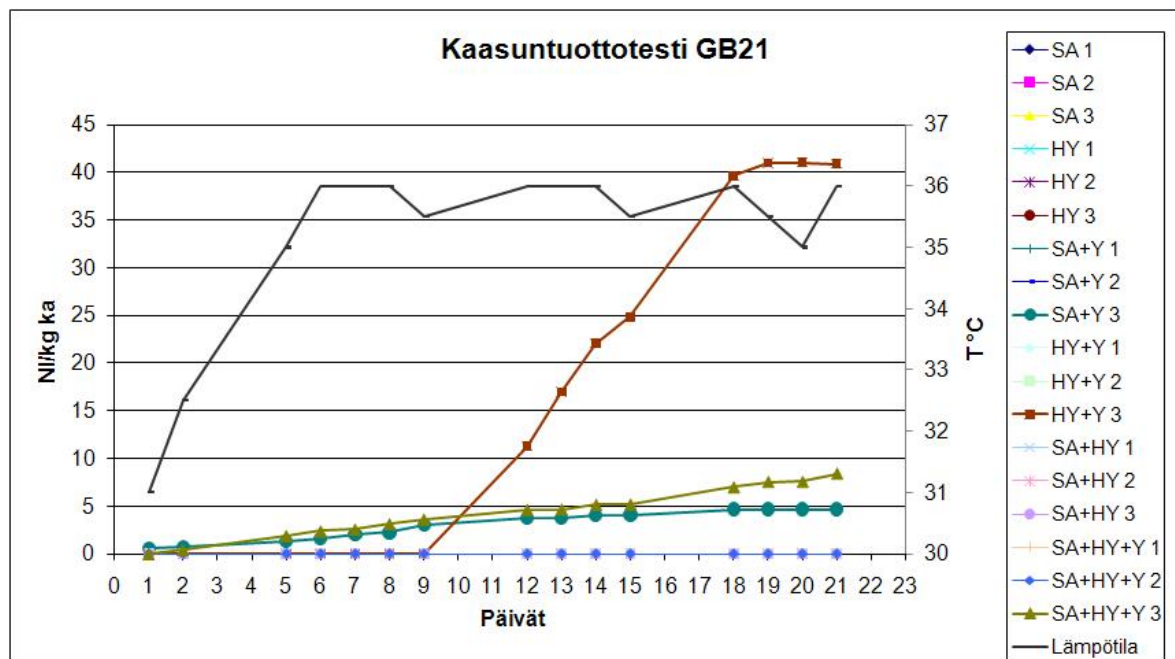
V_1 on mitattu kaasuntuotto millilitroina

T_1 on koetilan mitattu lämpötila K

T_2 on 0°C = 273 K

Kuvassa 20 on esitetty kaasuntuottotestin GB21 kumulatiivinen kaasuntuotto muunnettuna normilitroiksi näytteen kuiva-ainekiloa kohden 21 päivän ajalta sekä koetilan mitattu lämpötila. Seula-alitetta ja ymppeä sisältävistä reaktiopulloista kolmospullo (SA+Y 3) tuotti kaasua heti ja 21 päivän kumulatiivinen kaasuntuotto oli 200 ml, mikä vastaa 4,7 Nl / kg kuiva-ainetta. Seula-alitteen, hylyn ja ympin seoksen kaasuntuotto alkoi 2. päivänä myös kolmospullosta (SA+HY+Y 3). Kaasua syntyi testin aikana yhteensä 385 ml, mikä vastaa 8,4 Nl /kg kuiva-ainetta. Muista seula-alitetta sisältävistä reaktoripulloista ei syntynyt mitattavaa kaasuntuottoa, vaikka testin aikana pulloissa oli havaittavissa materiaalien liikettä ja nesteen pinnalla oli valkoista vaahtoa. Seula-alitetta sisältäneissä reaktiopulloissa todettiin koejärjestelyjen purkamisen yhteydessä

aistinvaraisesti voimakas rikkiyhdisteille tunnusomainen mädän kananmunan haju, mikä oli aistittavissa myös kaasun mittauksessa käytetyssä suolaliuoksessa.



Kuva 20. Kaasuntuottotesti GB21 kaasuntuotot normilitroin kuiva-ainekiloa kohden sekä koetilan lämpötila 21 päivän aikana.

Hylyn ja ympin sekoituksen kolmospullo (HY+Y 3) tuotti määrällisesti eniten kaasua. Kaasuntuotto alkoi 9. päivänä kokeen alusta ja se oli hyvin voimakasta yhdeksän päivän aikana, jonka jälkeen tuotto tyrehtyi. Kaasua syntyi 21 päivän aikana yhteensä 2106 ml, mikä vastaa 40,9 NI / kg kuiva-ainetta. Hylky on materiaaliltaan hyvin huokoista, joten suurin osa hylkynäytteestä oli veden pinnalla. Viivästynyt kaasuntuotto johtune siitä, että mikrobit pääsivät hajottamaan jätettä vasta sitten, kun se oli vettynyt ja painunut reaktiopullon pohjalle.

Pelkkää hylkyä sisältävissä reaktoripulloissa näyte kellui vedenpinnalla ja syntyneet kaasut nostivat näytettä, joten näytteen vettymistä tapahtui hyvin vähän. Reaktiopullon pohjalle painuivat lähinnä inertit materiaalit kuten kumi, metallit ja kiviaines. Hylkyä sisältävien reaktiopullojen (HY1, HY2, HY3) pinnalla huomattiin 15. päivänä homekasvustoa. Todennäköisesti näytteen huokostilaan oli jäänyt happea, mikä mahdollisti sienien kasvamisen, joten kyseessä lienee ollut aerobinen sieni (Kurola 2010).

Koejärjestelyä jatkettiin 21. päivän jälkeen 30. päivään saakka. Kaasua tuottamattomia reaktiopulloja sekoitettiin magneettisekoittimella 26. päivänä kokeen aloittamisesta. Sekoituksen tarkoituksena oli testata sen vaikutusta mikrobien toimintaan ja kaasuntuoton aktivoitumiseen. Vain seula-alitetta ja hylkyä sisältävässä kolmospullosta (SA+HY3) syntyi pientä kaasuntuottoa (14 ml) vuorokauden kuluessa, mutta se ei lisääntynyt testin viimeisinä päivinä. Taulukossa 13 on esitetty reaktoreiden kaasuntuotot 21. päivänä koejärjestelyn alusta ja koejärjestelyn lopussa 30. päivänä.

Taulukko 13. Kaasuntuottotestin GB21 reaktorien pH kokeen alussa ja lopussa sekä mitattu kaasuntuotto 21. ja 30. päivänä kokeen alusta.

Reaktori	pH alku	pH loppu (30 pv)	GB21 ml	GB30 ml
SA 1	9,2	7,0	0	0
SA 2	9,0	6,9	0	0
SA 3	9,0	6,9	0	0
HY 1	9,9	5,9	0	0
HY 2	10,0	6,0	0	0
HY 3	9,9	6,0	0	0
SA+Y 1	7,7	7,0	0	0
SA+Y 2	7,8	7,0	0	0
SA+Y 3	7,8	7,1	200	208
HY+Y 1	8,4	6,7	0	0
HY+Y 2	8,7	6,5	0	0
HY+Y 3	8,4	6,8	2106	2338
SA+HY 1	9,0	6,7	0	0
SA+HY 2	9,1	6,7	0	0
SA+HY 3	9,1	6,7	0	14
SA+HY+Y 1	7,9	6,6	0	0
SA+HY+Y 2	7,9	6,6	0	0
SA+HY+Y 3	7,9	6,5	385	530
Ympä 1	8,0	7,0	0	0
Ympä 2	8,0	7,2	0	0
Ympä 3	8,0	7,4	0	0

Reaktiopullojen pH mitattiin kokeen alussa ja kokeen lopussa 30. päivänä (taulukko 13). Kaikissa reaktiopulloissa pH oli laskenut. Seula-alitetta sekä seula-alitteen ja hyllyn sekoitusta sisältävien pullojen pH-arvot olivat laskeneet keskimäärin kaksi yksikköä emäksisestä neutraaliin. Suurimmat pH:n muutokset oli ilman ympäriä olevissa tutkittavia rejektejä sisältävissä pulloissa, joiden alussa mitatut pH-arvot olivat korkeammat kuin kaatopaikkakelpoisuustestin pH-arvot. Syy korkeisiin pH-alku-arvoihin ei selvinnyt. Reaktiopullot valmistettiin ensimmäisinä välittömästi veden

typetyksen jälkeen. Todennäköisesti reaktiopullojen pH on ollut matalampi 21. päivän kaasun mittausten aikana ja siten anaerobinen hajoaminen on ollut vielä happovaiheessa. Pelkkää hylkyä sisältävien reaktoreiden pH ei vielä 30. päivä ollut noussut metaanintuoton optimaaliselle tasolle.

5.2.2 Kaatopaikkakaasut

Kaatopaikkakaasuanalyysia varten kaasua tuotettiin 24 päivän aikana, poikkeuksena seula-alitteen ja hyllyn seoksen kaasuntuottoaika oli 21 päivää. Kaasunkeräyspusseihin kertyneistä kaasuista mitattiin metaani-, hiilidioksidi-, happi-, rikkivety ja hiilimonoksidipitoisuudet kaatopaikkakaasuanalyysaattorilla GA2000 (Geotechnical Instruments Ltd, UK). Kaatopaikkakaasujen pitoisuuksien luotettavaan analysointiin tarvitaan noin kaksi litraa kaasua. Vain hylkyä sisältävistä koeastioista oli syntynyt riittävästi kaasua luotettavan kaatopaikkakaasuanalyysin suorittamiseksi. Analysaattorin mittausalueen yläraja oli rikkivedylle 200 ppm ja hiilimonoksidille 500 ppm.

Kaatopaikkakaasuissa oli metaania keskimäärin 32,3 % (21,5 – 40,7 %), hiilidioksidia 30,4% (24,0 – 40,5 %), rikkivetyä 65,3 ppm (1 - > 200 ppm) ja hiilimonoksidia 227,6 ppm (37 - > 500 ppm). Korkeimmat ja tasaisimmat metaanipitoisuudet mitattiin hyllyn ja ympin seoksesta, jonka tuottamassa kaasussa metaanipitoisuuden keskiarvo oli 39 % ($\pm$ 1,6 %). Myös pelkän hyllyn tuottama kaasu sisälsi metaania keskimäärin 31,1 % ($\pm$ 6,7 %). Vähiten metaania oli seula-alitteen, hyllyn ja ympin seoksen tuottamassa kaasussa, keskimäärin 26,8% ($\pm$ 4,8 %), mutta sen rikkivetypitoisuus oli korkea 186,3 ppm ($\pm$ 12,1 ppm) ja hiili-monoksidin pitoisuus oli yli mittauslaitteen ylärajan. Kaatopaikka-kaasut eivät sisältäneet happea, joten loppuosa kaasusta oli typpeä. Taulukossa 14 on esitetty yhteenvetona hylkyä sisältävien näytteiden kaasuntuottotesti GB₂₁ ja kaatopaik-kakaasut niiden koejärjestelyjen osalta, joista tulokset on saatavissa.

Taulukko 14. Hylkyä sisältävien reaktoreiden kaasuntuotto GB21 ja kaatopaikkakaasujen (KPK) määrä ja koostumus.

	GB21 <i>NI/kg</i> <i>kuiva- aine</i>	KPK <i>NI/kg</i> <i>kuiva-aine</i>	CH₄ <i>%</i>	CO₂ <i>%</i>	H₂S <i>ppm</i>	CO <i>ppm</i>
Pelkkä hylky	-	13,02 ± 8,77	31,1 ± 6,7	24,9 ± 0,9	3,3 ± 2,3	136,0 ± 102,4
Hylky+yymppi	40,89	19,24 ± 4,89	39,0 ± 1,6	39,1 ± 1,6	6,3 ± 8,4	46,7 ± 15,9
Seula-alite						
+hylky+yymppi	8,40	12,49 ± 3,65	26,8 ± 4,8	27,2 ± 2,6	186,3 ± 12,1	> 500

pelkän seula-alitteen osalta ei metaanintuotolle saatu tulosta tässä tutkimuksessa, mutta mittausteknisesti oli mahdollista saada rikkivety- ja hiilimonoksidipitoisuudet yhdessä reaktorissa syntyneestä kaasusta (taulukko 15). Reaktoreiden pH mitattiin koejärjestelyn alussa ja lopussa 28. päivänä kokeen aloittamisesta poikkeuksena seula-alitteen ja hyllyn seoksen osalta 25. päivänä. Lopussa mitattu pH-arvon perusteella voidaan olettaa, että eniten kaasua tuottaneet reaktorit olivat hajoamisen osalta happovaiheen lopussa siirtymässä metaanintuottovaiheeseen. Taulukossa 15 on esitetty kaikkien näytteiden kaatopaikka-kaasun koejärjestelyssä syntyneistä kaasuista saadut tulokset.

Taulukko 15. Kaatopaikkakaasuanalyysin tulokset 24. päivänä ja reaktoreiden pH koejärjestelyn alussa ja lopussa 28. päivänä kokeen alusta

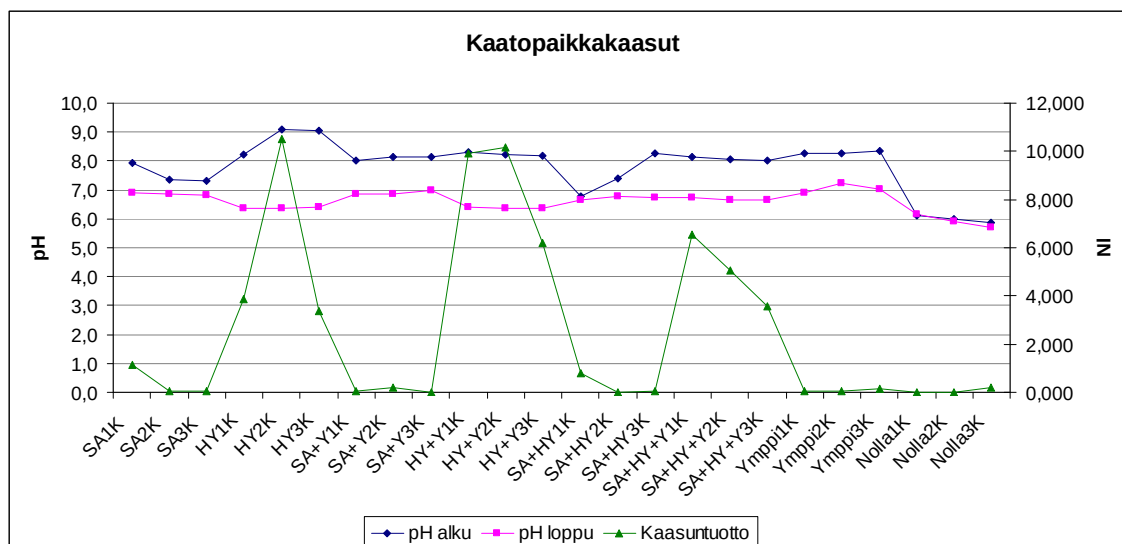
Näyte	pH alku	pH loppu	CH ₄ %	CO ₂ %	O ₂ %	H ₂ S ppm	CO ppm
SA1K	7,9	6,9	-	-	-	-	-
SA2K	7,3	6,9	-	-	-	-	-
SA3K	7,3	6,8	-	-	-	197	> 500
HY1K	8,2	6,4	25,6	25,8	0	2	98
HY2K	9,1	6,4	29,0	24,9	0	6	252
HY3K	9,0	6,4	38,6	24,0	0	2	58
SA+Y1K	8,0	6,9	-	-	-	10	61
SA+Y2K	8,1	6,9	-	-	-	-	-
SA+Y3K	8,1	7,0	-	-	-	32	345
HY+Y1K	8,3	6,4	40,7	40,5	0	1	38
HY+Y2K	8,2	6,4	37,7	39,4	0	16	65
HY+Y3K	8,2	6,4	38,5	37,3	0	2	37
SA+HY1K ¹	6,8	6,7	-	-	-	170	> 500
SA+HY2K ¹	7,4	6,8	-	-	-	78	> 500
SA+HY3K ¹	8,3	6,7	-	-	-	17	250
SA+HY+Y1K	8,1	6,7	21,5	24,9	0	177	>500
SA+HY+Y2K	8,1	6,7	28,1	26,7	0	>200	>500
SA+HY+Y3K	8,0	6,6	30,9	30,0	0	182	>500
Yymppi1K	8,3	6,9	-	-	-	16	420
Yymppi2K	8,3	7,2	-	-	-	7	150
Yymppi3K	8,3	7,0	-	-	-	4	111

- = tulosta ei saatu; ¹ kokeen kesto 25 päivää

Kaatopaikkakaasujen koejärjestelyssä lähes kaikissa reaktoreista syntyi mitattava määrä kaasua, vaikka kaasun määrä ei riittänyt kaatopaikkakaasujen analyysiin. Kaasunkeräuspussien sisältämä kaasu mitattiin kaasukellolla koejärjestelyjen purkamisen yhteydessä. Näytteisiin otettu kaasumäärä on huomioitu kaasun kokonaismäärässä. Korkeimmat kaasuntuotot saatiin hylkyä ja ymppiä sisältävissä reaktoreissa: 11,2 L (1), 11,5 L (2) ja 7 L (3). Hylyn ja ympin reaktori kolmen (HY+Y3K) osalta on huomioitava, että osa kerätystä kaasusta pääsi karkaamaan olfaktometrisen tutkimuksen yhteydessä hieman auki jääneen venttiilin vuoksi. Arvioitu kaasun menetys on noin neljä litraa, jota ei kuitenkaan ole lisätty kaasumäärään.

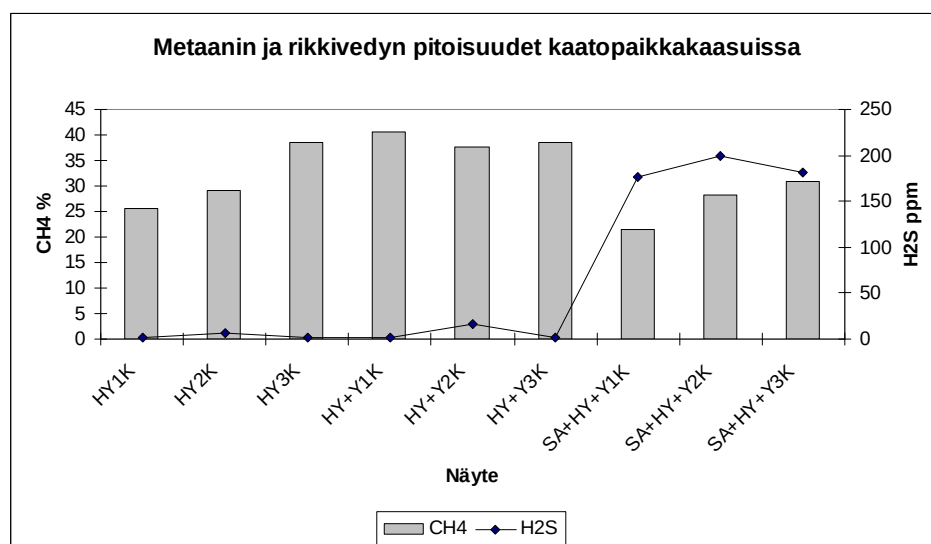
Pelkkää hylkyä sisältävät koeastiat tuottivat kaasua epätasaisemmin kuin ympin kanssa. Mitatut kaasumäärät olivat 4,4 L (1), 11,9 L (2) ja 3,8 L (3). Hylyn ja seula-alitteen kaasuntuotto yhdessä ympin kanssa oli määrältään pienempi ja tasaisempi: 7,4 L (1), 5,7 L (2) ja 4,1 L (3). Seula-alitetta, seula-alitetta ja ymppiä sekä seula-alitetta ja hylkyä sisältävien reaktoreiden kaasuntuotto oli vähäistä vaihdelle 24 ml:sta 1,3 litraan. Seula-alitteen korkein kaasuntuotto oli syntynyt kaatopaikkakaasuanalyysiin jälkeen. Ympinä käytetyn jätevedenpuhdistamon mädättämölietteen kaasuntuotto oli keskimäärin 86 ml / 500 ml lietettä, joten itse ympin tuottaman kaasun osuus tutkittavien näytteiden kaasuntuotosta on niin pieni, ettei sitä ole vähennetty ymppiä sisältävien näytteiden kaasumääristä.

Kuvassa 21 on esitetty pH:n muutoksen yhteys kaasuntuottoon, mistä huomataan, että suuremmalla pH:n laskulla näyttäisi olevan positiivista vaikutusta kaasun tuottoon, vaikka eniten kaasua tuottaneiden reaktoreiden pH lopussa oli vielä alle metaanin-tuotolle optimaalisen tason (6,5 – 7,5). Kaasuntuotto on muunnettu suoraan normilitroiksi (NI) yhtälön 13 mukaisesti käyttäen keskilämpötilaa 35,7 °C.



Kuva 21. Kaatopaikkakaasun reaktoreiden pH-arvot kokeen alussa ja lopussa sekä mitattu kaasuntuotto normilitroina.

Rikkivetypitoisuus oli suurin seula-alitetta sisältävissä reaktoreissa ja sen negatiivinen korrelaatio kaasun metaanipitoisuuteen oli suhteellisen merkittävä ($P < 0.05$) Pearsonin korrelaatiokertoimella ($r = -0.59$, $n = 9$). Lineaarisen regressioanalyysin perusteella kaasun rikkivetypitoisuus selittää 35 % metaanipitoisuuden vaihtelusta ($r^2 = 0.35$, $n = 9$, $P < 0.05$). Rikkivedyn esiintymisen vaikutus metaanin osuuteen kaatopaikkakaasussa on nähtävissä kuvassa 22, jossa on esitetty metaani- ja rikkivetypitoisuudet niissä näytteissä, joista molemmat oli mitattavissa.



Kuva 22. Metaanin ja rikkivedyn pitoisuudet kaatopaikkakaasuissa.

Tulos kertoo siitä, että seula-alitetta sisältävissä reaktoreissa metaania tuottavat arkit joutuivat kilpailemaan rikkiä pelkistävien bakteerien kanssa sulfaatista, kun vastaavasti hylyn sulfaattipitoisuus oli niin matala, että se kulutettiin nopeasti loppuun, jolloin rikkiä pelkistävien bakteerien toiminta loppui ja metaania tuottavien arkkien aktiivisuus lisääntyi. Myös syntyneellä rikkivedyllä on inhiboiva vaikutus metaania tuottavien arkkien aktiivisuuteen.

5.2.3 Hajut ja hajukaasujen pitoisuudet

Aistinvaraisesti oli todettavissa seula-alitteen kaasussa rikkivedylle tyypillinen mädän kananmunan ja mädän vihanneksen (kaali, porkkana) hajua. Hylyn osalta aistinvarainen haju muistutti öljyn, petrolin sekä rikin hajua. Joissakin astioissa haju oli niin voimakkaan pistävä, että se aiheutti yskimistä ja hengityksen salpautumista. Osalle haisevia yhdisteitä on määritetty hajukynnysarvoja, joista eri lähteistä löytyy toisistaan poikkeavia pitoisuuksia. Tässä työssä käytetään Nagatan (2003) hajukynnyksiä, jotka ilmoitetaan partikkelia miljoonassa tilavuusmitassa (ppm, v/v). Vertailtavuuden vuoksi hajukynnysarvot on muunnettu milligrammoiksi kuutiossa (mg/m³) yhtälön 14 mukaan 25 °C lämpötilassa.

$$\text{mg/m}^3 = \frac{M * Hk}{V} \quad (14)$$

jossa M on moolimassa (g/mol)

Hk on hajukynnyksen arvo (ppm, v/v)

V on ihannekaasun tilavuus 24,46 dm³ (T= 25 °C, 1 atm)

Kaasuanalyysin pitoisuudet ilmoitetaan mikrogrammoina kuutiossa (µg/m³), joten edellä saatu tulos muutettiin vastaavasti.

Olfaktometrinen tutkimus

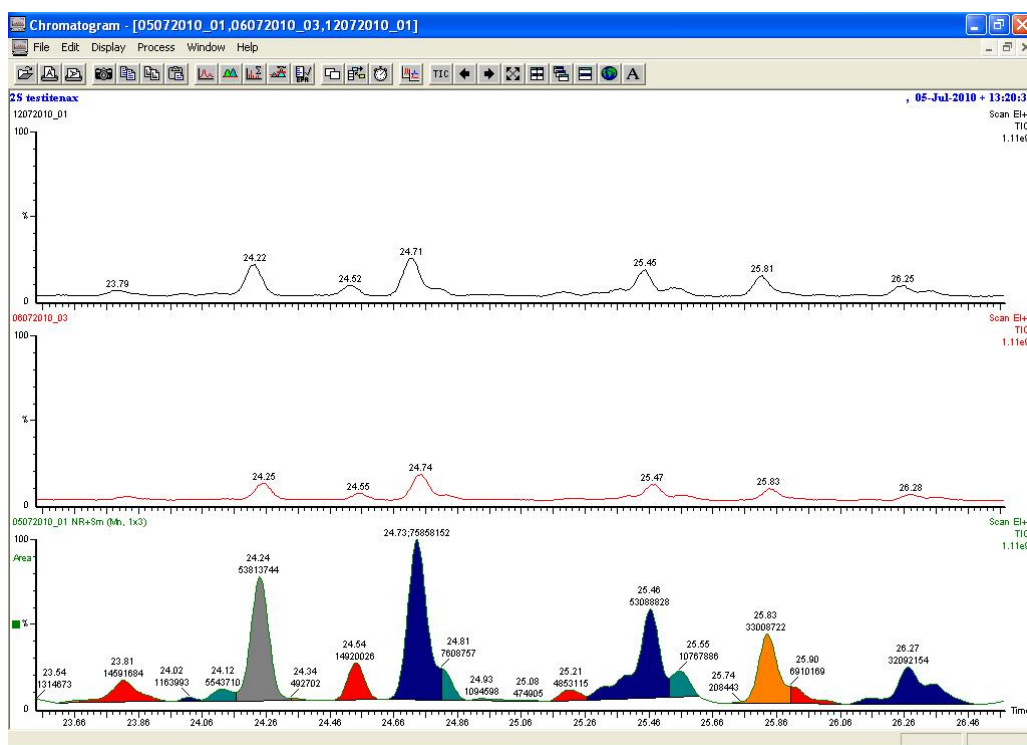
Kolmen kaatopaikkakaasureaktorin tuottamasta kaasusta tehtiin hajuyksikkömääritys olfaktometrisesti. Tutkitut kaasut olivat syntyneet pelkkää hylkyä, hylkyä ja ymppeä sekä seula-alitetta, hylkyä ja ymppeä sisältäneistä reaktoreista. Tutkimuksen tulos ilmoitetaan hajuyksikköinä kuutissa kaasua sekä panelistien sanallisina hajunku-

vauksina. Pelkän hylyn anaerobisessa hajoamisessa syntyvän kaasun hajupitoisuus oli 12 000 HY/m³ ja panelistien hajukuvaukset olivat 'ummetus' ja 'kakan haju'. Hylyn ja ympin tuottaman kaasun hajupitoisuus oli 43 000 HY/m³ ja hajua kuvattiin adjektiiveilla 'kitkerä' ja 'nestekaasu'. Seula-alitteen, hylyn ja ympin seoksen tuottaman kaasun hajupitoisuus oli 4 200 000 HY/m³ ja hajunkuvaus oli 'mätä kananmuna'.

Hajukaasujen analyysit

Hajukaasujen pitoisuuksien määrittämiseen kaasunäytteet otettiin seitsemään Tenax TA adsorptioputkeen samoista kaasunkeräyspusseista kuin kaatopaikkakaasut. Hylkyä sisältävien koeastioiden tuottama kaasu riitti sekä kaatopaikkakaasuihin että hajukaasumäärittäykseen, mutta seula-alitteen osalta saatiin yhdestä kaasunkeräyspussista (SA2K) kaasunäytettä 35 sekunnin ajan, mikä vastaa 58 millilitraa. Saatu kaasumäärä huomioidtiin pitoisuuksien laskennassa.

Seula-alitteen, hylyn ja ympin tuottaman kaasun kolmospussista (SA+HY+Y3K) kaksi ensimmäistä hajukaasunäytettä epäonnistui, minkä syyksi selvisi rikkoutunut ilmanäytepumppu. Toisen kaasunäytteen jälkeen pussissa ollut kaasu oli pumpattu pois kaasukellon avulla ja pussi oli huuhdottu kertaalleen typpikaasulla. Pussista onnistuttiin saamaan kolmas näyte täyttämällä pussi tyypellä ja lämmittämällä pussia lämpöpuhaltimella. Saadun näytteen profiili vastaa rinnakkaisnäytteiden profiilia ja hajukaasut pystyttiin tunnistamaan, mutta lasketut pitoisuudet eivät ole todellisia. Kuvasta 23 huomataan, että kolmen eri kaasunäytteen (ylin SA+HY+Y3K, keskellä SA+HY+Y1K ja alin HY1K), massaspektrometrin spektrit ovat korkeimpien piikkien osalta yhtenevät.



Kuva 23. Kolmen kaasunäytteen spektrit aikaväliltä 22.54 – 26.46.

Kaikille kaasunäytteille laskettiin haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuus (TVOC), johon summattiin sekä tunnistetut että tunnistamattomat yhdisteet. Massaspektreistä tunnistettiin yhteensä 53 erilaista haihtuvaa orgaanista yhdistettä (liite 5), joiden määrät eri näytteissä on esitetty taulukossa 16. Eniten yhdisteitä löytyi hyllyn tuottamista kaasuista. Kaksi yhdistettä esiintyi kaikissa seitsemässä näytteessä. Toinen yhdisteistä oli rikkihiili (hiilidisulfidi), jolla on ominainen mädän kananmunan haju, ja toinen oli oktametyylisyklotetrasiloksaani, joka on hajuton orgaaninen piiyhdiste, mutta se haittaa kaatopaikkakaasun hyötykäyttöä kaasumoottoreiden polttoaineena aiheuttaen moottorin sisäpintojen kulumista (Läntelä 2007).

Taulukko 16. Tunnistettujen yhdisteiden määrä eri kaasunäytteissä.

Kaasunäyte	Lkm
SA2K	15
HY1K	36
HY2K	22
HY3K	31
SA+HY+Y1K	25
SA+HY+Y2K	8
SA+HY+Y3K	10

Rikkihiilen hajukynnys ($654 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi neljässä näytteessä ja muissa kolmessa rikkihiilen pitoisuus oli lähellä hajukynnystä. Muita kaasunäytteistä tunnistettuja pelkistyneitä rikkijhdisteitä olivat dimetyylisulfidi (DMS) ja dimetyylidisulfidi (DMDS), joita löytyi seula-alitetta, hylkyä ja ymppeä sisältäneiden reaktoreiden kaasuista hajukynnykset (DMS $1.6 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ja DMDS $8.5 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittävinä pitoisuuksina. Oletettavasti kaasuissa oli myös haisevia metyylimerkaptania ja etyylimekaptania, vaikkei niitä spektreistä havaittu. Havaitsemattomuus voi johtua siitä, että merkaptaanit eivät näytteenotossa muodosta kumuloitumisvyöhykettä adsorptioputkeen vaan menevät sen läpi adsorpoitumatta. Lisäksi kevyinä poolisina yhdisteinä ne eivät erotu massaspektrometrissä kuin hyvin suurina pitoisuuksina. Kaatopaikkakaasumittauksessa saadut rikkivedyn pitoisuudet ylittivät kaikissa mitatuissa kaasuissa hajukynnyksen, joka Nagatan (2003) mukaan on 0.00041 ppm , mikä vastaa 25°C lämpötilassa $0.57 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

Kaikista kuudesta hylkyä sisältävien reaktoreiden kaasusta tunnistettiin 1-hekseeniä, jonka hajukynnys ($482 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi neljässä näytteessä. 1-Hekseeniä syntyy polyeeteen hajoamisessa, mitä selittää hylyn sisältämät erilaiset muovilaadut. 1-Hekseenin lisäksi hylkyä sisältävän näytteen kaasusta löytyi heptania, jonka suhteellisen korkea hajukynnys ($2745 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi yhdessä näytteessä. Heptaanin hajuksi on kirjallisuudessa kuvattu 'petroli' tai 'raakaöljy'. Heptania sisältävän kaasun hengittäminen aiheuttaa yskimistä tai vaikeutta hengittää. Aistinvaraisesti pelkän hylyn reaktorissa haisi 'öljy' ja hylyn ja ympin reaktorissa haisi 'öljy' ja 'viemäri'. Kaikissa hylyn tuotamissa kaasuissa sekä yhdessä seula-alitteen, hylyn ja ympin tuottamassa kaasunäytteessä oli 1-okteenia, jonka matala hajukynnys ($4,6 \mu\text{g}/\text{m}^3$) ylittyi kaikissa näytteissä. 1-Okteenin hajua kuvataan '(moottori)-bensiinin' tai 'gasoliinin' hajuksi.

Taulukossa 17 on koottu ne tunnistetut haihtuvat orgaaniset yhdisteet, joiden kohdalla hajukynnys ylittyi ja siten selittävät aistinvaraisia hajuja. Seula-alitteen osalta pitoisuudet koskevat vain yhtä näytettä, hyllylle on laskettu kolmen rinnakkaisnäytteen pitoisuuksien keskiarvo ja seula-alitteen, hylyn ja ympin –sekoituksen keskiarvosta on jätetty kolmosreaktorin kaasun pitoisuudet pois, koska ne eivät vastaa todellisia pitoisuuksia.

Taulukko 17. Hajukynnyksen ylittäneiden haihtuvien orgaanisten yhdisteiden pitoisuudet ($\mu\text{g}/\text{m}^3$), hajukynnykset ($\mu\text{g}/\text{m}^3$) ja hajun kuvaus.

	<i>Seula-alite</i>	<i>Hylky</i> ¹	<i>Seula-alite+ Hylky+ymppi</i> ²	<i>Hajukynnykset</i> ³	Hajun kuvaus
Dimetyylisulfidi, DMS	-	-	1602	1.6	Rikki, kaali
Rikkihiili	6341	1656	1693	654	Mätä kananmuna
1-hekseeni	-	3069	807	482	Bensiini, gasoliini
Heptaani	-	2411	626	2745	Petroli, raakaöljy
Metyylisykloheksaani	2433	2469	1257	602	Bentseeni
Dimetyylidisulfidi, DMDS	-	-	6775	8.5	Mätä kananmuna
2-metyyliheptaani	-	2219	-	514	
1-okteeni	-	2245 ^a	757	4.6	Bensiini, gasoliini
2-metyyliheksaani	-	3785	-	1721	
Styreeni	-	1248	-	149	Pistävä
α -pineeni	-	848	-	100	Mänty
TVOC	67891	200015	55004		

¹ kolmen rinnakkaisnäytteen keskiarvo; ² kahden rinnakkaisnäytteen keskiarvo; ³ Nagata (2003); ^a yhden näytteen pitoisuus; - = ei havaittu

Rejektien tuottaman kaatopaikkakaasun sisältämät yhdisteet (VOC ja H₂S) aiheuttavat hajun lisäksi kaatopaikalla työskenteleville terveydellistä haittaa. Rikkivety ja taulukossa 16 esitetyt yhdisteet voivat olla herkästi syttyviä, terveydelle haitallisia, myrkyllisiä hengitettynä, ne voivat ärsyttävät silmiä, hengityselimiä ja ihoa sekä voivat aiheuttaa uneliaisuutta ja huimausta.

Seula-alitteen, hyllyn ja ympin kaatopaikkakaasun reaktoreista tutkittiin ammoniumpitoisuus (NH₄) märkäkemiallisella menetelmällä. Seula-alitteen ammoniumpitoisuus oli 4,5 mg/l, hyllyn 10 mg/l ja ympin 88 mg/l.

6 TULOSTEN ANALYSOINTI JA POHDINTA

Diplomityön tavoitteena oli jätteenkäsittelyn rejektien syntyprosessin kuvaaminen, rejektien karakterisointi ja rejektien hajoamisesta syntyvien kaasujen tuotto ja niiden ominaisuuksien selvittäminen, erityisesti kiinnostuksen kohteena oli syntyvän kaasun metaanipitoisuus ja haju.

Tutkittavat rejektit olivat teollisuuden ja rakennusjätteen käsittelylaitoksen seula-alite ja hylky. Rejektien syntyprosessien kuvaaminen perustuu laitosvierailuihin kolmella

jätteenkäsittelylaitoksella, joista kaksi käsitteli kaupan, teollisuuden sekä rakennus- ja purkujätettä ja yksi metalliromua. Laitosvierailujen lisäksi jätteenkäsittelyn yksikköprosesseja selvitettiin voimassaolevien ympäristölupien perusteella. Rejektien karakterisointi tapahtui loppusijoituspaikalla, jossa suoritettiin näytteenotto seula-alitteesta ja hylystä. Tutkittavien rejektien kaatopaikkakelpoisuus, kaasuntuotto-potentiaali, hajut ja hajuyhdisteiden tunnistaminen perustui laboratorionäytteiden tutkimiseen, koejärjestelyin tuotettujen kaasujen mittauksiin sekä kaasujen kemiallisiin ja aistinvaraisiin analyysihin.

6.1 Loppusijoitettavien rejektien syntyprosessit

Mekaanisen jätteenkäsittelyn eri vaiheissa syntyy kierrätysmateriaalina tai energian lähteenä hyödyntämätöntä materiaalia, jota voi hyödyntää kaatopaikan rakenteissa, mutta materiaalit eivät kuitenkaan saa sisältää biohajoavaa orgaanista ainetta. Mekaanisessa jätteenkäsittelyssä syntyvän loppusijoitettavan hyödyntämiskelvottoman materiaalin osuus koko massavirrasta on noin 25 - 30 prosenttia, josta noin puolet on seula- ja keltusalitetta.

Hylkyä syntyy jätteenkäsittelyn koneellisessa esilajittelussa, jolloin poistettavan materiaalin mukana voi jätteestä poistua myös hyödyntämiskelpoista materiaalia. Näytteen ottoa varten suoritettua lajittelua perusteella hylkyerä sisälsi suhteellisen paljon energiana hyödynnettävää materiaalia, lähinnä erilaisia pakkausmuoveja. Lisäksi tutkitussa hylkyerässä oli paljon biohajoavaa jätettä, joka muodostui paperista, pahvista, tekstiileistä ja yhdyskuntajätteeksi luokiteltavasta biojätettä sisältävästä siivousjätteestä. Tuloksen perusteella koneellinen esilajittelu on liian karkea erottelemaan hyödyntämiskelvottomat ja hyödynnettävät materiaalit käsittelyyn tulevista jäte-erästä. Tutkitussa hylkyerässä oli myös huomattavan paljon teollisuuden prosessijätteenä kumia, joten tutkittavaksi valikoitunut hylkyerä ei edustanut tavanomaista loppusijoitukseen tulevaa hylkyä. Tämän vuoksi tulokset hyllyn osalta koskevat vain tätä jäte-erää. Yleistettäviä tuloksia varten tarvitaan useamman hylkyerän lajittelua ja kokoomanäytteen keräämistä pidemmällä aikavälillä saapuneista eristä.

Tutkittu seula-alite oli homogeeninen jäännösjae, joka sisälsi vähemmän biohajoavaa materiaalia kuin hylky. Seula-alitteen sisältämä sulfaatti on usein peräisin rakennus- ja purkujätteen mukana tulevasta kipsistä. Seula-alitteen kipsipitoisuutta ei määritetty, mutta eri lähetissä on arvioitu rakennus- ja purkujätteen seula-alitteen sisältävän 5 – 20 % kipsilevystä peräisin olevaa kipsiä (Musson 2008) tai alle 10 % kipsilevyä (Eunin et al. 2007). Kipsilevyn osuus seula-alitteessa vaihtelee riippuen jätteen keräysalueen purkamisen ja rakentamisen vaiheista sekä jätteen syntypaikkalajittelusta. Käytetyn kipsilevyn kierrättäminen on hankalaa, koska se hajoaa helposti purkuvaiheessa ja on usein myös likaista. Rakentamisvaiheessa uuden kipsilevyn hukkapalojen erillislajittelu on helpompaa ja materiaali voidaan kierrättää takaisin kipsilevyn valmistukseen, mutta kierrättämisen kannattavuutta heikentää kipsin saatavuus ja halpa hinta. Kipsilevyä voidaan hyötykäyttää esimerkiksi maanparannuksessa, jolloin ravinteet sitoutuvat paremmin maaperään estäen niiden huuhtoutumista vesistöihin.

6.2 Näytteenotto

Tutkittavien materiaalien näytteenottosuunnitelma ja kentällä tapahtunut näytteenotto perustuivat standardeihin (SFS-EN 14899 ja CEN/TR 15310-2). Seula-alitteen näytteenotto oli toteutettavassa standardin mukaisesti sen homogeenisuuden vuoksi. Hylystä standardin mukainen näytteenotto oli ajallisesti pitkä prosessi. Hylkyerän sekoittaminen ja puolittaminen onnistu kohtuullisen hyvin, vaikka materiaali olikin hankalaa käsitellä. Varsinainen lajittelu tapahtui pääasiassa käsin näytteenottajan toimesta ja vei vajaat kahdeksan työpäivää. Hylkyerän eri jakeiden osuus määritettiin irtokuutioina, koska jakeiden punnitseminen olisi ollut hankalaa ja hidasta niiden suuren määrän ja koon vuoksi. Lisäksi osa materiaalista sisälsi kahta erilaista materiaalia yhdessä kuten muovia ja kumia sekä muovia ja pahvia, joita lajittelun yhteydessä ei eroteltu toisistaan, koska se olisi pidentänyt lajittelu-aikaa kohtuuttomasti. Lajittelun jälkeen harkinnanvaraisen näytteen otto vei neljä päivää johtuen materiaalien partikkelikoon pienentämisestä.

Hylyn koostumus vaihtelee paljon loppusijoitukseen tulevissa erissä, joten jatkossa edustavan näytteen ottoa varten tulisi olla mahdollista käyttää tehokasta murskainta jätekuorman murskaamiseksi ilman lajittelua. Tällöin on mahdollista ottaa näyte

jatkuvasta jätevirrasta, jolloin saadaan edustavampi näyte ja kokoomanäyte voidaan kerätä useammasta hylkyä sisältävästä erästä.

Näytteiden murskaaminen laboratorioanalyysijä varten onnistui seula-alitteen osalta hyvin, mutta hyllyn murskaaminen oli ongelmallista sen sisältämän kumin vuoksi, joten murskaus tapahtui kahdessa osassa. Ensin näytteenotossa syntynyt karkearakeinen näyte murskattiin 10 - 30 mm partikkelikokoon ja sen jälkeen seulomalla ja uudelleen murskaamalla alle 4 mm partikkelikokoon kaatopaikkakelpoisuustestiä varten. Näytteessä mukana ollut kumi aiheutti ongelmia, koska se sulii ja muuttui sitkeäksi murskaimen lämmön vaikutuksesta (kuva 24), joten kumi jouduttiin erottelemaan näyte-eristä ja pienentämään käsin vaadittavaan kokoon.



Kuva 24. Murskauksessa sulanutta kumia.

6.3 Tutkittujen rejektien kaatopaikkakelpoisuus

Verrattaessa tutkitun seula-alitteen kaatopaikkakelpoisuustestin tuloksia aikaisempiin vastaaviin tuloksiin voidaan todeta, että seula-alitteen ominaisuudet vaihtelevat vähän sulfaatin osalta. Liuenneen orgaanisen hiilen määrä vaihtelee huomattavasti ja voi näytekohtaisesti ylittää tavanomaiselle kaatopaikalle asetetun raja-arvon. Taulukossa 18 on yhteenveto eri jätteenkäsittelylaitosten seula-alitteiden kaatopaikkakelpoisuustestien tuloksista vuosilta 2006 -2008.

Taulukko 18. Tutkitun seula-alitteen tulosten vertailu toisten jätteenkäsittelylaitosten seula-alitteista tehtyihin kaatopaikkakelpoisuustestien tuloksiin ja kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvoihin.

		Tutkittu seula- alite	Seula- alite Yritys A	Seula- alite Yritys B	Seula- alite Yritys C	Tavanomaisen jätteen kaato- paikan raja- arvot Vna 202/2006
Kaatopaikkakelpoisuus	Yksikkö	2010	2008	2008	2006	
Liukoisuustesti L/S10						
pH alku		7,7			9,7	
pH loppu		7,2	7,8	8,1	10,2	> 6
DOC	mg/kg ka	780	1700	450	3500	800
Sulfaatti	mg SO4/kg ka	15000	17000	17000	16000	20000
Sähkönjohtavuus	mS/m	260	270	244		
Fenoli-indeksi	mg/kg ka	11			9,4	100
Kokonaispitoisuus						
Kuiva-aine	m-%	76				
TOC	m-%	7,7	9,9	9,4	5,7	5

Sekä seula-alitteen että hylyn kokonaispitoisuuksista löytyi öljyhiilivetyjä, jotka todennäköisemmin ovat käytetyn analyysimenetelmän virhetulkintoja kuin merkkejä mineraaliöljyistä rejekteissä. Mikäli näytteet olisivat sisältäneet analyysin mukaisen määrän mineraaliöljyä, olisi sen pitänyt olla aistinvaraisesti todettavissa hajuna, mutta kummasakaan näytteessä ei tunnistettu öljyn hajua käsittelyn yhteydessä. Todennäköisesti tutkittujen rejektien öljyhiilivedyt ovat peräisin näytteen sisältämisestä muoveista (liite 4 kuva 8), joista esikäsittelyssä irronneet yhdisteet muistuttavat mineraaliöljyistä peräisin olevia yhdisteitä.

6.4 Tutkittujen rejektien kaasuntuotto

Diplomityössä kaasuntuottotesti GB₂₁ toteutettiin reaktoreilla, joista osa sisälsi ympppiä. Ymppinä käytettiin jätevedenpuhdistamon mädättämölietettä, jota sopeutettiin kaksi päivää koejärjestelyjä varten rakennetussa tilassa ennen reaktoreiden rakentamista.

Kaasuntuottoa esiintyi vain kolmessa reaktorissa, eikä yhdessäkään rinnakkaisessa reaktorissa, joten tuloksista ei pystytty laskemaan kaasuntuotolle keskiarvoja eikä hajontaa. Kaasuntuottotestin GB₂₁ toteutuksessa on aikaisemmissa tutkimuksissa ollut myös ongelmia kaasuntuoton osalta. Kaasuntuoton puuttuminen voi johtua liian pienestä näytemäärästä (50 g kuiva-aine) tai reaktorin vesimäärä voi haitata hitaasti hajoavien materiaalien siirtymistä mikrobien saataville (Binner & Zach 1999). Kaasuntuoton

viivettä voi esiintyä käsittelemättömän tai vähän käsitellyn jätteen reaktoreissa näytteiden happamoitumisen seurauksena (Karhu 2005).

Koejärjestelyissä huomattiin, että hyllyn murskaaminen alle neljän millimetrin partikkelikokoon aiheutti näytemateriaalin kellumista reaktorinesteen pinnalla, josta se hyvin hitaasti vettyi ja painui reaktoripullon pohjalle. Tämä saattoi johtaa siihen, että anaerobiset mikrobit kärsivät ravinnonpuutteesta, jolloin niiden kasvu ja aktiivisuus heikkeni. Toisaalta liian pieni partikkelikoko saattoi nopeuttaa hydrolyysiä, jolloin reaktoriin kumuloitui hydrolyysissä syntyviä väliaineita, jotka saattoivat inhiboida metanogeenisten arkkien kasvua laskemalla reaktoriliuoksen pH:ta (vrt. kuva 3 vaiheet I – III). Kaikissa pelkkää hylkyä sisältäneissä rinnakkaisreaktoreissa todettiin homekasvusto näytteen pinnalla. Tämä johtunee siitä, että huokoisen näytteen sisälle jäi ilmaa pintatypetyksestä huolimatta, eikä siten onnistuttu luomaan täydellistä anaerobista olosuhdetta, mikä saattoi inaktivoida myös ympin mikrobikantaa. Metaania tuottavat arkit vaativat täydellisen anaerobisen ympäristön.

Seula-alitetta sisältävissä reaktoreissa näyte painui pohjalle, mutta seula-alitteen vähäinen biohajoavan materiaalin määrä ja korkea sulfaattipitoisuus suosivat rikkiä pelkistävien bakteerien toimintaa, mikä oli aistinvaraisesti todettavissa rikkivedylle ja muille pelkistyneille rikkiyhdisteille ominaisena hajuna. Syntyneiden kaasujen määrä saattoi olla myös liian pieni syrjäyttääkseen suolaliuosta mittapulloon. Toisaalta rikkivedyn liukoisuus veteen on 4 – 6 g litraa kohden 20 °C lämpötilassa, joten syntynyt kaasu saattoi liueta sekä reaktoripullon veteen että suolaliuokseen. Reaktoreiden purkamisen yhteydessä todettiin voimakas mädän kananmunan haju myös suolaliuoksessa. Liuetessaan reaktiopullon veteen rikkivety saattoi laskea pH:ta metaanin tuottoa inhiboivalle tasolle.

Todennäköisesti osa pelkistyneistä sulfidi-ioneista muodosti metallisulfidia seulaalitteessa olevien metallien kuten lyijyn kanssa, sillä reaktorien väri muuttui mustaksi (kuva 25). Samaa mustumista havaittiin reaktoripullojen kumitulpissa.



Kuva 25. Reaktoripullossa olevan näytteen väri 21. päivänä.

Yksittäisten reaktoripullojen tuottamien kaasujen perusteella voidaan todeta, että hylyn kaasuntuotto sopivan ympin kanssa voi ylittää Saksassa ja Itävallassa käytössä olevan kaasuntuoton kaatopaikkakelpoisuuden raja-arvon 20 NI/kg kuiva-ainetta.

Kaatopaikkakaasun eri kaasujen pitoisuuksia varten rakennetut reaktorit tuottivat mitattavan määrän kaasua kaikissa rinnakkaisnäytteissä ja siten pystyttiin laskemaan kaasuntuoton keskiarvot. Reaktorien näytemäärä oli 500g ja näytteen partikkelikoko oli alle 10 mm. Eri näytteiden kaasuntuoton vaihteluväli oli suuri (24 ml - 11,9 l). Kaatopaikkakaasun metaanipitoisuudet vaihtelivat välillä 21,5 % - 40,7 % ja keskiarvo oli 32,3%. Suurimmat kaasuntuotot ja korkeimmat metaanipitoisuudet olivat reaktoreissa, joissa oli hylyn ja ympin sekoitusta. Seula-alitetta sisältäneissä reaktoreissa oli korkeammat rikki-vetyypitoisuudet ja matalammat metaanipitoisuudet. Seula-alitteen ja hylyn sekoituksen ilman ymppeä tuottama kaasumäärä oli vähäinen, mutta kaatopaikkakaasuanalyysissä oli viitteitä myös metaanintuotosta, joskin tulokset eivät ole luotettavia vähäisen kaasumäärän vuoksi. Kaatopaikkakaasureaktorien keskimääräiset kaasuntuotot olivat alle 20 NI/kg kuiva-ainetta. Kuitenkin hylyn ja ympin seosta sisältävien yksittäisten reaktorien tuottama kaasumäärä oli yli 20 NI/kg kuiva-ainetta, mikä on yhtenevä kaasuntuotto-testin GB₂₁ kanssa.

Saatujen tutkimustulosten perusteella voidaan määrittää hyllylle metaanintuottopotentiaalin parametrit laskennallisten mallien testaamista varten. Biokemiallisesti hajoavan orgaanisen hiilen osuutta kuvaavan parametrin (DOC) arvona voidaan käyttää

kaatopaikkakelpoisuustesti liukoisen orgaanisen hiilen määrää (2600 mg/kg kuiva-ainetta), joka muutetaan märkäpainon mukaiseksi määräksi (2834 mg/kg).

Kaatopaikkakaasuksi muuttuvan orgaanisen hiilen määrää kuvaavan parametrin (DOC_f) arvo saadaan hylyn keskimääräisen metaani- ja hiilidioksidipitoisuuden perusteella. Pelkän hylyn tuottaman kaatopaikkakaasun metaanipitoisuuden keskiarvo oli 24. päivänä inkuboinnin aloittamisesta 31,1 % ja hiilidioksidin 24,9 % (taulukko 14), jolloin DOC_f saa arvon 0.19. Tutkimusten mukaan kaasuntuoton aktiivisuutta kuvaavassa testissä syntyy 0 – 60 % siitä kaasusta, joka syntyisi 90 päivää kestävässä inkubointitestissä. Suhteessa DOC_f –parametrin IPCC:n oletusarvoon 0.5 olisi koejärjestelyn kaasuntuotto ollut alle 40 % kokonaistuotosta. Koeastioiden pH-arvon perusteella hajoaminen oli happovaiheen lopussa siirtymässä metaanintuottovaiheeseen, joten laskuissa voidaan käyttää IPCC:n oletusarvoa.

Metaaniksi muuttuvan hiilen määrää kuvaavan parametrin F arvo saadaan laskettua kaato-paikkakaasuanalyysin metaanipitoisuudesta, jolloin F arvo on 0.55, mikä on lähellä IPCC:n oletusarvoa 0.5. Hiilimonoksidin pitoisuus kaatopaikkakaasussa oli niin pieni, ettei sen sisältämää hiilen määrää huomioda. Kaatopaikan tyypistä riippuvan parametrin MCF arvo saadaan taulukosta 1. Laskennassa voidaan käyttää arvoa 1, koska Suomessa suurin osa kaatopaikoista on hyvin hoidettuja.

Edellä kuvatut parametrit voidaan sijoitetaan metaanintuottopotentialin L_0 yhtälöön:

$$L_0(x) = MCF(t) * DOC(t) * DOC_f * F * 16/12 \text{ (Gg CH}_4\text{/Gg jätettä)}$$

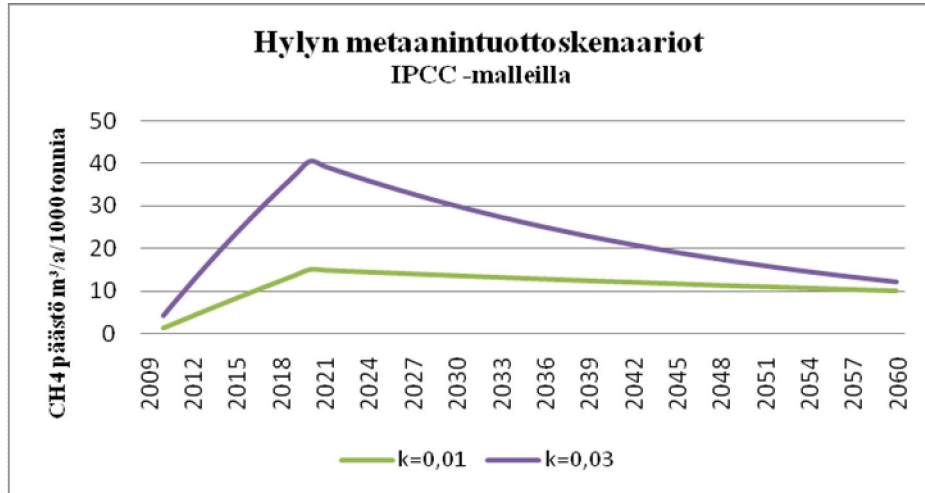
jolloin saadaan hylyn metaanintuottopotentialiksi

$$L_0 = 1 * 0.002834 * 0.5 * 0.55 * 16/12 = 0.00104 \text{ (Gg CH}_4\text{/Gg jätettä)}$$

Tulos tarkoittaa sitä, että 1000 tonnia hylkyä tuottaisi 1040 kg metaania, mikä kaasuksi muutettuna vastaa 1457 Nm³.

Metaanin syntynopeutta kuvaavan parametrin k arvoksi saadaan taulukon 3 oletusarvojen ja hylyn biohajoavien materiaalien (taulukko 9) avulla kuiviin olosuhteisiin $k = 0.01$ ja kosteisiin $k = 0.03$. Kaatopaikan pintakerroksessa oletetaan metaanista hapettuvan 10%, jolloin parametrin OX arvo on 0.1. Kuvassa 26 on työssä karakterisoidun hylyn IPCC –mallin laskennalliset metaanipäästöt eri k :n arviolla vuoteen 2060 saakka, kun oletetaan, että kaatopaikalle sijoitetaan yhteensä 1000 tonnia hylkyä kymmenen

vuoden aikana (2009 – 2019) . Laskennat perustuvat yhtälöihin 6,7,8 ja 9. Vuoteen 2060 mennessä 1000 tonnia hylkyä olisi tuottanut metaania 594 Nm³ ($k=0.01$) ja 1204 Nm³ ($k=0.03$).



Kuva 26. Rejektikaatopaikalle sijoitetun hyllyn aiheuttamat metaanipäästöt laskettuna IPCC:n laskennallisella mallilla kahdella eri k -parametrin arvolla.

IPCC –mallissa kaatopaikalle loppusijoitettu jäte tuottaa metaania vasta seuraavana vuonna. Tällöin vuoden t metaanipäästöt syntyvät edellisinä vuosina sijoitettujen jätteiden hajoamisesta.

Edellä esitetty laskelma koskee vain yhtä kaatopaikalle loppusijoitettavaa rejektiä, joten kaatopaikan kokonaispäästöjen arvioon tarvitaan tarkat tiedot kaikista sijoitettujen jätteiden määristä ja biohajoavuudesta.

6.5 Tutkittujen rejektien hajut

Sekä olfaktometrisen hajumäärittelyn että hajuatuottavien yhdisteiden tunnistamisen ja pitoisuuksien tulokset tukivat aistinvaraisia havaintoja siitä, että molemmat tutkitut rejektit voivat aiheuttaa hajuhaittoja anaerobisen hajoamisen seurauksena. Erityisen korkea hajuyksikköpitoisuus, 4,2 milj. HY/m³, oli kaasussa, joka syntyi tutkittavien rejektit hajotessa yhdessä ympin kanssa. Tässä työssä tunnistetut hajua tuottavat yhdisteet ovat samoja kuin muissa yhdyskuntajätteen sekä rakennus- ja purkujätteen kaatopaikoilta tehdyissä hajukaasupäästöjä mittaavissa tutkimuksissa (Dincer et al. 2006; Bruno et al. 2006; Lee et al. 2006; Saral et al. 2009).

Diplomityössä tutkittujen rejektien olfaktometrisiä hajupitoisuuksia ei aikaisemmista tutkimuksesta poiketen selitä haihtuvien orgaanisten yhdisteiden kokonaispitoisuus (TVOC) vaan hajua näyttäisi selittävän rikkivetypitoisuus (taulukko 19). Tunnistettujen yhdisteiden hajukynnysten perusteella voidaan laskea tutkituille kaasuseoksille teoreettinen hajukynnys yhtälöllä 10. Vertaamalla taulukossa 19 esitettyjä teoreettista hajukynnystä ja kaasuseoksen rikkivetypitoisuutta yhdessä olfaktometrisen hajupitoisuuden kanssa, voidaan todeta, että kaasuseosten hajupitoisuutta näyttää selittävän myös tunnistettujen haihtuvien orgaanisten yhdisteiden hajukynnykset ylittävät pitoisuudet. Tutkittujen näytteiden vähäisyyden vuoksi tilastollinen analyysi ei ole mahdollista.

Taulukko 19. Tutkittujen rejektien tuottaman kaasun olfaktometrinen hajupitoisuus, rikkivetypitoisuus, teoreettinen hajupitoisuus ja TVOC.

	HY/m ³	H ₂ S ppm	Teor. Hk µg/HY	TVOC µg/m ³
HY1	12000	2	949	450080
HY+Y3	43000	2	-	-
SA+HY+Y1	4200000	177	3917	94665

Hylyn ja ympin tuottaman kaasun osalta vertailua voidaan tehdä vain hajupitoisuuden ja rikkivedyn välillä. Matalan rikkivetypitoisuuden ja olfaktometrisen tutkimuksen sanallisen kuvauksen perusteella hylyn ja ympin tuottamassa kaasussa oli mahdollisesti enemmän hajukynnyksen ylittäneitä muita haihtuvia orgaanisia yhdisteitä, esimerkiksi heptaania, styreeniä tai metyyliisiklobutaania, kuin pelkän hylyn tuottamassa kaasussa. Sekä pelkän hylyn että hylyn ja ympin matalat hajua- ja rikkivetypitoisuudet vahvistavat seula-alitteen vaikutusta hajupitoisuuteen. Olfaktometrisesti määritetyn hajuyksikköpitoisuuden raja-arvona pidetään 3000 HY/m³.

Useissa tutkimuksissa on todettu rikkivedyn olevan rakennus- ja purkujätettä tai niiden käsittelyssä syntyviä rejektejä loppusijoittavien kaatopaikkojen pääasiallinen hajuhaittojen aiheuttaja. Tämän vuoksi puhdasta kipsilevyä sisältävän jätteen vastaanottoa kaatopaikoille on esitetty kiellettäväksi esimerkiksi Yhdysvaltojen Massachusettsin osavaltiossa. Kielto ei koske purkujätettä eikä kuormia, joiden sisällöstä puhtaan kipsilevyn määrä yhdessä muiden kiellettyjen materiaalien kanssa ei ole yli 20 %. (MassDEP 2010). EU:n alueella on ainakin yksi yhdyskuntajätteen kaatopaikka

Irlannissa ilmoittanut verkkosivuillaan (www.tipperarynorth.ie/environment/env_was_landfill.html), ettei se enää ota vastaan kipsilevyä vedoten EU:n komission päätöksen (33/2003) toimeenpanoon kansallisessa lainsäädännössä. Rajoitusten ja kieltojen tavoitteena on tehostaa puhtaan kipsilevyn lajittelua ja kierrättämistä.

Korkeat rikkivetypitoisuudet ovat haitallisia myös ihmisen terveydelle aiheuttaen pahoinvointia, päänsärkyä, oksentelua, hengitysvaikeuksia, nenäverenvuotoa ja masennusta. Sosiaali- ja terveysministeriön asetuksessa (557/2009) säädetään, että rikkivedyn haitallisten pitoisuuksien raja-arvojen perusteella työntekijä voi työskennellä kahdeksan tuntia, jos ilman rikkivetypitoisuus on 5 ppm, ja vain 15 minuutin ajan, jos rikkivetypitoisuus on 10 ppm.

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän diplomityön tuloksia voidaan tarkastella globaalisti, alueellisesti ja paikallisesti. Globaalin tason tarkastelu tapahtuu tutkittujen rejektien tuottaman kaatopaikkakaasun ja sen sisältämän metaanin näkökulmasta suhteessa ilmastonmuutokseen ja sen hillintään. Alueellisen tason tarkastelussa arvioidaan tutkittujen rejektien syntyyn vaikuttavia tekijöitä sekä niiden loppusijoituksen ympäristövaikutuksia sekä hajuhaittoja. Paikallisen tason tarkastelussa saatuja tuloksia voidaan arvioida rejektikaatopaikan toimintojen ja siellä työskentelevien ihmisten työolosuhteiden näkökulmasta.

Saatujen kaasuntuoton määrien ja kaatopaikkakaasupitoisuuksien perusteella voidaan todeta, että rejektikaatopaikan metaanipäästöt ovat tutkitun kaltaisten rejektien osalta vähäisiä suhteessa yhdyskuntajätteen kaatopaikkoihin, joten rejektikaatopaikoilla kaasun aktiivinen keräys ei ole kannattavaa. Lisäksi hyötykäyttöä haittaavat kaasussa olevat rikkivety ja siloksaanit. Rejektikaatopaikoille loppusijoitettavat jäännösjakeet sisältävät hyvin hitaasti hajoavaa materiaalia, joten kaatopaikkakaasuja syntyy hyvin pitkän ajan kuluessa. Metaanipäästöjä ilmakehään voidaan hallita käyttämällä metaania hapettavia päivittäispeittoja jätetäytön pinnalla.

Käytetty kaasuntuottotesti GB₂₁ ei saatujen kokemusten mukaan sovellu kovin hyvin rejektien anaerobisen biohajoavuuden ja kaasuntuottopotentiaalin arvioimiseen.

Kaatopaikkakaasujen tuottoon käytetty koejärjestely, jossa käytettiin suurempaa näytemäärää ja jätteen raekokoa, voi olla paremmin soveltuva menetelmä. Koska teollisuuden prosessijätteen sekä rakennus- ja purkujätteen käsittelyn rejektien sisältämä biohajoava materiaali on pääsääntöisesti hitaasti hajoavaa, on kaasuntuottotestin oltava kestoltaan pidempi, esimerkiksi 90 – 100 päivää. Mikäli ehdotettu biohajoavan jätteen kaatopaikkakielto toteutuu uuden jätelain myötä, on biohajoavuuden arviointimenetelmänä käytettävän kaasuntuottotestin oltava kuitenkin kestoltaan huomattavasti lyhyempi tai käytettävä muita biohajoavuuden arviointimenetelmiä kuten esimerkiksi liukoisen orgaanisen hiilen kokonaismäärää. Kaatopaikkasijoituksen kriteerinä voitaisiin käyttää myös rejektin lämpöarvoa, jolloin loppusijoituksen vaihtoehtona voisi olla energian tuotanto.

Tulosten perusteella rejektikaatopaikalle sijoitettavista jätteenkäsittelyn rejekteistä seula-alite ja hylky täyttävät nykyiset tavanomaisen kaatopaikan kaatopaikkakelpoisuuden kriteerit liukoisuuden ja kokonaispitoisuuksien osalta. Hylkyä ei kuitenkaan sen korkean DOC ja TOC pitoisuuksien vuoksi saa sijoittaa kipsipohjaisen materiaalin kanssa, mikä tarkoittaa sitä, että tutkittuja rejektejä, seula-alitetta ja hylkyä, ei saa sekoittaa keskenään. Työssä tutkittu hylkyerä sisälsi paljon energian tuotantoon soveltuvaa materiaalia, joten jätteenkäsittelyprosessin esilajittelua olisi kehitettävä niin, että hyödynnettävien materiaalien talteenotto on tehokkaampaa. Koska tutkimuksessa hylkyerässä oli poikkeuksellisen paljon teollisuuden kumipohjaista prosessijätettä, ei tämän tutkimuksen tuloksia voi hyllyn osalta yleistää. Tulos kertoo siitä, että loppusijoitukseen tulevat hylkyä sisältävät jäte-erät ovat hyvin vaihtelevia materiaalisellöltään.

Tunnistetut hajua tuottavat haituvat orgaaniset yhdisteet ovat yhdenmukaisia aikaisempien kaatopaikoilta ja jätteenkäsittelylaitoksilta tehtyjen tutkimusten kanssa. Tunnistetuista 53 haihtuvasta orgaanisesta yhdisteestä 11 ylitti kirjallisuudessa määritetyn hajukynnyksen vähintään yhdessä näytteessä. Seula-alitteen ja hyllyn sekoituksen tuottaman kaasun korkeaa olfaktometristä hajupitoisuutta näyttäisi selittävän pääasiassa rikkivety ja muut pelkistyneet rikkiyhdisteet, joiden rikin lähteenä on seula-alitteen sisältämä sulfaatti. Rakennus- ja purkujätteen sekä sen käsittelyssä syntyvän rejektin sisältämä kipsilevy on yhdistetty esiintyneisiin hajuhaittoihin. Rikkivety voi kaatopaikan ilmassa aiheuttaa jo pieninä pitoisuuksina terveydellistä haittaa kaatopaikan työntekijöille ja lähiympäristössä asuville.

Jätteen karakterisointiin tarkoitettua näytteenoton standardia voidaan soveltaa hyvin satunnaisotantana homogeenisesta jätteenkäsittelyn rejektistä kuten seula-alitteesta. Edustavan harkinnanvaraisen näytteen otto heterogeenisesta hyödyntämiskelvotonta materiaalia sisältävästä hylystä on tässä työssä toteutetulla tavalla aikaa vievä. Näytteen ottoa voidaan nopeuttaa luopumalla lajittelusta ja murskaamalla koko jäte-erä tai sen osa sellaisenaan, jolloin edustava näyte saadaan jätemurskasta joko satunnaisotantana tai kokoomanäytteenä useammasta eri jäte-erästä.

8 SUOSITUKSET

Kaatopaikan sisällä tapahtuviin prosesseihin voidaan hyvin vähän vaikuttaa, joten syntyvien kaasupäästöjen ja hajuhaittojen vähentämiseksi paras keino on ennalta ehkäistä biohajoavan ja hajukaasujen muodostumista edistävien materiaalien joutuminen jäte-täyttöön. Ehkäisy on tehokkainta lajittelemalla jätteet syntypaikoilla. Seuraavilla toimenpiteillä voidaan vaikuttaa kaasunpäästöjen ja hajujen syntymiseen:

- Kipsilevyn erottelu rakennus- ja purkumateriaaleista syntypaikalla, mistä se toimitetaan uusiomateriaalina teollisuudelle, käytetään maanparannukseen tai etsitään uusia käyttökohteita.
- Kaupan, teollisuuden ja rakennustoiminnan yhdyskuntajätettä sisältävästä sosiaalitilojen siivousjätteestä on pidettävä erillään biojäte ja ongelmajätteet lajittelemalla syntypaikalla.
- Jätteenkäsittelylaitoksilla syntyvän hyllyn jatkokäsittelyä kehitetään niin, että siitä saadaan materiaalit tehokkaammin kierrätykseen ja hyötykäyttöön.
- Kaatopaikan täytön suunnittelu kaasujen tuoton minimoimiseksi. Kipsiä sisältävä rakennusjäte sijoitetaan erilleen ja solu pidetään kuivana.
- Kaasuja hapettavien päivittäispeittojen käyttö 10 – 15 cm kerroksena, esim. kypsän kompostin ja betonimurskeen sekoitus tai muu materiaali, jota on

helposti saatavissa ja tutkitusti toimii sekä metaani- että hajukaasupäästöjen estämisessä.

- Täyttöön sijoitettujen materiaalien metaanintuottopotentiaalien perusteella arvioidaan täytön aikaisen kaatopaikkakaasun keräyksen tarve vaakaputkistolla.

Hylyn ominaisuuksien ja kaasuntuottopotentiaalin osalta tarvitaan jatkotutkimuksia useamman erän osalta. Lisäksi tarvitaan tutkimuksia suuremmassa mittakaavassa ehdotettujen päivittäispeittomateriaalien vaikutuksesta jätetäytön hajoamiseen rejekti-kaatopaikalla, kun päivittäispeittokerroksen päälle sijoitetaan uusi täyttökerros. Tutkimuksella selvitettäisiin, toimiiko kompostia sisältävä päivittäispeitto uuden jätekerroksen alla ymppinä anaerobiselle hajoamiselle.

Hajuhaittojen vähentämiseen sopivan päivittäispeittomateriaaliseoksen ja paksuuden selvittämiseksi tarvitaan kenttäkokeita. Kokeiden perusteella voidaan arvioida päivittäispeiton käytön kustannuksia, joihin kuuluu myös kaatopaikan täyttötilavuuden pieneneminen.

Kaatopaikkakelpoisuustestiä tulisi kehittää öljyhiilivetyjakeiden kokonaispitoisuuden määrittämisen osalta, kun tutkittava näyte sisältää runsaasti muoveja.

LÄHTEET

Albanna, M. & Warith, M. & Fernandes, L. 2009. Kinetics of biological methane oxidation in the presence of non-methane organic compounds in landfill bio-covers. *Waste Management*. [Verkkolehti]. Vol. 30:2. S. 219-227. [Viitattu 6.1.2010]. doi:10.1016/j.wesman.2009.09.038.

Arnold, M. 2002. Eläinsuojien hajuhaitat – ohjeistusmallit, arviointi ja vähentäminen sekä käytäntö eri maissa. [Verkkodokumentti]. Susies - Loppuraportti 15.3.2002. VTT Prosessit. Alueelliset ympäristöjulkaisut 264, Länsi-Suomen ympäristökeskus, Vaasa. 88 s. [Viitattu 6.7.2010]. ISBN 952-11-2056-8 (PDF). Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=40984&lan=fi>

Bahor, B. & van Brunt, M. & Stovall, J. & Blue, K. 2009. Integrated waste management as a climate change stabilization wedge. *Waste Management & Research*. [Verkkolehti] Vol. 27. S. 839-849. [Viitattu 14.12.2009]. doi: 10.1177/0734242X09350485. ISSN 0734-242X.

Behera, S. K. & Park, J. M. & Kim, K. H. & Park, H-S. 2010. Methane production from food waste leachate in laboratory-scale simulated landfill. *Waste management*. [Verkkolehti] Vol. 30. S. 1502-1508. [Viitattu 23.6.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2010.02.028. ISSN 0956-053X.

Brun, R. & Drosig, B. & Bochmann, G. & Weiß, & Kirchmayr, R. 2010. Recent Developments in Bio-Energy Recovery Through fermentation. Teoksessa: Insam, H. & Franke-Whittle, I. & Goberna, M. (toim.) *Microbes at Work. From Wastes to Resources*. Heidelberg, Saksa: Springer. S. 35-58. ISBN:978-642-04042-9.

Capelli, L. & Sironi, S. & Del Rosso, R. & Céntola, P. & Il Grande, M. 2008. A comparative and critical evaluation of odour assessment methods on a landfill site. *Atmospheric Environment*. [Verkkolehti]. Vol. 42. S. 7050–7058. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.06.009.

Cossu, R & Raga, R. 2007. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. *Waste Management*. [Verkkolehti]. Vol. 28 (2008), S. 381-388. [Viitattu 12.3.2010]. doi: 10.1016/j.werman.2007.01.014. ISSN 0956-053X.

Dincer, F. & Odabasi, M. & Muezzinoglu, A. 2006. Chemical characterization of odorous gases at a landfill site by gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of chromatography A*. [Verkkolehti] Vol. 1122:1-2. S. 222-229. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.chroma.2006.04.075. ISSN 0021-9673.

Garg, A. & Achari, G. & Joshi, R.C. 2006. A model to estimate the methane generation rate constant in sanitary landfills using fuzzy synthetic evaluation. *Waste Management & Research*. [Verkkolehti]. Vol. 24:4. S. 363-375. [Viitattu 14.12.2009] doi:10.1177/0734242X06065189. ISSN 0734-242X.

European Environment Agency. 2008. Better management of municipal waste will reduce greenhouse gas emissions. Supporting document to EEA Briefing 2008/01.

[Verkkodokumentti]. [Viitattu 19.9.2010]. Saatavissa: http://www.eea.europa.eu/publications/briefing_2008_1/Supporting_document_to_EEA_Briefing_2008-01.pdf

Einola, J. & Sormunen, K. & Lensu, A. & Leiskallio, A. & Ettala, M. & Rintala, J. 2009. Methane oxidation at a surface-sealed boreal landfill. *Waste Management*. [Verkkolehti]. Vol. 29:7. S. 2105-2120. [Viitattu 17.11.2009]. doi: 10.1016/j.werman.2009.01.007. ISSN 0956-053X.

Eun, S. & Reinhart, D.R. & Cooper, C.D. & Townsend, T.G. & Faour, A. 2006. Hydrogen sulfide flux measurements from construction and demolition debris (C&D) landfills. *Waste management*. [Verkkolehti]. Vol. 27 (2007). S. 220-227. [Viitattu 20.3.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2005.12.019. ISSN 0956-053X.

Euroopan Unionin komission päätös 2003/33/EC. Establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 of and Annex II to Directive 1999/31/EC. *Euroopan yhteisöjen virallinen lehti*. [Verkkolehti]. L. 11, 16.1.2003. S. 27-49 [Viitattu 27.9.2010] Saatavissa: <http://faolex.fao.org/docs/pdf/eur39228.pdf>

Euroopan Unionin neuvoston direktiivi 1999/31/EY. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti. [Verkkolehti]. L. 182, 16.7.1999, 19 s. [Viitattu 30.11.2009] Saatavissa: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:FI:PDF>

Fricke, K. & Santen, H. & Wallmann, R. 2005. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. *Waste Management*. [Verkkolehti]. Vol. 25:8. S. 799 – 810. [Viitattu 6.6.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2004.12.018. ISSN 0956-053X.

Heerenklage, J. & Stegmann, R. 2005. Analytical Methods for the determination of the biological stability of waste samples. *Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste and Landfill Symposium*, S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3 – 7.10.2005. CISA, Italy (2005).

HTP-arvot 2009. Haitallisiksi tunnetut pitoisuudet. [Verkkodokumentti]. Sosiaali- ja terveystieteiden ministeriön julkaisuja 2009:11. [Viitattu 25.8.2010]. Saatavissa: http://www.stm.fi/c/document_library/get_file?folderId=39503&name=DLFE-9853.pdf

Huber-Humer, M. & Röder, S. & Lechner, P. 2009. Approaches to assess biocover performance on landfills. *Waste Management*. [Verkkolehti]. Vol. 29. S. 2092 – 2104. [Viitattu 17.11.2009]. doi:10.1016/j.wasman.2009.02.001. ISSN 0956-053X.

Hurst, C. & Longhurst, P. & Pollard, S. & Smith, R. Jefferson, B. & Gronow, J. 2004. Assessment of municipal waste compost as a daily cover material for odour control at landfill sites. *Environmental Pollution*. [Verkkolehti]. Vol. 135 (2005). S. 171–177. [Viitattu 16.3.2010]. doi:10.1016/j.envpol.2004.09.004.

Isam, H. & Franke-Whittle, I. & Goberna, M. 2010. Microbes in Aerobic and Anaerobic Waste Treatment. Teoksessa: Isam, H. & Franke-Whittle, I. & Goberna, M. (toim.) *Microbes at Work. From Wastes to Resources*. Heidelberg, Saksa: Springer. S. 1-34. ISBN:978-642-04042-9.

- IPCC (2006). IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. [Verkkodokumentti]. Vol. 5: Waste, Chapter 3, Solid waste disposal, 40 s. Intergovernmental panel on climate change, National greenhouse gas inventories programme. [Viitattu 27.12.2009]. Saatavissa: http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/5_Volume5/V5_3_Ch3_SWDS.pdf
- Juanga, J. P. 2005. Optimizing dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. [Verkkodokumentti]. Master's thesis. Asian Institute of Technology, School of Environment, Resources and Development, Klong Luang, Pathumthani Thailand. [Viitattu 9.4.2010]. Saatavissa: <http://www.faculty.ait.ac.th/visu/data/AIT-Thesis/Master%20Thesis%20final/Jean%2005.pdf>
- Jugnia, L-B. & Cabral, A.R. & Greer, C.W. 2008. Biotic methane oxidation within an instrumented experimental landfill cover. *Ecological Engineering*. [Verkkolehti] Vol. 33. S. 102-109. [Viitattu 10.11.2009]. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.02.003.
- Karhu, E. 2005. Mekaanis-biologisesti käsitellyn yhdyskuntajätteen jäännösjakeen soveltuvuus metaanin biologiseen hapetukseen ja kelpoisuus kaatopaikan pintakerroksessa. [Verkkodokumentti] Opinnäytetyö. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Jyväskylä. [Viitattu 5.4.2010]. Saatavissa: http://www.jly.fi/kaatopro_r1.pdf
- Kettunen, R. 2006. Kaatopaikan jätetäytön prosessit ja veden merkitys. *Vesitalous*. [Verkkolehti]. 6/2006. S. 6–9. [Viitattu 20.11.2009]. Saatavissa: <http://www.mvtt.fi/Vesitalous/arkisto/2006/062006/kettriit.pdf>
- Komilis, D. P. & Ham, R. K. & Stegmann, R. 1999. The effect of landfill design and operation practices on waste degradation behavior: a review. *Waste Management & Research*. [Verkkolehti]. Vol. 17:1. S. 20-26. [Viitattu 14.12.2009]. doi: 10.1177/0734242X9901700104.
- Kumar, S. & Mondal, A.N. & Gaikwad, S.A. & Sukumar, D. & Singh, R.N. 2004. Qualitative assessment of methane emission inventory from municipal solid waste disposal sites: a case Study. *Atmospheric Environment*. [Verkkolehti]. Vol. 38. S. 4921-4929. [Viitattu 14.12.2009]. doi:10.1016/j.atmosenv.2004.05.052. ISSN 1352-2310.
- Laurila, T. & Hatakka, J. & Tuovinen, J-P. & Aurela, M. & Lohila, A. & Ettala, M. 2009. Mikrometeorologinen mittaamenetelmä kaatopaikkojen päästöjen mittaamisessa. [Verkkodokumentti]. Kaatopaikkatekniikan kurssimateriaali. [Viitattu 31.8.2009]
- Lee, S. & Xu, Q. & Booth, M. & Townsend, T. & Chadik, P. & Bitton, G. 2006. Reduced sulfur compounds in gas from construction and demolition debris landfills. *Waste Management*. [Verkkolehti]. Vol. 26. S. 526–533. [Viitattu 14.4.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2005.10.010. ISSN 0956-053X.
- Liu, C. & Yuan, X. & Zeng, G. & Li, W. & Li, J. 2007. Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. *Biorecourse Technology*. [Verkkolehti]. Vol. 99 (2008). S. 882-888. [Viitattu 19.1.2010]. doi:10.1016/j.biortech.2007.01.013.

Läntelä, J. 2007. Kaatopaikkakaasun puhdistaminen liikennepolttoaineeksi vastavirtavesi-absorptiolla. [Verkkodokumentti]. Pro Gradu tutkielma. Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristö-tieteen laitos, Jyväskylä. [Viitattu 18.11.2009]. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:jyu-2007133>

Marttinen, S. & Jokela, J. & Rintala, J. & Kettunen, R. 2000. Jätteiden hajoaminen kaatopaikoilla sekä kaatopaikkavesien muodostuminen, ominaisuudet ja käsittely. [Verkkodokumentti]. KAATO 2001 –hanke. Kirjallisuuskatsaus 20.6.2000. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. [Viitattu 7.1.2010]. Saatavissa: <http://www.jly.fi/katsaus2.pdf>

Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP). 2010. Proposed Amendments to 310 CMR 19.006: Definitions & 310 CMR 19.017: Proposed Clean Gypsum Wallboard Disposal Ban Amendments. [Verkkodokumentti]. [Viitattu 27.9.2010]. Saatavissa: <http://www.mass.gov/dep/service/regulations/proposed/gywbreg.pdf>

Nagata, Y. 2003. Measurement of Odor Threshold by Triangle Odor Bag Method. [Verkkodokumentti] Odor Measurement Review, 118-127, Japan Ministry of the Environment. [Viitattu 22.8.2010] Saatavissa: http://www.env.go.jp/en/air/odor/measure/02_3_2.pdf

Nicolas, J. & Craffe, F. & Romain, A.C. 2005. Estimation of odor emission rate from landfill areas using the sniffing team method. Waste Management. [Verkkolehti]. Vol. 26 (2006). S. 1259–1269. [Viitattu 20.8.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2005.10.013.

Perdikea, K. & Mehrotra, A. & Hettiaratchi, P.A. 2007. Study of thin biocovers (TBC) for oxidizing uncaptured methane emissions in bioreactor landfills. Waste management. [Verkkolehti]. Vol. 28 (2008). S. 1364-1374. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2007.06.017. ISSN 0956-053X.

Pierucci, P. & Porazzi, E. & Martinez, M.P. & Adani, F. & Carati, C. & Rubino, F.M. & Colombi, A. & Calcaterra, E. & Benfenati, E. 2004. Volatile organic compounds produced during the aerobic biological processing of municipal solid waste in a pilot plant. Chemosphere. [Verkkolehti]. Vol. 59 (2005). S. 423–430. [Viitattu 19.1.2010]. doi:10.1016/j.chemosphere.2004.10.040. ISSN 0045-6535.

Plaza, C. & Xu, Q. Townsend, T. & Bitton, G. & Booth, M. 2006. Evaluation of alternative landfill cover soils for attenuating hydrogen sulfide from construction and demolition (C&D) debris landfills. Journal of Environmental Management. [Verkkolehti]. Vol. 84 (2007). S. 314-322. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.jenvman.2006.06.001

Plugge, C. M. & vanLier, J. B. & Stams, A. J. M. 2010. Syntrophic Communities in Methane Formation from High Strength Wastewaters. Teoksessa: Insam, H. & Franke-Whittle, I. & Goberna, M. (toim.) Microbes at Work. From Wastes to Resources. Heidelberg, Saksa:Springer. S. 59-77. ISBN:978-642-04042-9.

Pongstabodee, S. & Kunachitpimol, N. & Damronglerd, S. 2007. Combination of three-stage sink–float method and selective flotation technique for separation of mixed post-consumer plastic waste. *Waste management*. [Verkkolehti]. Vol. 28 (2008). S. 475-483. [Viitattu 17.3.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2007.03.005. ISSN 0956-053X.

Romain, A.C. & Delva, J. & Nicolas, J. 2007. Complementary approaches to measure environmental odours emitted by landfill areas. *Sensors and Actuators B*. [Verkkolehti]. Vol. 131 (2008). S. 18–23. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.snb.2007.12.005.

Sadowska-Rociek, A. & Kurdziel, M. & Szczepaniec-Cieciak, E. & Riesenmey, C. & Vaillant, H. & Batton-Hubert, M. & Piejko, K. 2009. Analysis of odorous compounds at municipal landfill sites. *Waste Management & Research*. [Verkkolehti]. Vol. 27. S. 966–975. [Viitattu 20.3.2010]. doi: 10.1177/0734242X09334616. ISSN 0734–242X.

Saral, A. & Demir, S. & Yıldız, Ş. 2009. Assessment of odorous VOCs released from a main MSW landfill site in Istanbul-Turkey via a modelling approach. *Journal of Hazardous Materials*. [Verkkolehti]. Vol. 168. S. 338–345. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.jhazmat.2009.02.043.

Scheutz, C. & Kjeldsen, P. & Bogner, J.E. & De Visscher, A. & Gebert, J. & Hilger, H.A. & Huber-Humer, M. & Spokas, K. 2009. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management & Research*. [Verkkolehti]. Vol 29:5. S. 2105-2120. [Viitattu 6.1.2010]. doi: 10.1177/0734242X09339325

SFS-EN 14899. Jätteiden karakterisointi. Jätemateriaalien näytteenotto: kehys näytteenottosuunnitelman esivalmisteluun ja sovellukseen. (Characterization of waste. Sampling of waste materials. Framework for the preparation and application of a Sampling Plan). Suomen standardoimisliitto SFS.

SFS. CEN/TR 15310-2. 2006. Jätteiden karakterisointi. Jätemateriaalien näytteenotto. Osa 2: Näytteenottotekniikoiden ohjeistus. (Characterization of waste. Sampling of waste materials. Part 2: Guidance on sampling techniques). Suomen standardoimisliitto SFS. CEN tekninen raportti.

SFS. CEN/TR 15310-3. 2006. Jätteiden karakterisointi. Jätemateriaalien näytteenotto. Osa 3: Kentällä tapahtuvaa näytteenottoa koskevia ohjeita. (Characterization of waste. Sampling of waste materials. Part 3: Guidance on procedures for sub-sampling in the field). Suomen standardoimisliitto SFS. CEN tekninen raportti

Solan, P.J. & Dodd, V.A. & Curran, T.P. 2009. Evaluation of the odour reduction potential of alternative cover materials at a commercial landfill. *Bioresource Technology*. [Verkkolehti]. Vol. 101 (2010). S. 1115-1119. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.biortech.2009.09.030

Sormunen, K. & Einola, J. & Karhu, E. & Rintala, J. 2005. Mekaanisesti ja mekaanis-biologisesti esikäsitellyn yhdyskuntajätteen kaatopaikkasijoittaminen. [Verkkodokumentti]. Kaatopro-hanke 2002 – 2005. Väliraportti 10.5.2005. Jyväskylän Yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos. [Viitattu 18.2.2010]. Saatavissa: http://www.jly.fi/kaatopro_r4.pdf

Takuwa, Y. & Matsumoto, T. & Oshita, K. & Takaoka, M. & Morisawa, S. & Takeda, N. 2009. Characterization of trace constituents in landfill gas and a comparison of sites in Asia. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. [Verkkolehti]. Vol. 11. S. 305-311. [Viitattu 23.6.2010]. doi: 10.1007/s10163-009-0257-1.

Tchobanoglous, G. & Theisen, H. & Vigil, S.A. 1993. *Integrated Solid Waste Management. Engineering Principles and Management Issues*, Internat. Ed. McGraw-Hill, Inc. Singapore. 978 s.

Themelis, N.J. & Ulloa, P.A. 2007. Methane generation in landfills. *Renewable Energy*. [Verkkolehti] Vol. 32. S. 1243-1257. [Viitattu 10.11.2009]. doi:10.1016/j.renene.2006.04.020. ISSN 0960-1481.

Tuhkanen, S. 2002. Jätehuollon merkitys Suomen kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisessä. Kaatopaikkojen metaanipäästöt ja niiden talteenotto. VTT Tiedotteita 2142. VTT, Espoo. 46 s. ISBN 951-38-5896-0 (sähköinen). ISBN 951-38-5895-2 (painettu)

Xu, Q. & Townsend, T. & Reinhart, D. 2009. Attenuation of hydrogen sulfide at construction and demolition debris landfills using alternative cover materials. *Waste management*. [Verkkolehti]. Vol. 30. S. 660-666. [Viitattu 24.1.2010]. doi:10.1016/j.wasman.2009.10.022. 0956-053X

Zou, S.C. & Lee, S.C. & Chan, C.Y. & Ho, K.F. & Wang, X.M. & Chan, L.Y. & Zhang, Z.X. 2002. Characterization of ambient volatile organic compounds at a landfill site in Guangzhou, South China. *Chemosphere*. [Verkkolehti] Vol. 51 (2003). S. 1015-1022. [Viitattu 21.3.2010]. doi:10.1016/S0045-6535(03)00004-3. ISSN 0045-6535.

Vatoneuvoston päätös kaatopaikoista. VNP 861/1999. [Verkkodokumentti]. [Viitattu 3.1.2010]. Saatavissa: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/1997/19970861>

Vatoneuvoston päätös kaatopaikoista annetun vatoneuvoston päätöksen muuttamiseksi. VNP 1049/1999. [Verkkodokumentti]. [Viitattu 3.1.2010]. Saatavissa: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/1999/19991049>

Ympäristöministeriö 2010. Biohajoavista jätteistä enemmän energiaa. Bioenergia-työryhmän raportti. [Verkkodokumentti]. Ympäristöministeriön raportteja 3/2010. Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto. [Viitattu 27.9.2010]. ISBN 978-952-11-3720-4 (PDF). ISSN 1796-170X

Julkaisemattomat lähteet:

Heiskanen, K. 2009. Materiaalisyklit, kestävä kehitys. Luentomateriaali 19.2.2009. Teknillinen korkeakoulu, Lahden keskus.

Kurola, J. 2010. Sähköposti

Näytteenottosuunnitelma

Näytteenottosuunnitelman laadinnassa noudatetaan jätteen karakterisointiin tarkoitettua SFS-EN 14899 standardia. Näytteenottosuunnitelma kuvailee laboratorionäytteiden keräämisen menetelmän, jolla tutkimussuunnitelman tavoitteet täyttyvät.

9 Osapuolet

Näytteenottosuunnitelman valmistelun osapuolia ovat diplomityöntekijä, diplomityön ohjaajat ja valvoja, projektin koordinaattori, jätteenkäsittelijät, näytteenottajat ja analyysit suorittava laboratorio.

10 Näytteenottosuunnitelman tavoitteet

Tavoitteena on saada edustavat näytteet jätteenkäsittelyprosesseissa syntyvistä kaato-paikoille loppusijoitettavista rejekteistä, joita ovat hyödyntämiskelvoton materiaali ja roskat, käsittelyprosessissa syntyvät seula-alitteet. Tavoitteena on laatia ohjeistus kentällä tapahtuvaa näytteiden ottamiseen, esikäsittelyyn, pakkaamiseen, varastointiin ja kuljetuksesta laboratorioon. Tutkimusnäytteiden valmistelussa analyysijä varten noudatetaan laboratorion omaa ohjeistusta.

11 Testaustaso

Laboratorioanalyysillä pyritään mahdollisimman tarkkaan tutkittavien/testattavien aineosien tunnistamiseen ja pitoisuuksien määrittämiseen, jotta tutkimus/testitulokset vastaavat tutkimussuunnitelman tavoitteita.

12 Testattavien ainesosien tunnistus

Loppusijoitettavien rejektien karakterisointia varten tutkitaan näytteiden

- geometriset ominaisuudet
- liukoisuus (DOC, TOC, rikki S) EN 12457/1
- hajua tuottavat aineet kuten sulfidit, tyyppiyhdisteet, orgaaniset hapot, aldehydit ja ketonit
- kaasuntuotto: metaani ja hajukaasut (esim. rikkivety) Nl/kg (Nl = litraa normaalikaasua)
- aistinvarainen hajumääritys (olfaktometri) HY/m³

Kaasuntuotantoa varten tehdään tutkittavan rejketin aktiivisuutta kuvaava anaerobinen fermentaatiotesti GB₂₁.

Hajukynnys on se pitoisuus ainetta ilmassa, jonka ihmisenä aistii hajuna.

Hajuatuottavien yhdisteiden hajukynnys on usein matalampi kuin analyysilaitteiden mittausraja. Hajuatuottavien yhdisteiden kemiallinen pitoisuudella ja hajuaistimus eivät korreloi. Aistinvarainen hajumääritys eli dynaaminen olfaktometri on menetelmä, jossa testaukseen koulutettujen henkilöiden hajuaistimuksen perusteella määritetään hajua tuottavan yhdisteen pitoisuus ilmassa.

13 Tutkittavan materiaalin taustatiedot

13.1 Näytteenottopaikan tiedot

Tutkittavat näytteet otetaan loppusijoittavaan jätekeskukseen sovittuna ajankohtana saapuvista eristä.

Näytteisiin ympättävä yhdyskuntajäte/biojäte otetaan jätekeskukseen tulevista jätekuormista tai käytetään laboratorion omaa ymppiä. Asiasta sovitaan erikseen analyysit tekevän laboratorion kanssa.

13.2 Näytemateriaalin synty tapa/prosessi

13.2.1 Hyödyntämiskelvoton materiaali ja roskat

Jätteenkäsittelyprosessin aluksi syntypaikkalajittelematon rakennusjäte esilajitellaan, jolloin siitä poistetaan hyödyntämiskelvoton materiaali ja roskat sekä suuret hyödynnettävät materiaalit kuten puu ja metallit. Hyödyntämiskelvotonta materiaalia syntyy myös käsinlajittelussa, jossa materiaalista erotellaan suuret kierrätyspolttoaineeksi kelpaamaton materiaali.

13.2.2 Seula-alite

Seula-alite syntyy jätteenkäsittelyprosessissa murskauksen jälkeisessä seulonnessa, jossa käsiteltävästä materiaalista seulotaan alle 20 mm partikkelikoon hienoaines.

13.3 Näytemateriaalin tyyppi

Tutkittava seula-alite koostuu rakennusjätteen murskauksen jälkeen seulotusta hienoaineksesta, joka sisältää puuta, lastulevyä, kipsilevyä, muovia, styroksia, paperia, pahvia, pölyä, eristemateriaalia, lasia. Seula-alitteen partikkelikoko vaihtelee 20 ja 100 mm välillä riippuen jätteenkäsittelijän käyttämästä seulan silmäkoosta.

Hyödyntämiskelvoton materiaali sisältää puuta, eristemateriaalia, muovia, suuria kuitumateriaalia, lasikuitua, lastulevyä, styroksia, metallia, SER materiaalia, PVC-putkia, muoviasioita.

14 Näytteenoton turvallisuus

Näytteenotosta sovitaan etukäteen jätteen tuottajan ja loppusijoittajan kanssa. Näytteenotossa on mukana myös jätteenkäsittelijän tai loppusijoittajan edustaja. Näytteenotossa noudatetaan jätteenkäsittelijän ja loppusijoittajan turvamääräyksiä (turvakengät, huomioliivit, kypärä, suojakäsineet, suojalasit).

15 Näytteenoton menettelytavat

15.1 Yleistä

Näytteenotossa noudatetaan standardia CEN/TR 15310-2 ”Jätteen karakterisointi. Jätemateriaalien näytteenotto. Osa 2: Näytteenottotekniikoiden ohjeistus”.

Näytteitä tehdään jokaisen rejektin osalta kolmeen rinnakkaisnäytettä sekä rejekti/biojäte/ yhdyskuntajäte –sekoitteita varten.

15.2 Satunnaisotanta

Seula-alitteen näytteenotossa noudatetaan standardin CEN/TR 15310-2 osan 11 ”Näytteenotto hienojakoisesta kiintoaineksesta” kohdan 11.2. ”Suuri muuttumaton määrä” mukaisesti satunnaisotantaa (11.2.3.). Kentällä tapahtuvassa näytteenotossa noudatetaan standardia CEN/TR 15310-3:2006 ”Jätteen karakterisointi. Jätemateriaalin näytteenotto. Osa 3: Kentällä tapahtuvaa näytteenottoa koskevia ohjeita.”

15.3 Harkinnanvarainen otanta

Hyödyntämättömän loppusijoitettavan rejektin (hylky) näytteenotossa noudatetaan standardin CEN/TR 15310-2 osan 12. ”Näytteenotto karkeasta tai paakkuisesta materiaalista” kohdan 12.1. ”Suuri staattinen määrä” mukaista harkinnanvaraista otantaa (12.1.4.).

Näytteenottoa varten jätekasasta kerätään harkinnanvaraisesti näytteitä kaivinkoneella erilliseen kasaan, josta näyte kootaan harkinnanvaraisesti. Tarvittaessa partikkelikokoa pienennetään leikkaamalla tai lohkaisemalla materiaalia näyteastian.

Standardin CEN/TR 15310-3 (2006) mukaan sekoitusnäytettä varten kaikkia jätėjakeita otetaan joko määrällisesti tai tilavuudeltaan yhtä paljon.

16 Näytteenotto

16.1 Otantamenetelmät kentällä

Näytteidenotossa noudatetaan standardin CEN/TR 15310-2 mukaista ohjeistusta ja näytteiden esikäsittely laboratoriota varten tapahtuu standardin CEN/TR 15310-3. Näytteiden valmistelu analyysiä varten tapahtuu laboratorion omien ohjeiden mukaisesti.

16.1.1 Seula-alitteen näytteenotto satunnaisotannalla

Seula-alite on homogeenista materiaalia, jonka raekoko on alle 20 mm. Ennen varsinaista näytteenottoa arvioidaan materiaalin kosteus. Mikäli suunnitellulla näytteenottoalueella olevan materiaalin kosteus vaihtelee, otetaan erilliset näytteet, muutoin voidaan ottaa yksi koostenäyte. Otettavan näytemäärän (massa tai tilavuus)

perusteella valitaan näytteenottovälineet: maksimimäärän ollessa ≤ 100 kg käytetään lapiota, maksimimäärän ollessa > 100 kg ja ≤ 500 kg käytetään kaivuria.

Seula-alitekasasta otetaan näytelapiolla useita osittaisnäytteistä keoksi, josta pienennetään edustavaksi, näyteastian sopivaksi näytteeksi toimitettavaksi laboratorioon.

16.1.1.1 Näytteenotto lapiolla (maksimimäärä ≤ 100 kg)

Näytteenotto kentällä standardin CEN/TR 15310-3 mukaan:

I vaihe: kerätään satunnaisotannalla edustava kokoomanäyte:

1. Rajataan näytteenottoalue
2. Määritetään näytteen maksimimäärä (kg)
3. Merkitään osanäytteiden ottopaikat (vähintään 20) ja määrä (kg)
4. Suojataan alue, johon osanäytteet kasataan
5. Aloitetaan osanäytteiden otto jostakin merkatusta pisteestä lapiolla ja laitetaan näytealustalle
6. Otetaan seuraava osanäyte ja kaadetaan näyte edellisen osanäytteen päälle kartiomaiseksi keoksi
7. Toistetaan kohtaa 5. kunnes kaikista osanäytepisteistä on otettu näyte
8. Täytetään näytteenottoraportti.

II vaihe: näyte pienennetään varsinaiseksi näytteeksi

1. Tasataan näytekeko neliön muotoiseksi tasapaksuksi laataksi
2. Jaetaan ristikon avulla neljään yhtä suureen osaan
3. Valitaan poistettavat osat, esim. vastakkaiset neljännekset tai viereiset neljännekset
4. Poistetaan valitut neljännekset
5. Muodostetaan jäljelle jääneistä neljänneksistä uusi keko
6. Toistetaan kohdat 1. – 5. kunnes on saavutettu haluttu laboratorioon toimitettava määrä.
7. Siirretään näyte näyteastiaan, joka suljetaan ja puhdistetaan ulkopuolelta
8. Merkataan näytteenottoastia ja liitetään mukaan näytteenottoraportti

16.1.1.2 Näytteenotto kaivinkoneella (maksimimäärä ≤ 500 kg)

Näytteenotto kentällä standardin CEN/TR 15310-3 mukaan:

I vaihe: kerätään satunnaisotannalla edustava kokoomanäyte:

1. Rajataan näytteenottoalue
2. Määritetään näytteen maksimimäärä (kg)
3. Merkitään osanäytteiden ottopaikat
4. Suojataan alue, johon osanäytteet kasataan
5. Aloitetaan osanäytteiden otto jostakin merkatusta pisteestä kauhakuormaajalla ja laitetaan näytealustalle
6. Mikäli osanäytteessä on materiaali paakkuja, ne hajotetaan pienemmiksi

7. Otetaan seuraava osanäyte ja kaadetaan näyte edellisen osanäytteen päälle kartiomaiseksi keoksi
8. Toistetaan kohtaa 5. kunnes kaikista osanäytepisteistä on otettu näyte
9. Käännetään näytekeko kolme kertaa muodostamalla uusi keko
10. Täytetään näytteenottoraportti.

II vaihe: näyte pienennetään varsinaiseksi näytteeksi

1. Käännetään näytekeko kolme kertaa suojatulla alueella
2. Levitetään keko 1,5 – 3 m pituiseksi aumaksi suojatulle alueelle
3. Otetaan auman päästä kauhallinen materiaalia uuteen kekoon.
4. Otetaan edellisen kohdan vierestä kauhallinen materiaalia toiseen kekoon
5. Otetaan taas edellisen kohdan vierestä kauhallinen ensimmäiseen kasaan
6. Toistetaan kohdat 4.-5. kunnes auma on jaettu kahteen kekoon
7. Valitaan keko, josta näytteenottoa jatketaan
8. Toistetaan kohdat 1. - 6. kunnes voidaan ottaa lopullinen näyte
9. Näytemäärän pienennystä voidaan jatkaa 8.1.1.1 kohdan II-vaiheen mukaisesti
10. Näyte siirretään näyteastiaan, joka suljetaan ja puhdistetaan ulkopuolelta
11. Merkataan näytteenottoastia ja liitetään mukaan näytteenottoraportti.

Näyte otetaan loppusijoituskohteessa mahdollisimman tuoreesta kuormasta tai penkasta koostamalla. Saapuvissa kuormissa oleva seula-alite on jätteenkäsittelijän läjityksestä, joten siinä on sekaisin eri ikäistä jätettä. Käsittelylaitoksella näytteet otetaan seulan välittömässä läheisyydessä olevasta läjityksestä, jotta jäte olisi mahdollisimman tuoretta.

16.1.2 Hylyn näytteenotto harkinnanvaraisella otannalla

Hyödyntämiskelvoton rejekti on heterogeenistä jätettä, raekooltaan vaihtelevaa niin, että siinä voi olla suuria jättejakeita. Edustavan näytteen saaminen hyödyntämiskelvottomasta rejektistä edellyttää jättejakeiden erottelua erillisiin kasoihin, jonka jälkeen jättejakeet murskaamista/silppuamista raekooltaan pienemmiksi. Tämän jälkeen jättejakeista sekoitetaan kokoomanäyte, joka homogenisoidaan.

16.1.2.1 Näytteenotto heterogeenisestä karkeasta jätteestä

I vaihe: kerätään harkinnanvarainen näyte:

1. Rajataan näytteenottoalue tai valitaan saapuva jäte-erä
2. Suojataan alue, jossa näytteitä käsitellään
3. Määritetään näytteiden maksimimäärä
3. Otetaan kauhakuormaajalla harkinnanvaraisesti jättemateriaalia näytteenottoalueelta kasaan tai puretaan valittu jätekuorma lajittelualueelle.
4. Lajitellaan jättejakeet erillisiin kasoihin
5. Pienennetään jokaisen jättejakeen partikkelikokoa murskaamalla tai leikkaamalla ≤ 20 mm

(voidaan seuloa tarvittaessa) ja huolehditaan, että murskauksen hienoaines ei pääse leviämään

6. Määritetään eri jätelajien osuudet

7. Kasataan eri jätelajeita tilavuudeltaan tai massaltaan vertailukelpoisesti yhtä paljon koostenäytelajien kasaan

8. Näyte homogenisoidaan kääntämällä kasa kolme kertaa

II vaihe: näytteen pienentäminen varsinaiseksi näytteeksi voidaan toteuttaa näytemäärän mukaan joko kohdan 8.1.1.1 tai 8.1.1.2 mukaan.

16.2 Menetelmät pakkaamiseen, säilytykseen ja kuljetukseen

Näytteen pakkaamisen, säilytyksen, varastoinnin ja kuljetuksen menetelmistä on ohjeistettu standardissa CEN/TR 15310-4. Näytteiden osalta noudatetaan tutkivan laboratorion ohjeistusta tai standardia.

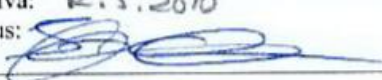
Näytteiden pakkaamisessa, säilyttämisessä ja kuljetuksessa minimoidaan näytteiden kontaminoitumisen riski. Näytteenotto ajoitetaan niin, että näytteet voidaan toimittaa mahdollisimman nopeasti laboratorioon, viimeistään seuraavana päivänä.

16.3 Näytteenoton dokumentointi

Jokaisesta näytteestä täytetään näytteenottoraportti. Näytteenotto dokumentoidaan myös valokuvin.

Näytteenottoraportti

NÄYTTEENOTTORAPORTTI	
Näytteen tunnistus: (Ilmentää paikkaa, materiaalin tyyppiä ja näytteenottopäivä) HYALY 120510 1/4, 2/4, 3/4, 4/4	
Näytteenoton päivämäärä: 12.5.2010	
Näytteenottajan allekirjoitus: <i>Pirjo Korhonen</i>	
YLEISTIEDOT	
Jätteen tuottaja: Yhteyshenkilö:	Asiakas (yritys): PHJ Yhteyshenkilö: ANTI LEISKALLIO
Näytteenoton paikka: KUJALAN JÄTEKESKUS LAHTI	Suorittaja (yritys): TEK Näytteenottaja: PIRJO KORHONEN
NÄYTTEENOTON TARKOITUS	
MATERIAALI	
Materiaalin tyyppi: KÄTEENKÄSITELTY HYALY	Arvioitu kosteuspitoisuus: < 5%
Kuvaus:(väri, haju, koostumus/homogeenisuus/raekoko – yhtenäinen tai monipuolinen) HETEROGEENINEN, HAJUTON, SUORI RAEKOHO < 250µm	
NÄYTTEENOTON METODOLOGIA	
Osa-populaation kuvaus/määrittely tai tutkittava lähetys: HARKINNAN VÄRAINEN OTANTA LASITEKALLUSTA JÄTEJAKEISTA	
Näytteenoton paikka ja -piste: KUJALAN JÄTE KESKUS RAKENNUSJÄTTEEN LASITEKALLUSTA	
Saatavuusongelmat, jotka vaikuttavat alueisiin tai tutkittavan materiaalin määrään: -	
Näytteenoton päivämäärä ja kellonaika: 12.5.2010 KLO 15.30 - 16.30	
Näytteenotossa läsnä olleet henkilöt (todistajien nimi ja osoite mikäli tarpeen): -	

Näytteenottotapa (kuvaava käytetty näytteenottotapa) LAJITELTUEK JAKETOEN SUHTEELLUET OSUUDET MITA- TAA JA KRAEKOLO PICHENNETÄÄN. KASATAK KATTEEN KASATAK, JOTEK YHOISTETÄÄN JA SEKOITETÄÄN KOLMEK KERTÄÄN. STANDAEDIN CEN/TE 15310-2 OSA 12.1. MUKAAN	
Käytetyt välineet: SAKSET, HAKKUEI, SIIVULEKKEUEI, VASARA, SAHA	
Kerättyjen ainesosien määrä/näytteen koko: KOKONAISMAARA N. 800 LITRAA, JATEJAKEET SUHTEESSA TILA- VUUTON	
Ainesosien koko/näytteen määrä: 37 EU JAKETA, 2 200 mm, n. 800 f.	
Näytteenoton aikaiset havainnot (esim. kaasun muodostus, reaktiot, lämmöntuotanto): EI HAVAINTOJA	
On-site määrittysten yksityiskohdat: OSA-NÄYTTEET JA ESIKÄSITTELY	
Tarkennettu sijainti: esim. on-site tai sekoitettu laboratoriossa (kuvaava joko avoin tai suljettu tila) ON-SITE SEKOITUS, JATEJAKETOEN PAKITELO, ULKONA	
Menettelytapa:	
PAKKAAMISEN, SÄILYTTÄMISEN, VARASTOINNIN JA KULJETUKSEN YKSITYISKOHDAT	
Pakkaaminen: 4 x 250L SÄKEIKSA	
Säilyttäminen: VIILEÄ	
Varastointi: KYLMÄ	
Kuljetus: 12.5.2010 VIETTY LABORATORIOON	
POIKKEAMAT NÄYTTEENOTTOSUUNNITELMASTA	
Yksityiskohta: SEKOITUEK HAITTAI TUULI	
TOIMITUS ANALYSOIVAAN LABORATORIOON	
Yritys: CAMBOL ANALYTIK	Toimituspäivä: 12.5.2010
Vastaanottaja: IIPOLAHDE	Allekirjoitus: 

Näytteenottoraportti

NÄYTTEENOTTORAPORTTI	
Näytteen tunniste: (Ilmentää paikkaa, materiaalin tyyppiä ja näytteenottopäivä) SA 1 06052010 erä 1/2 ja 2/2	
Näytteenoton päivämäärä: 6.5.2010	
Näytteenottajan allekirjoitus: Pijo Korhonen	
YLEISTIEDOT	
Jätteen tuottaja: Yhteyshenkilö:	Asiakas (yritys): PHJ Yhteyshenkilö: ANTI LEISKALLO
Näytteenoton paikka: KULJAN JÄTEKESKUS, LAHTI	Suorittaja (yritys): TEK Näytteenottaja: PIJO KORHONEN
NÄYTTEENOTON TARKOITUS KAASUNTUOTO JA KARAATERISOINTI	
MATERIAALI	
Materiaalin tyyppi: RAKENNUSTEN SEULA-ALITE	Arvioitu kosteuspitoisuus: m. 10%
Kuvaus:(väri, haju, koostumus/homogeenisuus/raekoko – yhtenäinen tai monipuolinen) Harmaa, mieta tynnyriä kiviä, homogeeninen < 20 mm monipuolinen	
NÄYTTEENOTON METODOLOGIA	
Osa-populaation kuvaus/määrittely tai tutkittava lähetys: RAKENNUSJÄTTEEN SEULA-ALITE 1 28.4.2010 TUOTU KULJAN RAKENNUSJÄTEALUELLE	
Näytteenoton paikka ja -piste: KULJAN JÄTEKESKUSIN VUOKRA RAKENNUSJÄTTEEN LAITTEALUE	
Saatavuusongelmat, jotka vaikuttavat alueisiin tai tutkittavan materiaalin määrään: —	
Näytteenoton päivämäärä ja kellonaika: 6.5.2010 klo 15.30–16.00	
Näytteenotossa läsnä olleet henkilöt (todistajien nimi ja osoite mikäli tarpeen): —	

Näytteenottotapa (kuvaaa käytetty näytteenottotapa)
STANDARDIN 15310-2 OSC 11.2 NUKKAAN NÄYTTEENOTTOSUUNNITELMAN 8.1.1.1 NUKKAAN LAPIOLLA ETEERIN 50cm korkeudelta ensin kidoilla ja sitten korkealta, kun käsien yläosa poistetaan puskuetraktorilla
Käytetyt välineet:
LAPIO, PUSKUTRAKTORI
Kerättyjen ainesosien määrä/näytteen koko:
53 LAPIOLLISTA
Ainesosien koko/näytteen määrä:
200 LITRAA
Näytteenoton aikaiset havainnot (esim. kaasun muodostus, reaktiot, lämmöntuotanto):
LIEVÄ TUOKSU, KUN KASAN YLÄOSA POISTETTIIIN KEIKIOSASTA OTETTAVIA OSANÄYTTEIDEN OTTA VARTEN
On-site määrittysten yksityiskohdat:
OSA-NÄYTTEET JA ESIKÄSITTELY
Tarkennettu sijainti: esim. on-site tai sekoitettu laboratoriossa (kuva joko avoin tai suljettu tila)
ON-SITE NÄYTE-ERÄN VÄHENNYS AVOIN TILA (ULKOILMA)
Menettelytapa:
STANDARDIN 15310-3 METODI I VÄHENNÖT 100 LITRAAN
PAKKAAMISEN, SÄILYTTÄMISEN, VARASTOINNIN JA KULJETUKSEN YKSITYISKOHDAT
Pakkaaminen: PAKATU KÄÄTTEEN MUOVISÄKKIIN
Säilyttäminen:
Varastointi: KYLMÄ
Kuljetus: KULJETETTU LABORATORIOON
POIKKEAMAT NÄYTTEENOTTOSUUNNITELMASTA
Yksityiskohta:
—
TOIMITUS ANALYSOIVAAN LABORATORIOON
Yritys: Ramboll Analytiks Oy Toimituspäivä: 6.5.2016 17:43
Vastaanottaja: Allekirjoitus: MARIKA RUHANEN M. Rukanen

Kuvaliite näytteiden otosta

Satunnaisotanta seula-alitteesta



Kuva 1. Tutkittavan seula-alite-erän tunnistus.



Kuva 2. Näytteenotto väline ja alueen suojaus.



Kuva 3. Poistetaan pinnasta kuivunutta materiaalia ennen osanäytteen ottoa.



Kuva 4. Osanäytteen otto kasasta näytteenotto korkeudelta.



Kuva 5. Osanäytteiden kasaus näytekeoksi.



Kuva 6. Poistetaan kasan yläosa kaivinkuormaajalla.



Kuva 7. Osanäytteiden otto kasan sisältä kolmioverkkomallilla.



Kuva 8. Lopullinen satunnaisotantana otettu näyte.



Kuva 9. Näytteen tasaus neliöintiä varten.



Kuva 10. Näytteen puolitus poistamalla diagonaaliset neljännekset.

Harkinnanvarainen otanta hylystä



Kuva 1. Tutkittavan hylkyerän tunnistus.



Kuva 2. Hylkyerän sekoittaminen aumaksi.



Kuva 3. Hylkyerä sekoitettuna.



Kuva 4. Päätyneljänneksen poisto.



Kuva 5. Hylkyr n lajittelua eri jakeisiin.



Kuva 6. Hylkyr n sisältämää teollisuuden prosessijätettä, jossa on kumia ja muovia yhdessä.



Kuva 6. Harkinnanvaraisen kokoomanäytteen kasaaminen.



Kuva 7. Näyte-erä ennen lopullista sekoittamista.



Kuva 8. Hylyn näyte ensimmäisen murskauksen jälkeen.

Kaasunäytteistä tunnistetut haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC) ja niiden pitoisuudet eri näytteissä.

	CAS	SA2 µg/m³	HY1 µg/m³	HY2 µg/m³	HY3 µg/m³	SA+HY+Y1 µg/m³	SA+HY+Y2 µg/m³	SA+HY+Y3 µg/m³
Dimetyylisulfidi, DMS (969, 959)	75-18-3	-	-	-	-	1602	-	-
Rikkihiili, carbon disulphide (975,808)	75-15-0	6341	4015	543	411	2429	957	499
Metyyliysklobutaani (914,832)	598-61-8	2227	-	923	931	1384	-	-
1-hekseeni (959,941)	592-41-6	-	6499	1382	1325	1220	393	375
Pentaani (943, 809)	109-66-0	-	3423	923	893	-	-	-
2-metyylifuraani (932,839)	534-22-5	-	932	561	544	-	-	-
Metyleenipropaanidinitriili (918,731)	922-64-5	-	5277	-	-	-	-	-
3-metyyliheksaani (925,774)	589-34-4	-	826	606	476	-	-	-
2-methylpentan-1-ol (919,890)	0-00-0	-	-	-	-	685	-	-
5-metyyli-1-hepteeni (961,961)	13151-04-7	-	2189	748	-	-	-	-
2,2-dimetyyli-4-pentenaali (900,737)	5497-67-6	-	1727	626	499	408	-	-
Heptaani (964,955)	142-82-5	-	4975	1145	1114	750	502	-
Metyyliyskloheksaani (950,913)	108-87-2	2433	-	-	2469	1257	-	-
2-ethylcyclohexanone (902,861)	4423-94-3	-	11325	3502	-	-	-	-
2,3,4-dimetyyliheksaani (951,951)	921-47-1	-	1209	-	389	-	-	-
Dimetyylidisulfidi; DMDS (939,852)	624-92-0	-	-	-	-	12288	1262	-
2-metyyliheptaani (938,906)	592-27-8	-	4253	1401	1002	-	-	817
1,3,5-sykloheptatrieni (956,884)	544-25-2	-	-	-	-	-	517	-
3-metyyliheptaani (920,802)	589-81-1	-	3087	-	800	396	-	-
Pentametyyllisyklopropani (921,814)	14172-83-9	1803	2982	1019	897	-	-	-
trans-1,3-dimetyylisykloheksaani (942,870)	2207-03-6	-	884	506	461	-	-	-
n-octan-3-ene (927,855)	0-00-0	-	3263	-	-	-	-	-
3-metyyli-2-hepteeni (946,886)	3404-75-9	-	-	-	643	500	-	-
1-okteeni; 1-oktyleeni (960,917)	111-66-0	-	4173	1191	1371	757	-	-
2-metyyliheksaani (912,805)	591-76-4	-	3785	-	-	-	-	-
Heksametyylisyklosiloksaani (979,930)	541-05-9	-	2321	-	-	788	-	-
4-propyyliheptaani (909,827)	3178-29-8	-	1590	-	474	423	-	-
3,4-dimetyylioktaani (962,941)	15869-92-8	-	1766	403	609	395	-	452
2,2,3,4-tetrametyylipentaani (908,900)	1186-53-4	4142	5370	-	-	-	668	5378
2,3-dimetyylipentaani (938,897)	565-59-3	1714	402	422	1267	-	-	-
2,2,4-trimetyyliheptaani (947,802)	14720-74-2	-	4383	-	1128	-	-	802

	CAS	SA2	HY1	HY2	HY3	SA+HY+Y1	SA+HY+Y2	SA+HY+Y3
		µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³	µg/m³
2,4-dimetyyliheksaani (904,867)	589-43-5	1443	-	-	-	515	-	-
trans-2-penteeni (926,888)	646-04-8	-	-	-	-	445	-	-
Styreeni (918,811)	100-42-5	-	1248	-	-	-	-	-
2,6-dimetyylinonane; 904,793; tai 3,3,6-trimetyylheptane; 904,793;	17302-28-2 53705-35-4	-	3967	-	-	-	-	687
3,3-dimetyylioktaani (942,886)	4110-44-5	1491	-	-	978	-	-	-
Dekaani (942,802)	124-18-5	-	750	-	-	-	-	-
Oktaani (931,915)	111-65-9	-	-	1658	381	-	-	-
2,3,4-trimetyyliheptaani (932,932)	52896-95-4	-	-	-	884	-	-	-
α-pineeni (alfa-pineeni) (966,941)	80-56-8	-	-	831	865	-	-	-
3-metyylidodekaani (939,739)	17312-57-1	-	-	1235	5786	-	-	-
Oktaametyylisyklotetrasiloksaani (945,925)	566-67-2	6812	130101	11906	13226	27154	1561	5607
2,2,4,6,6-pentametyyliheptaani (943,924)	13475-82-6	-	6752	-	-	1005	-	-
2,5-dimetyyli-1-hekseeni (839,786)	6975-92-4	1547	-	-	829	-	381	-
2,2,3-trimetyyllinonaani (942,861)	55499-04-2	-	2108	-	428	608	-	735
3,7-dimetyyllinonaani (923,843)	17302-32-8	-	9384	-	761	-	-	-
3,7-dimetyyllundekaani (965,965)	17301-29-0	1351	-	2339	-	1642	-	-
3-metyyllinonaani (915,915)	5911-04-6	-	6665	-	507	-	-	-
2,2,3-trimetyyliheksaani (903,883)	16747-25-4	-	-	1724	-	1022	-	-
2,2,5-trimetyyliheksaani (920,812)	3522-94-9	-	1612	-	377	530	-	663
2,6-dimetyylioktaani (915,873)	2051-30-1	-	4268	-	-	-	-	-
2,3,4-trimetyyllidekaani (952,789)	62238-15-7	-	4158	-	-	894	-	-
Dimetyylitetrasulfidi DMTS (909,787)	5756-24-1	-	-	-	-	520	-	-
TVOC		67891	450080	73217	76748	94665	15343	53345

- ei havaittu

Yhdisteen nimen perässä suljussa olevat luvut kuvaavat yhdisteen tunnistuksen todennäköisyyttä. Ensimmäinen luvusta kuvaa, kuinka todennäköisesti analysoitu piikki sisältää spektrikirjaston mukaista yhdistettä (ilmoitettu pitoisuus voi sisältää myös muita yhdisteitä mikäli luku on alhainen). Jälkimmäinen luvusta kuvaa kuinka todennäköisesti näytteestä analysoitu yhdiste on spektrikirjaston mukaista puhdasta yhdistettä. Todennäköisyyden maksimiarvot ovat 1000/1000 (Lähde: Ramboll Analytics)

