



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO  
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

JONI TANSKANEN  
VALIMOHIEKAN KOMPOSTOINTIKÄSITTELYN YMPÄRISTÖVAI-  
KUTUKSET

Diplomityö

Tarkastaja: professori Antti Oksanen  
Tarkastaja ja aihe hyväksytty  
Luonnontieteiden tiedekunnan tie-  
dekuntaneuvoston kokouksessa 7.  
lokakuuta 2015

## TIIVISTELMÄ

**JONI TANSKANEN:** Valimohiekan kompostointikäsitteilyn ympäristövaikutukset  
Tampereen teknillinen yliopisto  
Diplomityö, 70 sivua, 9 liitesivua  
huhtikuu 2016  
Ympäristö- ja energiatekniikan diplomi-insinöörin tutkinto-ohjelma  
Pääaine: Voimalaitos- ja polttotekniikka  
Tarkastaja: professori Antti Oksanen

Avainsanat: valimohiekka, päästömittaus, kompostointi, ympäristö

Kompostointikäsitteilyn toimivuutta valimohiekkojen orgaanisten haitta-aineiden poistamiseksi tutkittiin kesällä 2015 EU:n LIFE Environment -ohjelman osarahoittamassa projektissa (LIFE13 ENV/FI/285). Tässä työssä tarkastellaan valimohiekkojen kompostointikäsitteilyä aiheuttamia päästöjä ja niiden ympäristövaikutuksia. Tarkastelun kohteena olivat ilman ja veden mukana kulkeutuvat päästöt.

Ilmapäästöjä selvitettiin mittauksilla, jotka tehtiin kolmesti koejakson aikana. Mittaukset toteutettiin peittämällä kompostiauma ja johtamalla aumasta lähtevät kaasut yhteen hormiin. Mittauksissa selvitettiin aumasta vapautuvien kaasumaisten yhdisteiden pitoisuuksia FTIR- ja FID-analysaattoreilla sekä hajupitoisuutta olfaktometrillä. Lisäksi otettiin kertanäytteitä adsorptiokeräimiin, jotka lähetettiin kemialliseen analyysiin.

Ilmapäästömittausten tuloksien avulla arvioitiin laskennallisesti kompostointikäsitteilyn vuosipäästöjä ja laskettiin päästöjen ominaisarvot käsiteltyyn valimohiekan määrään nähden. Tulokseksi saatiin, että hiekkatonna kohden vapautuu ammoniakkaa 63 g/a, hiilimonoksidia 3,8 kg/a, hiilidioksidia 130 kg/a, bentseeniä 230 mg/a ja metaania 220 g/a.

Ilmapäästöjen leviämistä ympäristöön mallinnettiin laskennallisesti. Ympäristön kannalta merkittävimmäksi päästökseen tunnistettiin haju, joka voi olla havaittavissa yli 2 % ajasta vielä noin kilometrin päässä kompostointikentästä, jos kompostointia toteutetaan laajemmalla mittakaavalla. Muiden päästöjen osalta leviämismallinnuksien tuloksissa ei esiintynyt ihmisille tai ympäristölle haitallisia pitoisuuksia.

Veden mukana kulkeutuvia päästöjä selvitettiin johtamalla kompostointikentältä tulevat vedet yhteen kokoomakaivoon. Kaivosta otettiin näytteet, joista analysoitiin pitoisuuksia mahdollisimman kattavasti. Näytteenotto suoritettiin kolme kertaa koejakson aikana. Analyysien perusteella pitoisuudet olivat alle tavanomaisen jätevedenpuhdistamolle menevän veden pitoisuuksien. Vesiä ei voi kuitenkaan johtaa käsittelemättä suoraan ympäristöön.

Tarkastelun perusteella kompostointikäsitteilyn ympäristövaikutusten voidaan sanoa olevan hyvin vähäiset, jos kentältä tulevat jätevedet käsitellään asianmukaisesti ja lähimpään asutukseen on riittävästi etäisyyttä hajuhaittojen välttämiseksi.

## ABSTRACT

**JONI TANSKANEN:** Environmental impacts of surplus foundry sand composting

Tampere University of Technology

Master of Science Thesis, 70 pages, 9 Appendix pages

April 2016

Master's Degree Programme in Environmental and Energy Technology

Major: Powerplant and combustion technology

Examiner: Professor Antti Oksanen

Keywords: foundry sand, emission, composting, environment

Composting was studied as a method to decrease the detrimental organic elements in surplus sand from foundries in a project partly funded by EU's LIFE Environment programme (LIFE13 ENV/FI/285). In this Master's thesis the environmental impacts of foundry sand composting are assessed based on the tests carried out in the summer 2015. The focus is on emissions into the air and waste water.

Air emissions from the compost test heap were measured three times during the test period. The compost heap was covered during the measurements and the gases were conducted through an air chimney on top of the heap. The concentrations of different gaseous compounds emitted from the heap were measured with FTIR and FID analyzers. An olfactometer was used to determine the odor concentration in the gas. Also samples from gas were taken to adsorption filters, which were sent to a chemical analysis.

The emission measurements were used to calculate the annual release of pollutants into the air. Also the specific emission of the treatment for a ton of foundry sand was calculated. The result was that for every ton of foundry sand composted 63 g/a of ammonia, 3,8 kg/a of carbon monoxide, 130 kg/a of carbon dioxide, 230 mg/a of benzene and 220 g/a of methane is released.

A dispersion model was used to calculate the environmental effects of the pollutants. Odor was recognized as the most significant pollutant of the treatment. Odor can be distinct for over 2 % of time at distance of 1 kilometer from the compost site if composting is carried out on a larger scale. For other pollutants the dispersion calculation results showed no concentrations that were harmful to environment or people according to the Finnish legislation.

The concentrations in waste water were examined by conducting the waters from the test site to a collecting well. Samples were taken from the well three times during the test period. Comprehensive analyses for the samples were carried out by a chemistry laboratory to determine all possible detrimental compounds in waste water. No exceptional concentrations were observed in the samples when kept in mind that the water was going to a sewage treatment plant.

No harmful environmental effects were discovered or they are really minor. This is in a case where foundry sand composting is carried out with enough distance to closest habitation to prevent the inconvenience of odors and the waste waters are treated properly.

## ALKUSANAT

Kiitokset AX-Suunnitelun ympäristöyksikön väelle ja erityisesti Seppo Heinäselle diplomityön ohjaamisesta. Haluan kiittää myös Meehanite Technology Oy:n Markku Tapolaa ja Sara Tapolaa Foundry Sand -projektin (LIFE13 ENV/FI/285) mahdollistamisesta.

Tampereella, 5.4.2015

Joni Tanskanen

## SISÄLLYSLUETTELO

1.	JOHDANTO .....	1
2.	VALIMOHIEKAN PUHDISTAMINEN KOMPOSTOINTIKÄSITTELYLLÄ.....	3
2.1	Valimohiekka .....	3
2.1.1	Hiekan kierto valimoprosessissa.....	3
2.1.2	Valimohiekan haitta-aineet .....	4
2.2	Kompostointiprosessi .....	5
2.3	Valimohiekan kompostoinnista tehdyt aiemmat tutkimukset .....	8
2.4	Foundry Sand -projekti.....	10
2.4.1	Tavoitteet ja toimijat .....	10
2.4.2	Kenttäkokeiden toteutus.....	11
2.4.3	Hiekkojen ja orgaanisen aineen haitta-ainepitoisuudet.....	12
2.4.4	Haitta-aineiden hajoaminen .....	13
3.	PÄÄSTÖJEN MITTAAMINEN JA LEVIÄMINEN YMPÄRISTÖÖN .....	15
3.1	Tärkeimmät pilaantumista aiheuttavat ilmapäästöt.....	15
3.1.1	Lainsäädäntö .....	15
3.1.2	Rikkidioksidi.....	15
3.1.3	Typenoksidit.....	16
3.1.4	Ammoniakki.....	16
3.1.5	Haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC).....	16
3.1.6	Metaani.....	17
3.1.7	Hiilimonoksidi .....	17
3.1.8	Hiukkaset .....	17
3.2	Hajupitoisuus ja sen mittaamenetelmät .....	18
3.3	Ilmanlaatua koskeva sääntely.....	19
3.3.1	Raja-arvot ja tavoitearvot.....	19
3.3.2	Ohjearvot.....	21
3.3.3	Haitallisiksi tunnetut pitoisuudet .....	22
3.4	Ilmapäästöjen mittaamenetelmät .....	22
3.4.1	Ekstraktiivinen näytteenotto .....	22
3.4.2	Infrapunaspektrometriaan perustuvat menetelmät .....	23
3.4.3	Liekki-ionisaatio FID .....	25
3.4.4	Näytteenotto adsorptiomenetelmällä.....	26
3.4.5	Hiukkasmittaukset.....	26
3.5	Päästöjen leviäminen ilmakehässä .....	27
3.5.1	Turbulenssi ja diffuusio .....	27
3.5.2	Alailmakehän terminen rakenne .....	28
3.5.3	Rajakerros .....	28
3.5.4	Päästöjen kulkeutuminen tuulen mukana.....	29
3.6	Päästöjen leviämismallit.....	29

3.6.1	Yleistä .....	29
3.6.2	Stationaariset mallit.....	30
3.6.3	Dynaamiset mallit .....	32
3.6.4	Muut mallit.....	33
3.6.5	Lähtötiedot .....	34
3.7	Jätevesipäästöt.....	35
4.	MITTAUSTEN TOTEUTUS .....	37
4.1	Ilmapäästöjen mittaus.....	37
4.1.1	Mittausjärjestely.....	37
4.1.2	FID-mittaukset .....	38
4.1.3	FTIR-mittaukset .....	39
4.1.4	Kertanäytteenotto .....	39
4.1.5	Hajumittaukset .....	41
4.1.6	Pölymittaukset.....	41
4.2	Jätevesipäästöjen mittaus .....	43
5.	TULOKSET .....	45
5.1	Ilmapäästöt .....	45
5.1.1	Jatkuvatoimiset mittalaitteet .....	45
5.1.2	Kertanäytteenotto .....	48
5.2	Jätevesipäästöt.....	50
6.	TULOSTEN TARKASTELU .....	51
6.1	Merkittävimpien ilmapäästöjen tunnistaminen .....	51
6.2	Kokonaispäästöt .....	53
6.2.1	Emission ja vuosipäästöjen laskenta .....	53
6.2.2	Kokonaispäästöjen merkittävyys .....	57
6.3	Päästöjen leviämisen mallinnus .....	58
6.3.1	Lähtötiedot .....	58
6.3.2	Mallinnuksen tulokset.....	59
6.4	Päästöt veteen.....	63
7.	PÄÄTELMÄT .....	65
	LÄHTEET.....	67

LIITE A: HAITTA-AINEIDEN HAJOAMINEN KOMPOSTIKOKEISSA

LIITE B: JÄTEVESINÄYTTEIDEN ANALYYSITULOKSET

LIITE C: ADSORPTIOKERÄIMIEN ANALYYSITULOKSET

LIITE D: FTIR-MITTAUSTEN TULOKSET

## LYHENTEET JA MERKINNÄT

BTEX	haihtuvat monosykliset aromaattiset yhdisteet. Yhdisteryhmä johon kuuluu bentseeni, tolueni, etyylibentseeni ja ksyleenit.
DOC	liukoinen orgaaninen hiili (dissolved organic carbon)
EPA	Yhdysvaltojen ympäristöministeriö (Environmental Protection Agency)
FID	flame ionization detector, analyysointilaitteisto kaasumaisten orgaanisten hiilivety-yhdisteiden mittaamiseen
FTIR	fourier transform infrared spectroscopy, analyysointilaitteisto kaasumaisten yhdisteiden mittaamiseen, joka perustuu eri aineille ominaiseen infrapunaspektriin.
HTP-arvo	haitalliseksi tunnistettu pitoisuus
ka	kuiva-aine
mg/kg ka	milligrammaa per kilogramma kuiva-ainetta
NTP	normaaliolosuhteet, 101325 Pa ja 0 °C. (normal temperature and pressure)
Nm <sup>3</sup>	m <sup>3</sup> kuivaa ilmaa normaaliolosuhteissa
PAH	polyaromaattiset hiilivety-yhdisteet
TOC	orgaanisen hiilen kokonaisosuus (total organic carbon)
VNa	valtioneuvoston asetus
VNp	valtioneuvoston päätös
<i>C</i>	pitoisuus
<i>Q</i>	päästön intensiteetti
<i>u</i>	virtausnopeus
$\sigma$	Gaussin jakauman standardipoikkeama
$\rho_N$	kuivan ilman tiheys NTP-olosuhteissa
<i>x</i>	ilman sisältämä absoluuttinen kosteus (kg/kg)

# 1. JOHDANTO

Valimot käyttävät tuotantoprosessissaan hiekkaa valumuottien valmistukseen. Hiekkaa kierrätetään ja käytetään tuotantoprosessissa useita kertoja, mutta tietyn käyttöasteen jälkeen se ei enää sovellu prosessissa hyödynnettäväksi ja korvataan uudella hiekalla. Ylijäämähiekkaa syntyy valimoprosessissa keskimäärin 1 tonni jokaista valettua metallitonnia kohden. Tätä ylijäämähiekkaa on vuosia käytetty muun muassa kaatopaikkojen pintamateriaalina ja tienpohjissa. Valimohiekka voi kuitenkin sisältää haitta-aineita siinä määrin, että nykyisessä jätelainsäädännössä määritetyt pysyvän jätteen raja-arvot ylittyvät. Tästä johtuen jätteenkäsittelylaitokset saattavat periä valimohiekasta pilaantuneen maa-aineen jätteenkäsittelymaksun, joka lisää hiekan käsittelykustannuksia huomattavasti. Tämä on luonut tarvetta kustannustehokkaampien menetelmien kehittämiseksi valimohiekan puhdistamiseksi ja hyötykäyttöön saamiseksi.

Yksi mahdollinen puhdistamismenetelmä on valimohiekan kompostointikäsittely. Siinä ajatuksena on, että valimohiekkaa sekoitetaan kompostoituvan orgaanisen aineksen sekaan, ja kompostoitumisprosessi hajottaa hiekassa olevia orgaanisia haitta-aineita. Tavoitteena on, että lopputuotteena saadaan multaa, jota voitaisiin käyttää viherrakennusmateriaalina, ja joka täyttäisi sille asetetut laatuvaatimukset.

EU:n LIFE Environment -ohjelman osarahoittamassa *Re-use of surplus foundry sand by composting* -projektissa (lyhyemmin *Foundry Sand*) tutkitaan kompostointikäsittelyn soveltuvuutta valimohiekan puhdistamismenetelmäksi. Lisäksi projektin tarkoituksena on selvittää valimohiekan kompostoinnin ympäristövaikutukset ja varmistaa, että se on ympäristölle turvallinen menetelmä. Projektissa suoritetaan kolmet eri kenttäkokeet aikavälillä kesä 2015 - syksy 2016. Kenttäkokeissa tarkastellaan haitta-aineiden hajoamista kompostoinnin aikana ja pyritään selvittämään kaikki käsittelystä ympäristöön aiheutuvat päästöt. Ensimmäinen koe suoritettiin kesällä 2015, josta saatuja tuloksia käsitellään tässä diplomityössä. Toimeksiantajana diplomityölle on Insinööri-toimisto AX-LVI Oy, joka on projektissa partnerina ja vastaa kompostoinnin ympäristövaikutusten arvioinnista sekä valvoo kenttäkokeiden etenemistä.

Tämän diplomityön tavoitteena on selvittää ja arvioida valimohiekan kompostointikäsittelyn ympäristövaikutukset. Tutkimusmenetelmänä on kompostiaumoille tehdyt ilmapäästömittaukset sekä niiden perusteella tehdyt laskennalliset jatkotarkastelut. Lisäksi kasoista lähteviä suotovesiä ja niiden sisältämiä mahdollisia haitallisten aineiden pitoisuuksia seurataan. Saatuja tuloksia verrataan erilaisiin ohje- ja raja-arvoihin, joiden avulla voidaan arvioida pitoisuuksien haitallisuutta ilmassa ja vedessä. Työn painotus on selkeästi ilmapäästöjen tarkastelussa, koska oletusarvoisesti kompostointi toteutetaan



aina vettä läpäisemättömällä kentällä, josta jätevedet johdetaan käsittelyjärjestelmään. Tästä johtuen veden mukana kulkeutuvat päästöt ovat paljon helpommin hallittavissa ja tarkkailtavissa kuin ilmapäästöt ja niiden vaikutuksia voidaan arvioida aina tapauskohtaisesti tarkemmin.

Työn ensimmäisessä osiossa kerrotaan perusteet valimohiekan kiertoprosessista, eri valimohiekkatyypeistä ja niiden haitta-aineista. Lisäksi tarkastellaan hieman kompostoinnin teoreettista taustaa ja käydään lyhyesti läpi millaisia tutkimuksia valimohiekan kompostointikäsittelystä on tehty aikaisemmin. Ensimmäisen osion lopussa käydään läpi kesällä 2015 toteutettua Foundry Sand -projektin kompostointikoetta ja sen tuloksia.

Toisessa osassa esitetään teoriaa ilmansaasteista, päästömittaustekniikasta ja päästöjen leviämisestä ilmakehässä. Lisäksi tarkastellaan Suomen lainsäädännössä annettuja raja- ja ohjearvoja ilmassa sallituille pitoisuuksille eri yhdisteiden osalta. Toisessa osassa käsitellään myös jätevedessä esiintyviä ympäristön pilaantumista aiheuttavia yhdisteitä ja niihin liittyviä yleisiä raja-arvoja.

Kolmannessa osassa esitetään miten ja millaisilla menetelmillä ja laitteistolla päästömittaukset on tehty ja miten vesinäytteenotto on suoritettu. ”Tulokset”-osiossa esitetään lyhyesti mittausten tulokset. ”Tulosten tarkastelu”-osiossa etsitään erilaisten vertailuarvojen avulla mittaustuloksista merkittävimmät päästöt, jotka otetaan jatkotarkasteluun. Jatkotarkastelussa lasketaan käsittelystä aiheutuvat vuosipäästöt ja kompostointikäsittelyn ominaispäästöt. Kokonaispäästöjä verrataan muihin tilastoituihin päästölähteisiin niiden suurusluokan ja ympäristövaikutusten merkittävyyden hahmottamiseksi. ”Tulosten tarkastelu”-osion viimeisessä vaiheessa esitetään leviämismallinnuksen tulokset merkittävimpien päästöjen osalta. Leviämismallinnukset tehtiin koekompostointien päästöille sekä kuvitteelliselle tilanteelle, jossa kompostointikäsittelyä toteutettaisiin suuremmassa mittakaavassa.

Työn tarkastelu rajataan kesällä 2015 suoritettuihin kenttäkokeisiin. Tavoitteena on kuitenkin saada yleispätevä kuvaus valimohiekan kompostointikäsittelyn ympäristövaikutuksista, jota voidaan soveltaa muuallekin sijainnista ja vuodenajasta riippumatta. Lopupäätelmänä annetaan arvio siitä, onko kompostointi ympäristön kannalta turvallinen menetelmä valimohiekan puhdistamiseksi. Lisäksi arvioidaan, mitkä ovat kompostointikäsittelyn haitallisimmat ympäristövaikutukset ja annetaan ehdotuksia miten niitä voidaan pienentää.

## 2. VALIMOHIEKAN PUHDISTAMINEN KOMPOSTOINTIKÄSITTELYLLÄ

### 2.1 Valimohiekka

#### 2.1.1 Hiekan kierto valimoprosessissa

Valimoiden tuotantoprosessissa käytetään hiekkaa valumuottien valmistukseen. Kaikki prosessissa käytettävä hiekka ei ole uutta hiekkaa, vaan hiekkaa voidaan hyödyntää prosessissa uudelleen elvytyksen avulla. Hiekan kiertoaste ei ole kuitenkaan täydellinen, vaan osa hiekasta poistuu työvaiheiden aikana niin sanottuna ylijäämähiekkana. Hiekan kierto käsittää valmistusvaiheen, kaavauksen, valun, tyhjennyksen ja elvytyksen, josta hiekka palautetaan takaisin valmistukseen. (Meskanen et al. s. 1)

Hiekan valmistuksessa raeaineet sekä side- ja lisäaineet sekoitetaan keskenään. Raeaines voi olla uutta hiekkaa tai kiertojärjestelmästä elvytettyä vanhaa hiekkaa tai niiden seosta. Käsitteellä raakahiekka, tarkoitetaan hiekkaa johon ei ole sekoitettu sideaineita (Keskinen et al.). Tavallisesti valimoilla käytettävä raakahiekka on kvartsihiekkaa. Toinen yleinen hiekkatyyppi on kromiittihiekka, jota käytetään erityisesti teräsvalimoilla. (Meskanen et al. s. 30 - 31)

Sideaineiden tehtävänä on sitoa rakeet toisiinsa, jotta muotti kestää valamisen ajan kassassa. Sideaineita on useita erilaisia ja ne riippuvat käytetystä hiekan valmistusmenetelmästä. Tuorehiekkamenetelmässä sideaineena käytetään bentoniittia ja muotin kovettaminen tehdään mekaanisesti sullomalla, täristemällä tai puristamalla. Furaanimenetelmässä sideaineena on furfyylialkoholia, ureaformaldehydiä tai formaldehydiä. Kovetteena menetelmässä käytetään fosforihappoa ( $H_3PO_4$ ) tai paratolueenisulfonihappoa. Fenolihartsimenetelmässä (kaupalliselta nimeltään Alphaset) sideaineena on fenoliformaldehydi ja kovetteena käytetään jotain esteri-yhdistettä. Hartsisideaineita käytettäessä kovettuminen saadaan aikaan, kun hiekan läpi puhalletaan kovetinkaasua. Sideaineiden lisäksi voidaan käyttää lisäaineita, joiden tarkoituksena on parantaa valupinnan laatua estää valuvikoja. Tyypillisesti esimerkiksi tuorehiekoissa käytetään lisäaineena kivihiilijauhetta. (Meskanen et al. s. 30 - 31)

Kaavaus on työvaihe, jossa hiekasta tehdään valumallien avulla muotti. Kaavaus tehdään puoli kappaletta kerrallaan. Hiekka sullotaan kaavauskehiin, johon valumallin puolikas on sijoitettu. Hiekalla täytetyt kaavauskehät laitetaan vastakkain, jolloin niiden väliin jäävä tyhjä tila muodostaa valumuotin. Usein ennen muottien yhdistämistä, muo-

tin sisäpinta käsitellään tulenkestävällä aineella. Tätä kutsutaan peitostamiseksi. (Meskanen et al. s. 35 - 37)

Kun muotti on valmis, se menee valuun. Valun aikana muotti täytetään sulalla metallilla jonka annetaan jäähtyä ja jähmettyä. Tämän jälkeen on vuorossa tyhjennys, eli valu irrotetaan pois hiekkamuotin sisältä. Purkaminen voi tapahtua koneellisesti esimerkiksi tärinän avulla tai käsin, jos kyseessä on pieni valimo. (Meskanen et al. s. 8 - 9)

Tyhjennyksessä irronnut hiekka siirtyy hiekan elvytykseen. Esikäsittelyvaiheessa hiekkasta pyritään murskaamaan mahdolliset kokkareet, jotta hiekka olisi tasarakeista. Esikäsittelyn jälkeen hiekan rakeiden pinnalla on vielä edelleen sideainekalvo, joka pitää saada poistettua. Elvytysmenetelmänä voi olla mekaaninen tai terminen käsittely. Käsittelymenetelmä riippuu elvytettävän hiekan käyttötavasta ja sideaineen laadusta. Mekaanisia menetelmiä ovat esimerkiksi murskaus- tai tärityshieronta, joilla ei saada täysin puhdasta hiekkaa, mutta monesti kuitenkin riittävän puhdasta. Termisessä käsittelyssä hiekkaa kuumennetaan 800 - 900 °C:een. Tällöin saadaan orgaaniset sideaineet, kuten esimerkiksi hartsit, poltettua pois, ja lopputuloksena on sideaineetonta hiekkaa. (Meskanen et al. s. 10)

Tyypillisesti tuorehiekkavalimoilla hiekan kiertoaste on noin 95 % ja hartsihiekkavalimoilla 50 - 90 %. Kiertoon kelpaamaton hiekka on ylijäämää. Nyrkkisääntönä on, että valimoilla syntyy ylijäämähiekkaa noin tonni jokaista valettua metalli tonnia kohden. (Orkas et al. 1999, s. 4) Ylijäämähiekan käsittelykustannukset voivat olla merkittävät riippuen valimon tyypistä ja hiekan hyödyntämismahdollisuuksista. Kustannukset vaihtelevat välillä 4 - 110 €/t. Ylijäämähiekkaa voi syntyä yhdellä valimolla jopa 10 000 tonnia vuodessa, jolloin valimokohtaiset käsittelykustannukset voivat olla jopa miljoonan euron luokkaa. (Orkas 2013)

## 2.1.2 Valimohiekan haitta-aineet

Valimoilta tulevan ylijäämähiekan sisältämät haitta-aineet riippuvat hyvin paljon hiekanvalmistuksessa käytetyistä menetelmistä sekä side- ja kovetinaineista. Julkaisussa ”Valimoiden ylijäämähiekan hyötykäyttö- ja sijoituskelpoisuus” (Orkas et al. 1999) on tutkittu suomalaisilla valimoilla eniten käytössä olevien hiekkatyypien sisältämiä haitallisia epäpuhtauksia.

Tutkimuksessa oli mukana 10 valimoa, joiden ylijäämähiekasta otettiin kokoomanäytteet analyysiä varten. Valimoista kolmella oli käytössä tuorehiekkä, kolmella furaanihiekkä, kolmella esterikovetteinen fenolihartsihiekä ja yhdellä esterikovetteinen vesilasihiekä. Vesilasin käyttö on ollut 1950 - 1970-luvuilla yleistä, mutta vähentynyt orgaanisten sideaineiden yleistymisen myötä. Menetelmässä vesilasin (alkalisilikaatti,  $\text{Na}_2\text{SiO}_2 \cdot m\text{H}_2\text{O}$ ) sisältämä vesi sidotaan kemiallisen reaktion avulla. Reaktio tapahtuu kun

vesilasia sisältävän hiekan joukkoon sekoitetaan estereitä. Esterin määrä on tyypillisesti noin 10 - 12 % vesilasin määrästä.

Lähteessä esitettyjen tulosten (Orkas et al. 1999, s. 16) pohjalta on laskettu keskiarvot kullekin hiekkatyypille ja ne on esitetty alla (Taulukko 1).

**Taulukko 1. Eräiden haitta-aineiden pitoisuuksien keskiarvoja (mg/kg) ja vesiuutteen pH ylijäämähiekkassa (Orkas et al. 1999, s. 16).**

	Tuorehiekkä	Furaanihiekkä	Fenolihiekkä	Vesilasihiekkä
pH	9,7	4,2	9,0	10,1
Kok. Cr	3600	19500	3225	<100
Fenoli-indeksi	10	0,8	4,7	<0,05
Formaldehydi	<20	<20	<20	<20
PAH	18,4	0,4	1,6	0,4

Furaanihiekkä on selvästi hapanta, joka johtuu siitä, että menetelmässä käytetään happoa kovettimena (Meskanen et al.). Kromi on tavanomaisesti peräisin ruostumattoman teräksen valimoista, jossa sitä käytetään raudan lisäaineena (Orkas 2015). Fenoliyhdisteitä on useita erilaisia. Useimmiten fenolit määritetään summana, jolloin käytetään termiä fenoli-indeksi. PAH-yhdisteet, eli polyaromaattiset hiilivedyt ovat fenolien tapaan yhdisteryhmä, joka käsittää useita kymmeniä eri yhdisteitä. Tyypillisesti PAH:eja määritettäessä selvitetään 10 - 16 eri yhdisteen pitoisuudet. (Orkas et al. 1999, s. 14 - 15)

Kaatopaikka-asetuksen (331/2013) liitteessä 3 on säädetty raja-arvoja jätteen sisältämillä pitoisuusarvoille. Jotta valimohiekkä voitaisiin sijoittaa pysyvän jätteen kaatopaikalle, niin fenoli-indeksi tulisi olla alle 1 mg/kg, joka ylittyy tuorehiekkalla ja fenolihiekkalla. Kromin raja arvo on 0,5 mg/kg, joka ylittyy jokaisella hiekkatyypillä merkittävästi. Jopa niin merkittävästi, että herää epäily yksikkövirheestä lähteessä. Jos oletetaan, että taulukossa 1 olisi kromilla yksikkönä µg/kg, niin silti raja-arvo ylittyy kaikilla hiekkatyypeillä. PAH-yhdisteillä raja-arvo on pysyvälle jätteelle 40 mg/kg, joka ei ylity millään hiekkatyypillä.

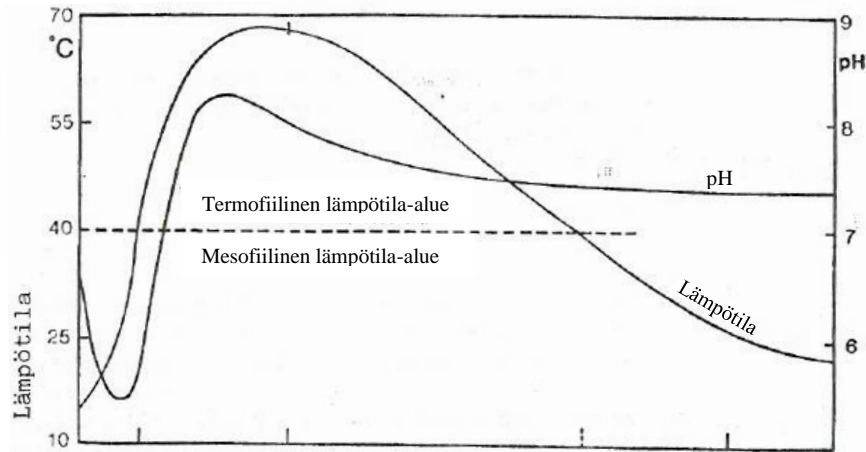
## 2.2 Kompostointiprosessi

Lähteessä (Paatero et al. 1984) määritellään kompostointi biologiseksi prosessiksi, jossa mikrobien eliöyhteisö hajottaa orgaanista materiaalia kosteissa, aerobisissa ja riittävästi lämpöeristetyissä olosuhteissa. Lopputuotteina kompostoinnissa syntyy hiilidioksidia, vettä, stabiilia humusainetta ja epäorgaanisia suoloja sisältävää materiaalia sekä lämpöenergiaa.

Kompostissa orgaanisen aineen hajottajina toimivat aerobiset mikrobit, jotka ovat pääasiassa sieniä ja bakteereja. Mikrobit voidaan luokitella lämpötilan sietokykynsä mukaan psykrofiilisiin (alle 20 °C), mesofiilisiin (20 - 40 °C) ja termofiilisiin (yli 40 °C). Kompostissa merkittävimpiä ovat mesofiilit ja termofiilit mikrobit. Mesofiilit mikrobit toimivat kompostointiprosessin käynnistäjinä hajottaen helposti hyödynnettävissä olevaa orgaanista materiaalia. Mikrobitoiminnan seurauksena lämpötila nousee ja elinolosuhteet muuttuvat sopiviksi termofiilisille eliöille. (Hänninen et al. 1992, s. 9)

Kompostointiin tarvittava mikrobikanta tulee kompostoituvan materiaalin mukana sekä kompostin ympäristöstä. Mikrobikanta kehittyy nopeasti kompostin syöttömateriaaleille ja vallitseviin olosuhteisiin parhaiten soveltuviksi eliöyhteisöiksi. Kompostointi voidaan toteuttaa tavanomaisella aumakompostoinnilla, jolloin on kyse panosprosessista. Toinen vaihtoehto on toteuttaa kompostointi jatkuvatoimisena prosessina. Jatkuvatoimisessa kompostoinnissa materiaali- ja energiavirrat pyritään pitämään oikeanlaisena, jotta olosuhteet ja eliöyhteisö kompostissa olisivat muuttumattomia. Tavanomaisessa aumakompostissa olosuhteet muuttavat koko ajan sitä mukaa, kun mikrobit hajottavat orgaanista materiaalia. Helpoimmin hyödynnettävissä olevat ravinteet käytetään ensimmäisenä, ja siten myös ravinnetilanne muuttuu koko prosessin ajan. Tämä on havaittavissa auman lämpötilan, pH:n ja ulkonäön muutoksina. (Paatero et al. 1984)

Panosprosessilla toimivassa kompostissa voidaan tyypillisesti havaita neljä eri vaihetta lämpötilanmuutosten perusteella. Vaiheet ovat mesofiilinen, termofiilinen, jäähtyminen ja kypsyminen. Ensimmäiset kolme vaihetta tapahtuvat hyvin nopealla aikataululla, aumakompostoinnissa tyypillisesti muutamassa viikossa. Kypsymisvaiheessa komposti on useimmiten jo täysin jäähtynyt ja samassa lämpötilassa ympäristön kanssa. Hyvin etenevässä prosessissa lämpötilan lasku jäähtymisvaiheessa on loivaa. Jos lämpötila laskee äkillisesti, komposti on mahdollisesti joutunut anaerobiseen tilaan. (Paatero et al. 1984) Tyypillinen lämpötilan kehitys kompostointiprosessin aikana on esitetty kuvassa 1.



**Kuva 1. Aumakompostin tyypillinen lämpötila- ja pH-kehitys mielivaltaisella aika-akselilla (Paatero et al. 1984)**

Lämpöenergia prosessiin tulee mikrobin aerobisen hengityksen kautta (Hänninen et al. 1992, s. 19). Mikrobeilla ei ole keinoja vaikuttaa lämpötilan kehitykseen, vaikka lämpötilan nouseminen on seurausta mikrobitoiminnasta. Korkea lämpötila kiihdyttää mikrobin elintoimintoja, jolloin lämpötila nousee entisestään, mahdollisesti jopa mikrobin elämiseen liian korkeaksi. On siis mahdollista, että mikrobiyhteisö tuhoaa itsensä oman toiminnan seurauksena ja katkaisee näin kompostoitumisprosessin. Toisaalta hetkellinen korkea lämpötila on monesti komposteissa toivottavaa, sillä tällöin komposti hygienisoituu. Tämä perustuu siihen, että taudinaiheuttajat ovat usein mesofiilisiä organismeja, jotka eivät selviä yli 50 °C:en lämpötiloissa. (Paatero et al. 1984)

Mikrobit tarvitsevat ravinteita solujen rakennusaineeksi ja energialähteeksi. Pääasiassa ravinteet tulevat orgaanisista aineksista, kuten sokereista, proteiineista, rasvoista ja selluloosasta. Merkittävimmät yksittäiset alkuaineet ovat hiili ja typpi, joiden suhde tulisi olla oikeanlainen kompostissa. Kokemuseräisen tiedon mukaan optimaalinen C/N-suhde on 25/1...30/1 useimmille jätelaaduille. Suhteeseen vaikuttaa se, millaisina yhdisteinä ja miten tiukasti sitoutuneina hiili ja typpi esiintyvät syötemateriaalissa. Lisäksi kompostissa tarvitaan epäorgaanisia mineraaliaineita, kuten fosforia, rikkiä ja kaliumia. (Hänninen et al. 1992, s. 11 - 12)

Kuvasta 1 nähdään, että tyypillisesti kompostin pH laskee prosessin alkuvaiheessa selkeästi happamalle puolelle, jonka jälkeen se nousee nopeasti emäksiselle tasolle. Jäähdytysvaiheen alkaessa pH:n kehitys muuttuu laskevaksi. Se etenee kohti stabiilia tasoa, joka on likipitään neutraali. Alkuvaiheen pH:n lasku selitetään sillä, että mikrobit hyödyntävät kaikkein helpoimmin saatavilla olevat hiiliyhdisteet ravinnokseen ensin. Näitä ovat mm. sokerit, tärkkelys ja rasvat joiden hajoamistuotteet ovat usein happamia. Proteiinien hajoamistuotteet (pääasiassa ammoniumtyppi) sen sijaan ovat emäksisiä, joka selittää pH:n nousua. Kun nämä ravinnonlähteet on kompostissa kulutettu loppuun, niin jäljellä on enää pääasiassa kuitu-aineita, kuten selluloosa, hemiselluloosa ja ligniini. Nämä ovat vaikeammin mikrobin hyödynnettävissä. (Paatero et al. 1984)

Selkeistä vaiheista huolimatta, ei ole aina itsestään selvää, että koko kompostiauma on samassa prosessivaiheessa. Etenkin pintaosa eroaa muusta aumasta, koska se jäähtyy ydintä nopeammin. Siksi on oleellista tasaisen lopputuloksen kannalta, että aumoja käännetään kompostoinnin aikana. Kääntäminen ilmastaa kompostia, mutta toisaalta sillä on myös kuivattava vaikutus. Yleensä aumoja käännetään kolme-neljä kertaa aktiivisen kompostoitumisen aikana. (Hänninen et al. 1992, s. 20)

Kompostin kypsyys on olennaisin kompostin lopulliseen laatuun vaikuttava tekijä. Kypsällä kompostilla ei ole epämiellyttävää hajua ja kasveille ja eliöille haitalliset organismit ovat kuolleet. Lisäksi C/N-suhde on alhainen, ja vaikka kypsää kompostia säilytetäisiin pitkiäkin aikoja kasassa, niin lämpötila ei ala kohoamaan. Epätäydellisesti hajonneessa tai kypsymättömässä kompostissa on riskinä, että se voi aiheuttaa maassa hapen puutetta, myrkyllisten yhdisteiden muodostumista, suolapitoisuuden liiallista nousua, taimipoltesienten toiminnan vilkastumista tai typen puutetta. Lisäksi epäkypsässä kompostissa voi olla epätäydellisen hajoamisen jäljiltä niin sanottuja välituotteita, joilla voi olla kasvua heikentäviä vaikutuksia. Kypsyyden selvittämiseksi ei ole olemassa täysin yksiselitteistä kemiallista analyysiä, sillä kypsän kompostituotteen koostumus vaihtelee kompostissa käytetyn syötteen mukaan. (Hänninen et al. 1992, s. 25)

### **2.3 Valimohiekan kompostoinnista tehdyt aiemmat tutkimukset**

Kun valmistetaan viherrakennusmateriaalia kompostoimalla, niin yleensä kompostista saatavaan multaan sekoitetaan hiekkaa. Hiekka parantaa mullan rakennetta ja happitilannetta. Kompostista saatavassa mullassa on tavallisesti orgaanista ainesta noin puolet kokonaisuudesta. Hiekkaa lisätään sen verran, että orgaanisen aineksen osuudeksi tulee alle 20 % painon suhteen. (Orkas et al. 1999) Valimohiekan kompostointikäsitelyssä hiekka lisätään kompostiin jo prosessin alkuvaiheessa. Tavoitteena on, että kompostin mikrobit puhdistaisivat valimohiekassa olevia haitta-aineita kompostoinnin aikana. Oikealla hiekan ja orgaanisen aineen suhteella toteutettuna lopputuotteeseen ei tarvitsisi sekoittaa enää neitseellistä hiekkaa.

Lähteessä (Orkas et al. 1999) on tutkittu kompostointia yhtenä valimohiekan hyötykäyttövaihtoehtoista ja esitetty tuloksia valimohiekalle tehdystä kompostointikokeesta. Tässä kyseisessä kokeessa kompostoitiin esterikovetteista fenolihartsihiekkaa kotitalousbiojätteen, teollisuuslietteen, viljankuoren ja kuorikkeen kanssa.

Kokeessa havaittiin, että valimohiekan merkitys valmiin puutarhamullan raskasmetallipitoisuuksiin oli vähäinen, ja pitoisuudet alittivat sen aikaiset maa- ja metsätalousministeriön raja-arvot. Orgaanisten haitta-aineiden hajoamista ei tutkimuksessa selvitetty, mutta valimohiekan analyyseistä saatujen tulosten perusteella todettiin, että fenolien ja formaldehydien pitoisuudet olivat hiekassa hyväksyttävällä tasolla jo alkutilanteessa.

Julkaisussa (Orkas et al. 1999) todetaan, että valimohiekan kompostointi antoi lupaavia tuloksia, mutta menetelmän toimivuudesta ja haitattomuudesta tarvitaan lisäselvityksiä. Jatkotutkimusta vaativiksi asioiksi julkaisussa ilmoitetaan tutkimusten laajentaminen tuore- ja furaanihiekkoihin sekä lopullisen kompostimullan analysoiminen hyvin tarkkaan.

Julkaisun 2. osassa (Orkas et al. 2001) on kerrottu tuloksia valimohiekan kompostoinnin jatkokokeista. Kokeissa oli tällä kertaa mukana tuorehiekkaa, furaanihiekkaa sekä esterikovetteista fenolihartsihiekkaa. Hiekat lisättiin kolmeen erilliseen aumaan jälkikompostoitumisvaiheessa. Aumoihin laitettiin 50 % esikompostoitua biojätettä, 30 % ”nollakuitua” paperitehtailta sekä 20 % ylijäämähiekkoina. Esikompostoidulla biojätteellä tarkoitetaan noin kaksi viikkoa kompostointilaitoksessa käsiteltyä biojätettä. Siellä jätettä pyöritetään hitaasti rummussa ja ilmastetaan ulkoapäin. Jokaista hiekkajäätä oli kompostiaumassa 50 tn, eli yksi auma oli aina kokoluokkaa 250 tn. Aumoja käännettiin useita kertoja aumankääntölaitteella.

Koekompostiaumojen raskasmetallipitoisuudet, pääravinneaineet (typpi, fosfori ja kalium), sivu- ja hivenravinteet (kalsium ja magnesium), kokonaishiilivetyypitoisuus, tilavuuspaino, kuiva-ainepitoisuus, pH sekä johtokyky analysoitiin laboratoriossa noin puolen vuoden kuluttua kokeiden alkamisesta. Samalla analysoitiin myös vertailunäytteet, joissa ei ollut valimohiekkaa. Tuloksissa havaittiin, että raskasmetallipitoisuudet (Cd, Cr, Pb ja As) eivät ylittäneet valmiille multatuotteelle asetettuja raja-arvoja. Lisäksi ravinnepitoisuudet olivat samalla tasolla tai jopa korkeammat kuin vertailunäytteissä.

PAH- ja fenolipitoisuudet olivat pieniä verrattuna keskimääräisiin ylijäämähiekkoinen pitoisuuksiin. Julkaisussa (Orkas et al. 2001, s.29) todetaan, että ”tuloksista voidaan päätellä, että orgaaniset haitta-aineet häviävät kompostin mikrobitoinintojen ja luonnollisen hajoamisen ansiosta lähes olemattomiin”. Mitään vertailuarvoja alku- ja lopputilanteen välillä ei kuitenkaan esitetä, vaan vertailu tehdään ylijäämähiekan keskimääräisiin pitoisuuksiin (Taulukko 1). Tässä tulee kuitenkin ottaa huomioon, että analysoidussa kompostinäytteessä hiekkaa on vain 20 %, joka johtaa pitoisuuksien laskemisen viidesosaan jo laimentumisen kautta.

Koekomposteista tutkittiin myös niiden kypsyyttä ja stabiilisuutta. Tämä tarkoittaa käytännössä sitä, että kompostinäytteistä tutkittiin enterokokit, krassin siementen itävyys ja salmonellat sekä tehtiin Jannin testi. Enterokokit ovat mikrobeja, joita käytetään indikaattorina hygieenisen tason määrittämiseen. Komposti katsotaan hygienisoituneeksi, jos näytteessä enterokokkien määrä on alle 5000 kpl/g. Hygieenisyyteen liittyen kompostissa ei saa myöskään esiintyä salmonellabakteereja. Jannin testillä mitataan orgaanisen materiaalin hajoamista anaerobisissa olosuhteissa. Mitä pidemmälle edennyt kompostoituminen on, sitä vähemmän sieltä löytyy hajoamiskelpoista materiaalia, eli komposti alkaa stabiloitua. Stabiilissa kompostissa anaerobisiin olosuhteisiin joutuessaan ei



tapahdu enää hajoamista. Krassin siementen itävyytestillä testataan onko kompostissa fytotoksisia, eli kasveille myrkyllisiä aineita.

Puoli vuotta kompostoituneiden aumojen näytteistä selvisi, että tuorehiekkaa sisältävä komposti oli riittävän kypsää puutarhamultakäyttöä varten. Furaanihiekkaa ja fenolihiekkaa sisältäville komposteille suositeltiin lisää kompostoitumisaikaa. Merkittävää fytotoksisuutta havaittiin fenolihiekkaa sisältävässä kompostissa.

Yhteenvedona julkaisussa (Orkas et al. 2001, s. 47) todetaan, että valimohiekkojen käyttäminen kompostoinnissa ei lisää lopullisen kompostimullan raskasmetalli- tai haitallisten orgaanisten aineiden pitoisuutta. Lisäksi todetaan, että hiekan lisääminen kompostiin kasvattaa hieman kompostoitumisaikaa.

## **2.4 Foundry Sand -projekti**

### **2.4.1 Tavoitteet ja toimijat**

Foundry Sand -projekti on EU:n LIFE Environment -ohjelman osarahoittama hanke, jossa tutkitaan valimoilta tulevan ylijäämähiekan puhdistamista kompostointimenetelmällä. Hankkeen lopullisena tavoitteena on, että kompostoimalla saatava lopputuote täyttää maa- ja metsätalousministeriön lannoitevalmisteasetuksen (MMas 24/11 lannoitevalmisteista) laatuvaatimukset viherrakennusmateriaalille.

Hankkeen käytännön kokeet suoritetaan aikavälillä kesä 2015 - syksy 2016 kolmessa eri osassa. Ensimmäinen koejakso oli kesällä 2015, jonka toteutus ja tulokset on esitetty raportissa (LIFE13 ENV/FI/285 ”Foundrysand”, 2016). Kokeita suoritetaan useammat, jotta saadaan kattavammin tietoa menetelmän toimivuudesta. Yksi koejakso toteutetaan talvikuukausina. Lisäksi samanlaiset kokeet toteutetaan Espanjassa, joista saadaan tietoa ilmaston vaikutuksesta menetelmään.

Foundry Sand on kansainvälinen demonstraatiohanke. Hanketta koordinoi Meehanite Technology Oy. Partnereina hankkeessa ovat Insinööritoimisto AX-LVI Oy, Pirkanmaan Jätehuolto Oy, Helsingin yliopisto, Eurofins viljavuuspalvelu Oy sekä Espanjan valimoinstituutti Technalia. Teknisestä toteutuksesta vastaa Suomessa Meehanite ja Espanjassa Technalia.

Aikaisempiin tutkimuksiin (mm. Orkas et al. 1999 & Orkas et al. 2001) verrattuna Foundry Sand -projektissa uutuusarvona on kokeiden ja analyysien kattavuus ja menetelmän ympäristövaikutusten selvittäminen. Projektin tuloksien perusteella on tarkoitus laatia menettelyohjeet kompostointikäsitteilyn toteuttamisesta. Lisäksi valimoille laaditaan ohjeet siitä, kuinka kompostointiin menevä valimohiekka tulee käsitellä ja erotella, ja mitkä jakeet sopivat kompostoitavaksi ja mitä analyysijä hiekasta tarvitaan. Tavoitteena on myös tuottaa tietoa viranomaisten käyttöön ja herättää aiheesta keskustelua.

## 2.4.2 Kenttäkokeiden toteutus

Koekompostit perustettiin Pirkanmaan Jätehuollon kompostointikentälle. Kenttä on päällystetty kaksinkertaisella asfalttibetonilla vedenpitäväksi ja kentältä tulevat sadevedet johdetaan kunnalliseen jätevedenpuhdistamoon. Hanketta varten kentän laidalta on varattu noin 1200 m<sup>2</sup>:n kokoinen alue.

Koetta varten paikalle tuotiin kolmea erilaista valimohiekkaa: tuore- ja fenolihiekkaa rautavalimoilta sekä furaanihiekkaa alumiinivalimolta. Hiekan lisäksi koeaumoihin sekoitettiin orgaanista ainesta kompostoitumisen raaka-aineeksi ja tukiaineita oikeanlaisen ilmavuuden ja rakenteen saavuttamiseksi.

Materiaaleista koottiin 6 aumaa eri hiekkatyypeistä ja erilaisilla seossuhteilla (Kuva 2). Kolmeen aumoista laitettiin valimohiekkaa noin 20 % ja toiset kolme aumaa rakennettiin siten, että hiekkaa oli noin 30 %. Yhden auman paino oli noin 20...25 tonnia ja tilavuus noin 25...30 m<sup>3</sup>.



**Kuva 2. Koekompostiaumat. Aumoissa pohjan halkaisija on n. 6 m ja korkeus n. 2,5 m. (Kuva: AX-Suunnittelu / Markus Karhula)**

Koeaumoihin asennettiin termoelementit jatkuvaa lämpötilanmittausta varten. Lämpötila on yksi olennaisin muuttuja, joka antaa tietoa kompostoitumisen etenemisestä. Lisäksi koeaumojen pH:ta seurattiin säännöllisesti koko kokeen ajan. Kosteutta tarkasteltiin silmämääräisesti havainnoimalla ja ajoittain näytteistä tehtävillä kosteusmäärittelyillä.

Valimohiekasta ja orgaanisesta materiaalista otettiin näytteet, jotka toimitettiin laboratorioon analysoitavaksi. Kompostiaumoista otettiin näytteet analyysiä varten kolmesti koejakson aikana. Näytteet otettiin kokeen alku-, keski- ja loppuvaiheissa. Komposti-

näytteille tehdyistä analyyseistä saatiin selville haitta-aineiden hajoamista kompostoinnin aikana.

Koeaumat sijaitsivat kentän laidalla siten, että sadevedet johdettiin yhteen kokoomakaivoon ja siitä eteenpäin jätevesijärjestelmään. Tähän kyseiseen kokoomakaivoon ei tullut vettä kentän muilta alueilta, joten sitä voitiin käyttää koeaumojen suotovesien tarkkailuun. Lisäksi varmistuskeinona koekäytössä oleva osa kentästä rajattiin lankuilla, jotka liimattiin asfalttiin kiinni polyuretaanimassalla, jotta sadevesi ei pääse kovallakaan saateella muilta kentän alueilta koetointialueelle. Kokoomakaivo tyhjennettiin ennen kokeiden alkua. Vesinäytteet otettiin analyysiä varten kolmesti koejakson aikana.

Kompostoituminen lähti nopeasti käyntiin heti kokeen alettua. Lämpötilat nousivat joissain aumoissa jo lähes liiankin korkeiksi (yli 80 °C), mutta onneksi kompostoituminen ei kuitenkaan pysähtynyt. Lämpötilakehitys oli hyvin paljon tyypillisen aumakompostin mukainen (Kuva 1). Aumat käännettiin kerran koejakson aikana tasaisen lopputuloksen ja hygienisoitumisen varmistamiseksi.

### 2.4.3 Hiekkojen ja orgaanisen aineen haitta-ainepitoisuudet

Foundry Sand -hankkeessa kokeissa käytetyille valimohiekoille ja orgaaniselle aineelle tehtiin kattavat analyysit haitta-ainepitoisuuksien selvittämiseksi. Merkittävimmät valimohiekan pitoisuudet ja kaatopaikka-asetuksen (313/2013) liitteen 3 raja-arvot on esitetty alla (Taulukko 2).

*Taulukko 2. Analyysissä havaitut merkittävimmät haitta-ainepitoisuudet valimohiekoissa. Muiden yhdisteiden osalta pysyvän jätteen raja-arvot eivät ylittyneet. Yksiköt ovat mg/kg, paitsi TOC:n yksikkö, joka on %-kuiva-aineesta*

Analyysi	Tuorehieikka	Fenolihieikka	Furaanihieikka	Pysyvän jätteen raja-arvo
DOC (L/S=10)	11	1200	780	500
BTEX (Summa)	0,72	0,18	7,68	6
Fenoli-indeksi (L/S=10)	<0,1	1,8	0,61	1
Fluoridi (L/S=10)	53	43	<5	10
PAH (Summa)	0,61	1,06	-	40
TOC	1,9 %	1,1 %	4,5 %	3 %

DOC on liukoisen orgaanisen hiilen pitoisuus ja TOC on orgaanisen hiilen kokonaisosuus. Merkintä L/S=10 kertoo analyysissä käytetyn uuttosuhteen. BTEX on bentseenin, tolueenin, etyylibentseenin, m,p- ja o-ksyleenin summa.

Koekompostoinneissa käytetyn orgaanisen aineen analyysituloksia on esitetty alla (Taulukko 3). Taulukossa on tulokset vain niiden haitta-aineiden osalta, jotka ylittävät pysyvän jätteen raja-arvot.

**Taulukko 3. Komposteissa käytetyn orgaanisen aineen analyysitulokset.**

Komponentti	Yksikkö	Analyysi	Pysyvän jätteen raja-arvo
Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (TOC)	% ka	27,6	3
Liuennut orgaaninen hiili (DOC)	mg/kg ka	21000	500
Fenoli-indeksi, vesihöyrytisläus	mg/kg ka	40	1
Sulfaatti	mg/kg ka	3600	1000
Arseeni (As)	mg/kg ka	3	0,5
Barium (Ba)	mg/kg ka	78	20
Kadmium (Cd)	mg/kg ka	0,4	0,04
Kromi (Cr)	mg/kg ka	13	0,5
Kupari (Cu)	mg/kg ka	72	2
Lyijy (Pb)	mg/kg ka	11	0,5
Molybdeeni (Mo)	mg/kg ka	3	0,5
Nikkeli (Ni)	mg/kg ka	14	0,4
Sinkki (Zn)	mg/kg ka	230	4
Elohopea (Hg)	mg/kg ka	0,09	0,01
Antimoni (Sb)	mg/kg ka	<1*	0,06

\*Antimonin pitoisuus on jäänyt alle analyysin määrittämissä raja-arvoissa, joka on kuitenkin huomattavasti korkeampi kuin pysyvän jätteen raja-arvo.

#### 2.4.4 Haitta-aineiden hajoaminen

Hiekan ja orgaanisen aineen seoksissa eli lopullisissa kompostiaumoissa merkittävimmät haitta-aineet olivat liukoinen orgaaninen hiili (DOC), fluoridi, fenolit ja orgaanisen hiilen kokonaisuus (TOC). Näiden yhdisteiden pitoisuuksien kehitystä kompostiko-keiden aikana on esitetty liitteen A kuvaajissa.

DOC ylitti pysyvän jätteen raja-arvon (500 mg/kg ka) jokaisen auman alkuvaiheen näyt-teissä, mutta laski selkeästi kompostoinnin edetessä. Ainoastaan yhden auman (3b) DOC pitoisuus oli yli raja-arvon loppuvaiheen näytteenotossa.

Fluoridipitoisuudet olivat hieman korkeita tuorehiekk- ja fenolihiekka-aumoissa, mutta laskivat hyvin lähelle pysyvän jätteen raja-arvoa (10 mg/kg ka) tai sen alle kokeiden loppuvaiheessa. Fluoridi on selkeästi peräisin valimohiekoista, sillä sitä ei havaittu or-gaanisen aineen analyyseistä.

Fenoli-indeksi oli korkea kaikissa kompostiaumoissa kokeiden alkuvaiheessa. Vaikka fenolia oli jonkin verran valimohiekoissakin, niin se on selkeästi jäljitettävissä analyysi-tulosten perusteella komposteissa käytettyyn orgaaniseen aineeseen. Fenoli ei ole kui-

tenkaan mikään ongelma, sillä jo keskivaiheen näytteenottoon mennessä pitoisuudet olivat laskeneet alle laboratorion määrittämissä rajan (< 0,1 mg/kg ka). Myös pysyvän jätteen raja-arvo fenolin osalta (1 mg/kg ka) alittui siis kaikilla aumoilla.

Kokonaishiili (TOC) oli pysyvän jätteen raja-arvoon (3 % ka) nähden suhteellisen korkea kaikissa aumoissa. Selkeästä vähenemisestä huolimatta TOC jäi vielä kaikissa loppuvaiheen näytteissä enemmän tai vähemmän raja-arvon yläpuolelle.

## 3. PÄÄSTÖJEN MITTAAMINEN JA LEVIÄMINEN YMPÄRISTÖÖN

### 3.1 Tärkeimmät pilaantumista aiheuttavat ilmapäästöt

#### 3.1.1 Lainsäädäntö

Ympäristösuojeluasetuksen (713/2014) liitteessä 1 on annettu lista tärkeimmistä pilaantumista aiheuttavista aineista ilmapäästöissä, jotka otetaan huomioon ympäristölupien raja-arvoja säädettyessä. Näitä ovat

- rikin oksidit ja muut rikkiyhdisteet
- typen oksidit ja muut typpiyhdisteet
- hiilimonoksidi
- haihtuvat orgaaniset yhdisteet
- metallit ja niiden yhdisteet
- hiukkaset
- asbesti, suspendoituneet hiukkaset ja kuidut
- kloori ja sen yhdisteet
- fluori ja sen yhdisteet
- arseeni ja sen yhdisteet
- syanidit
- aineet ja valmisteet, joilla osoitetaan olevan karsinogeenisia, mutageenisia tai lisääntymiseen vaikuttavia ominaisuuksia
- polyklooratut dibentsodioksiinit ja polyklooratut dibentsofuraanit.

Seuraavissa kappaleissa on kerrottu hieman tarkemmin yleisimmistä ja tämän selvityksen kannalta oleellisimmista yhdisteistä.

#### 3.1.2 Rikkidioksidi

Rikkidioksidi (SO<sub>2</sub>) on ympäristölle ja ihmisten terveydelle haitallinen kaasu. Pääasiallinen rikkidioksidipäästöjen aiheuttaja on rikkipitoisten polttoaineiden palaminen energiantuotantolaitoksissa ja teollisuuden prosesseissa. Jonkin verran rikkidioksidipäästöjä aiheuttaa myös tieliikenne. (Ilmanlaatuportaali)

Rikkidioksidin merkittävin ympäristövaikutus on sen aiheuttamat happamat sateet. Rikkidioksidi muodostaa ilmakehässä veden kanssa reagoidessaan rikkihappoa, joka päätyy

sateen mukana vesistöihin ja maaperään. Happosateen aiheuttamiin metsävaurioihin ja vesistöjen happamoitumiseen alettiin puuttua 70- ja 80-luvulla, josta lähtien rikkidioksidipäästöjä on rajoitettu. Päästöjen rajoittamisella on ollut vaikutuksia, ja nykyään Suomen rikkidioksidipäästöt ovat vain kymmenesosa vuoden 1980 tasosta. (Ilmanlaatuportaali)

### 3.1.3 Typenoksidit

Typenoksidit (NO ja NO<sub>2</sub>) ilmaistaan usein typpidioksidiksi muunnettuna ja niitä merkitään NO<sub>x</sub> symbolilla (LIPASTO 2015). Typenoksideista syntyy ilmassa typpihappoa ja sen suoloja, eli nitraatteja. Tätä kautta typenoksidit happamoittavat sadetta. Toisaalta maahan joutuessaan nitraatti voi sitoutua biomassaan tai pelkistyä denitrifikaatiossa, jolloin typpihappolaskeuman happamoittava vaikutus poistuu. (Laukkanen et al. 1993, s. 64)

NO<sub>2</sub> on haitallisin typenoksidi (LIPASTO 2015). Se aiheuttaa hengitysteiden ärsytystä ja pystyy tunkeutumaan syvemmälle keuhkoihin ja on siksi terveydelle haitallisempaa kuin esimerkiksi rikkidioksidi. NO<sub>2</sub> on fytotoksinen, mutta suorat haittavaikutukset puustolle vaativat useiden kymmenien µg/m<sup>3</sup> pitoisuuksia. (Laukkanen et al. 1993, s. 64) Ilmakehään päästessään typpidioksidi edistää otsonin syntymistä, joka on myös ilmansaaste. (Ilmanlaatuportaali)

### 3.1.4 Ammoniakki

Ammoniakki (NH<sub>3</sub>) syntyy pääasiassa eloperäisten yhdisteiden hajoamisprosessissa. Päästölähteitä ovat mm. kotieläinten lanta ja väkilannoitteiden käyttö maataloudessa. Ammoniakki on vesiliukoinen ja emäksinen kaasu. Se esiintyy kaasumaisessa olomuodossa tai ammoniumionina (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) vesipisaroissa tai hiukkasissa. (Laukkanen et al. 1993, s. 59)

Ammoniakki on voimakkaasti limakalvoja ärsyttävä suurissa pitoisuuksissa. Ammoniumlaskeumalla on happamoittava ja lannoittava vaikutus maaperään. Voimakkaan ammoniakkilähteen vieressä voi esiintyä välittömiä neulas- ja lehtivaurioita. (Laukkanen et al. 1993, s. 59)

### 3.1.5 Haihtuvat orgaaniset yhdisteet (VOC)

Ilmakehässä olevasta orgaanisesta hiilestä suurin osa on metaanina. Sen pitoisuudet ovat kymmenen tai satakertaisia verrattuna muihin kaasumaisiin orgaanisiin hiilivetyihin. Kun puhutaan VOC-yhdisteistä (volatile organic compounds) niin tavanomaisesti tarkoitetaan orgaanisia ei-metaani-yhdisteitä. (Laukkanen et al. 1993, s. 73)

VOC-päästöjä syntyy erilaisissa palamisprosesseissa, erityisesti hallitsemattomissa palamistapahtumissa, kuten tulisijoissa tai metsäpaloissa. Palamisessa vapautuu mm. polyyklisiä aromaattisia hiilivetyjä, eli PAH-yhdisteitä, joista monet ovat karsinogeneeneja. Öljytuotteiden ja liuottimien haihtuminen ja erinäiset teollisuusprosessit ovat myös VOC-päästöjen lähteitä. Hiilivetyjä pääsee ilmakehään myös metsistä ja erityisesti havumetsistä, joista haihtuu monoterpeenejä. (Laukkanen et al. 1993, s. 73)

Tavanomaisesti jatkuvatoimisessa VOC-mittauksessa mitattava suure on orgaanisten hiilien kokonaispitoisuus. Tulos ilmoitetaan tyypillisesti redusoituna joksikin tunnetuksi hiilivedyksi. (Laukkanen et al. 1993, s. 73)

### **3.1.6 Metaani**

Vaikka metaani on orgaaninen haihtuva yhdiste, se käsitellään yleensä erikseen muista hiilivedyistä, kuten edellä mainittiin. Metaanin lähteitä ovat biologiset hajoamisprosessit, jotka tapahtuvat anaerobisissa olosuhteissa. Tällaisia ovat esimerkiksi suot ja muut vetiset maa-alueet, kaatopaikat, märehitijöiden pöstit ja jätevedet. Lisäksi metaania vapautuu ilmakehään öljy- ja kaasukentiltä sekä maakaasun jakelusta ja käytöstä. (Laukkanen et al. 1993, s. 72)

Metaanin ympäristövaikutukset aiheutuvat lähinnä sen kasvihuonekaasuvaikutuksesta. Metaanimolekyylillä on kyky sitoa ulossäteilystä lämpöenergiaa 30 kertaa paremmin kuin hiilidioksidilla. Metaani edesauttaa alailmakehän otsonin muodostumista, joka on myös kasvihuonekaasu. (Laukkanen et al. 1993, s. 71)

### **3.1.7 Hiilimonoksidi**

Hiilimonoksidi (CO) on hajuton, mauton ja väritön kaasu. Se on kemiallisesti inertti ja ei tunnetusti vaurioita kasvillisuutta tai materiaaleja (Howard et al. s. 445). Korkeammat pitoisuudet ovat ihmisen terveydelle vaarallisia, sillä se sitoutuu veren hemoglobiiniin aiheuttaen hapenpuutetta (Laukkanen et al. 1993, s. 74).

Hiilimonoksidipäästöjä syntyy epätäydellisen palamisen seurauksena, esimerkiksi polttomoottoreissa ja energiantuotantolaitoksissa. Muita lähteitä ovat tulivuorten purkaukset, valtamerien biokemiallinen toiminta sekä metaanin ilmakemiallinen hapettuminen. (Laukkanen et al. 1993, s. 74)

### **3.1.8 Hiukkaset**

Ilma sisältää kaasujen lisäksi aina jonkin verran hiukkasia. Ilman hiukkaset, eli aerosolihiukkaset ovat joko kiinteitä partikkeleita tai tiivistyneitä nestepisaroihin. Hiukkasten massaosuus ilmassa on tavanomaisesti hyvin pieni, mutta silti niillä on merkittävä rooli ilmanlaadun kannalta. Hiukkaspäästöt jaotellaan karkeisiin hiukkasiin ja pienihiukkasiin



niiden halkaisijan perusteella. Halkaisijaltaan 2,5 - 10 µm olevat hiukkaset määritellään karkeiksi ja alle 2,5 µm halkaisijaltaan olevat hiukkaset pienhiukkasiksi (Hengityслиitto). Näistä hiukkasjakeista käytetään myös nimityksiä PM<sub>10</sub> ja PM<sub>2,5</sub>. Pienhiukkasilla ja karkeilla hiukkasilla on selviä eroja niiden syntyperän sekä fysikaalisten ja kemiallisten ominaisuuksien perusteella.

Karkeat hiukkaset pääsevät ilmaan lähinnä mekaanisista lähteistä. Ne aiheuttavat terveyshaittoja ja likaavat ympäristöä. Karkeiden hiukkasten mukana kulkeutuu ravinteita, jotka vesistöön päätyessään aiheuttavat rehevöitymistä. Leijuva pöly pahentaa astmaoireita ja voi sisältää taudinaiheuttajamikrobeja. (Laukkanen 2005, s. 39) Tyypillinen karkeiden hiukkasten päästölähde on kaupunkien ja taajamien katupöly. Myös luonnosta aiheutuu karkeiden hiukkasten päästöjä, kuten siitepölyn osaset ja homeitiöt. (Hengityслиitto)

Pienhiukkaset syntyvät tiivistymällä kaasusta. Ne sitovat itseensä haitta-aineita ja voivat siten levittää terveydelle ja ympäristölle haitallisia aineita. (Laukkanen 2005, s. 39) Pienhiukkasten terveysriskit ovat suuremmat kuin karkeilla hiukkasilla, sillä ne pääsevät tunkeutumaan syvemmälle keuhkoihin. Pienhiukkasista noin puolet tulee kaukokulkeutumaan Suomen rajojen ulkopuolelta. Toinen puoli tulee pääasiassa energiantuotannosta, liikenteestä ja puun pienpoltosta. (Hengityслиitto)

Pienhiukkasia pienempiä hiukkasia kutsutaan ultrapieniksi hiukkasiksi ja nanohiukkasiksi. Ultrapienillä tarkoitetaan alle 0,1 µm halkaisijaltaan olevia hiukkasia. Niiden terveysvaikutusmekanismit ovat monimutkaisempia ja siten niitä tutkitaan paljon. Nanohiukkaset ovat halkaisijaltaan alle 0,01 µm. Ne ovat tavanomaisesti lyhytikäisiä, mutta niitä voi olla määrällisesti monikertaisesti enemmän suurempiin hiukkasiin verrattuna. Niiden vaikutuksia ei vielä tunneta täysin ja siksi ne ovat myös tutkimuksen kohteena. (Laukkanen 2005, s. 39)

### **3.2 Hajupitoisuus ja sen mittausmenetelmät**

Haju on hyvin subjektiivinen kokemus. Ihmisten hajuaistien herkkyydet vaihtelevat, ja siihen minkälainen haju koetaan epämiellyttäväksi vaikuttavat mielikuvat ja hajun lähteet. Saman henkilön hajuaistimukset eivät ole päivästä ja kellonajasta riippumattomia. Hajuaisti myös adaptoituu eli heikkenee ajan kuluessa, vaikka hajun pitoisuus olisi vakio. Ilman lämpötilan nousu vaikuttaa hajuaistin herkkyyteen vähentävästi, mutta toisaalta haisevien kaasujen haihtuminen lisääntyy lämpötilan noustessa. Ilman kosteus nostaa aistittua hajun voimakkuutta. (Sipilä et al. 1997, s. 11)

Haiseva kaasu koostuu yleensä monista hajua aiheuttavista yhdisteistä, jotka ovat yksitään hyvin pieninä pitoisuuksina, mutta voivat kokonaisvaikutukseltaan muodostaa voimakkaan hajun tuntemuksen. Pienien pitoisuuksien vuoksi haisevien yhdisteiden erittely ja pitoisuuksien mittaaminen on monesti mahdotonta. (Arnold 2002, s. 12) Siksi hajun

mittaamiseksi on kehitetty oma menetelmänsä, jossa hyödynnetään ihmisten aistinva-  
raista havainnointia.

Hajupitoisuus on hajun voimakkuuden mitta. Hajupitoisuus voidaan määrittää hajupaneelin ja olfaktometrin avulla. Määrittäminen tehdään pussiin otetusta päästönäytteestä laboratoriossa. Olfaktometri on laite, joka muodostaa näytteestä laimennoksia puhtaan ilman kanssa, joita hajupaneelin jäsenet haistelevat. Hajupitoisuuden yksikö on hajuyksikkö (HY), joka ilmaistaan tavanomaisesti kuutiometriä kohden,  $\text{HY}/\text{m}^3$ . Hajuyksikkö kertoo mihin pitoisuuteen näytettä on laimennettava, jotta se tulee hajuttomaksi. Olfaktometriin on tavanomaisesti yhdistetty myös tietokoneohjelma, joka tarkastelee tuloksia tilastollisesti ja muodostaa hajupaneelin tuloksista yhteenvedon ja ilmoittaa hajuyksikön. Mittaustarkkuuteen vaikuttaa eniten olfaktometrin tekemän laimennoksen tarkkuus ja hajupaneelin jäsenten työskentely. (Arnold 2012, s. 12)

Hajupaneelin jäsenten hajuaistin herkkyys tulisi olla mahdollisimman hyvin keskiarvoa edustava eli ”normaali”. Jäsenten hajuaistin herkkyys tarkistetaan n-butanolin eri laimennososeksilla. N-butanolin hajukynnys pitäisi pystyä määrittämään välille 62 - 246  $\text{mg}/\text{m}^3$ . (Arnold 2002, s. 8)

### **3.3 Ilmanlaatua koskeva sääntely**

#### **3.3.1 Raja-arvot ja tavoitearvot**

Ihmisten terveyden ja viihtyvyyden sekä ympäristön ja ekosysteemien suojelemiseksi on annettu eriasteisia rajoituksia ulkoilman saasteiden pitoisuuksille eli ilmanlaadulle. Ilmanlaadusta määrätään Suomen laissa pääasiassa kolmella säädöksellä: ympäristönsuojelulaki (527/2014), VNa ilmanlaadusta (38/2011) sekä VNa ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta, nikkelistä ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä (164/2007). Näissä määrätään ilmanlaatutavoitteista ja toimista ilmanlaadun turvaamiseksi. Näillä säädöksillä toimeenpannaan Euroopan unionin ilmanlaatua ja hallintaa koskevat direktiivit (EY) N:o 50/2008 ja 107/2004. (Ympäristöhallinto)

Ulkoilman laatuvaatimukset on määritelty Euroopan unionin alueella yhtenäisillä raja-arvoilla. Lähtökohtana raja-arvoilla on ihmisten terveyden turvaaminen. Näissä on määritelty suurimmat sallitut pitoisuudet merkittävimmille yhdisteille eri keskiarvon laskenta-ajoille (Taulukko 4). Kuntien on toimeenpantava ilmasuojelusuunnitelmassa määritellyt toimet, jos jokin raja-arvo ylittyy tai on vaarassa ylittyä. Lisäksi kunnilla on tiedotusvelvollisuus raja-arvojen ylityksistä tai poikkeuksellisen korkeista pitoisuuksista. (Ympäristöhallinto 2015)

**Taulukko 4. Raja-arvot ilmanlaadulle. Tulokset ilmoitettu olosuhteissa 101,3 kPa ja 293 K. Lyijyn ja hiukkasten osalta tulokset ilmoitettu ulkoilman lämpötilassa ja paineessa. (VNa ilmanlaadusta 38/2011)**

Aine	Keskiarvon laskenta-aika	Raja-arvo	Sallitut ylitykset vuodessa
Rikkidioksidi (SO <sub>2</sub> )	1 tunti	350 µg/m <sup>3</sup>	24
	24 tuntia	125 µg/m <sup>3</sup>	3
Typpidioksidi (NO <sub>2</sub> )	1 tunti	200 µg/m <sup>3</sup>	18
	1 vuosi	40 µg/m <sup>3</sup>	-
Hiukkaset (PM <sub>10</sub> )	24 tuntia	50 µg/m <sup>3</sup>	35
	1 vuosi	40 µg/m <sup>3</sup>	-
Lyijy	1 vuosi	0,5 µg/m <sup>3</sup>	-
Hiukkaset (PM <sub>2,5</sub> )	1 vuosi	25 µg/m <sup>3</sup>	-
Hiilimonoksidi (CO)	8 tuntia	10 mg/m <sup>3</sup>	-
Bentseeni (C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> )	1 vuosi	5 µg/m <sup>3</sup>	-

Näiden lisäksi valtioneuvoston asetuksessa ilmanlaadusta (38/2011) rikkidioksidille ja typenoksideille on annettu omat kriittiset tasonsa, joita ei saa ylittää. Näiden tarkoituksena on kasvillisuuden suojeleminen ja raja-arvoja sovelletaan metsä- ja maaseutualueilla. SO<sub>2</sub>-pitoisuudelle kriittinen taso on 20 µg/m<sup>3</sup> vuodelle tai talvikaudelle laskettuna keskiarvona ja NO<sub>x</sub>-pitoisuudelle 30 µg/m<sup>3</sup> vuoden keskiarvona.

Valtioneuvoston asetuksessa (164/2007) annetaan tavoitearvot arseenin, kadmiumin, nikkelin ja bentso(a)pyreenin pitoisuuksille ilmassa (Taulukko 5). Lainvoimaisesti tavoitearvot ovat sitovuudeltaan löysempiä kuin raja-arvot (Ilmanlaatuportaali).

**Taulukko 5. Tavoitearvot. Pitoisuus määritetään hengitettävien hiukkasten massapitoisuudesta kalenterivuoden keskiarvona. Tulokset ilmoitettu ulkoilman lämpötilassa ja paineessa. (VNa 164/2007)**

Epäpuhtaus	Keskiarvon laskenta-aika	Tavoitearvo (ng/m <sup>3</sup> )
Arseeni (As)	Kalenterivuosi	6
Kadmium (Cd)	Kalenterivuosi	5
Nikkeli (Ni)	Kalenterivuosi	20
Bentso(a)pyreeni	Kalenterivuosi	1

Alueilla, joilla tavoitearvot ylittyvät tai ovat vaarassa ylittyä, on tehtävä kaikki tarvittavat toimet, joilla voidaan estää tavoitearvojen ylittyminen, jos siitä ei aiheudu kohtuuttomia kustannuksia. Luvanvaraisessa toiminnassa on pyrittävä tavoitearvojen alittumiseen käyttämällä parasta käyttökelpoista tekniikkaa. (Vna 164/2007)

### 3.3.2 Ohjearvot

Lainvoimaisten raja-arvojen lisäksi ilmanlaadulle on annettu ohjeellisia arvoja (Taulukko 6). Nämä ohjearvot esitetään valtioneuvoston päätöksessä ilmanlaadun ohjearvoista ja rikkilaskeuman tavoitearvosta (480/1996). Ohjearvot ovat lähinnä ympäristöviranomaisten käytössä suunnittelun ja päätöksenteon apuvälineenä. Niitä voidaan hyödyntää esimerkiksi päästöjä aiheuttavan toiminnan ympäristövaikutuksia arvioitaessa ja ympäristölupahakemuksia käsitellessä. (Ilmanlaatuportaali) Ohjearvoilla tavoitteena on estää ilmanlaadun heikentyminen jo ennaltaehkäisevästi, esimerkiksi maankäytön ja liikenteen suunnittelulla ja pilaantumisen vaaraa aiheuttavien toimintojen oikeanlaisella sijoittamisella (Ympäristöhallinto 2015).

**Taulukko 6. Ilmanlaadun ohjearvot Suomessa. Tulokset annettu 1 atm:n paineessa ja 20 °C:ssa. (VNp 480/1996)**

Aine	Ohjearvo	Tilastollinen määrittely
Hiilimonoksidi (CO)	20 mg/m <sup>3</sup>	tuntiarvo
	8 mg/m <sup>3</sup>	vuorokauden korkein kahdeksan tunnin liukuva keskiarvo
Typpidioksidi (NO <sub>2</sub> )	150 µg/m <sup>3</sup>	kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
	70 µg/m <sup>3</sup>	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Rikkidioksidi (SO <sub>2</sub> )	250 µg/m <sup>3</sup>	kuukauden tuntiarvojen 99. prosenttipiste
	80 µg/m <sup>3</sup>	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Hiukkaset, kokonaisleijuma (TSP)	120 µg/m <sup>3</sup>	vuoden vuorokausiarvojen 98. prosenttipiste
	50 µg/m <sup>3</sup>	vuosikeskiarvo
Hengitettävät hiukkaset, (PM <sub>10</sub> )	70 µg/m <sup>3</sup>	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo
Haisevien rikkiyhdisteiden kokonaismäärä (TSR)	10 µg/m <sup>3</sup>	kuukauden toiseksi suurin vuorokausiarvo TSR ilmoitetaan rikkinä

Hajulle ei ole määritelty Suomen lainsäädännössä selkeitä ohje- tai raja-arvoja. Epäsuorasti lainsäädäntö säätelee myös hajupäästöjä, sillä ympäristönsuojelulain 5 §:ssä määritetään ympäristön pilaantumista aiheuttavaksi tekijäksi myös viihtyisyyden vähenemistä aiheuttavat päästöt ilmaan. Saksassa ohjearvona on, että asuinalueilla hajua saa esiintyä korkeintaan 10 % kokonaisajasta ja teollisuusalueilla 15 %. Esiintymistiheys ei ole kuitenkaan ainoa hajua kuvaava arvo, vaan hajuun liittyy myös voimakkuus ja miellyttävyyssaste. (VTT Expert Services Oy 2013) Suomalaisessa tutkimuksessa (Arnold 1995) tarkasteltiin hajun esiintymistiheyden ja hajuhaitan välistä korrelaatiota. Tuloksena saatiin, että hajua voidaan pitää merkittävänä viihtyvyshaittana kun 25 - 50 % asukkaista

kokee hajun selvästi häiritseväenä. Vastaava selvän hajun esiintymistiheys on 3 - 9 % kokonaisuudesta. Alarajaa voidaan käyttää selkeästi epämiellyttävissä hajuissa ja ylärajaa hajuille, joiden miellyttävyysaste on vaihtelevampi.

### 3.3.3 Haitallisiksi tunnetut pitoisuudet

Sosiaali- ja terveysministeriö on vahvistanut asetuksella (268/2014) arvioita hengitysilman epäpuhtauksien pienimmistä pitoisuuksista, joilla voi olla haitallisia vaikutuksia ihmisiin. Näistä käytetään nimitystä haitallisiksi tunnetut pitoisuudet ja lyhennettä HTP. Nämä arvot on koottu yhteen julkaisuun, jonka viimeinen versio on HTP-arvot 2014 (Sosiaali- ja terveysministeriö 2014). Julkaisu on tarkoitettu työpaikkojen ilman puhautauden ja työntekijöiden altistumisen sekä mittaustulosten merkittävyyden arvioimiseen. Ympäristövaikutusten arvioinnissa sitä voidaan hyödyntää nimenomaan mittaustulosten merkittävyyden arvioinnissa. Tässä tulee kuitenkin ottaa huomioon, että HTP-arvot eivät ole pelkästään terveysperusteisia, vaan sisältävät myös teknis-taloudellisen ja poliittisen arvioinnin ja ovat yleensä 100 - 1000-kertaisia ilmanlaadun immissioarvoihin nähden (Heinänen 2016).

Pitoisuuksien HTP-arvot on määritelty hengityksen kautta tapahtuvana altistumisena. Arvot on ilmoitettu 8 tunnin ja 15 minuutin kestoiselle altistumiselle. Eräille erityisen vaarallisille aineille on säädetty hetkellisen pitoisuuden arvo, josta käytetään nimitystä kattoarvo. Näiden aineiden kohdalla on tavanomaisesti kyse nopeasta vaikutuksesta, kuten myrkyllisyydestä. Hiukkasmaisten epäpuhtauksien pitoisuudet on annettu massapitoisuuksina ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ). Kaasujen ja höyryjen osalta arvot on annettu sekä massa- että tilavuuspitoisuuksina. Massapitoisuuden yksikkönä on käytetty  $\text{mg}/\text{m}^3$  ja tilavuuspitoisuuden yksikkönä ppm. Joillekin kuitumaisille pölyille yksikkönä on kuitua/ $\text{cm}^3$ .

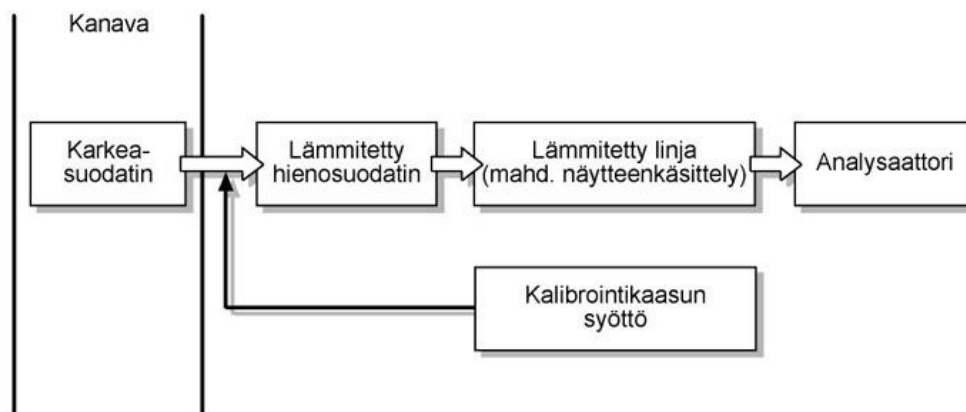
## 3.4 Ilmapäästöjen mittausmenetelmät

### 3.4.1 Ekstraktiivinen näytteenotto

Kaasujen mittausmenetelmät voidaan jaotella karkeasti jatkuvatoimisiin ja kertaluonteisiin menetelmiin. Jatkuvatoimisista mittausmenetelmistä tässä työssä keskitytään tarkastelemaan ekstraktiivisia eli näytettä ottavia menetelmiä. Muita menetelmiä ovat in-situ-menetelmät ja kaukoilmaisimet. (VTT Prosessit 2007, s. 24)

Kuvassa 3 on esitetty ekstraktiivinen näytteenottolinja. Mitattava kaasu voi olla kosteaa ja kuumaa, joka on otettava huomioon näytteenottovaiheessa. Kondensaation estämiseksi näytteenottolinjojen on oltava lämmitettäviä. Lisäksi näytekaasussa voi olla hiukkasia, jotka voivat tukkia näytteenottolaitteet. Hiukkasten poistamiseksi näytekaasu tulee suodattaa lämmitettävällä suodattimella. Suodattimen ja linjamateriaalin tulee olla mitattavan kaasun kanssa reagoimatonta. Sopivia ja useimmiten käytetyimpiä materiaa-

leja ovat PTFE (Teflon), polyeteeni, lasi ja ruostumaton teräs. (VTT Prosessit 2007, s. 25)



**Kuva 3. Ekstraktiivinen näytteenotto (VTT Prosessit 2007, s. 24).**

Kuvassa näkyvä kalibrointikaasun syöttö on tarkoituksella näytteenottolinjan alussa. Näin kalibrointikaasun ja näytteenkaasun aiheutuvat näytteenoton vaikutukset ovat samat.

### 3.4.2 Infrapunaspektrometriaan perustuvat menetelmät

Infrapunaspektrometriaan (IR-spektrometria) perustuvat menetelmät hyödyntävät kaasujen ominaisuutta absorboida infrapunasäteilyä. Kaikki kaasut absorboivat IR-säteilyä, lukuun ottamatta jalokaasuja ja kaksiatomisia samanytimisiä kaasuja kuten O<sub>2</sub> ja N<sub>2</sub>. Absorboituneista aallonpituuksista muodostuu absorptiospektri, joka on jokaisella kaasulla ominainen. IR-säteilyn absorptiospektriä hyödyntämällä saadaan mitattua useimpien kaasujen pitoisuuksia. IR-tekniikan ongelmana on, että jotkut kaasut absorboivat valoa samalla aallonpituusalueella mitattavan kaasun kanssa. Päällekkäisyyksistä syntyy häiriöitä ja epävarmuutta. Tyypillinen esimerkki on veden ja hiilidioksidin häiritsevä vaikutus hiilimonoksidin mittauksessa. (VTT Prosessit 2007, s. 29)

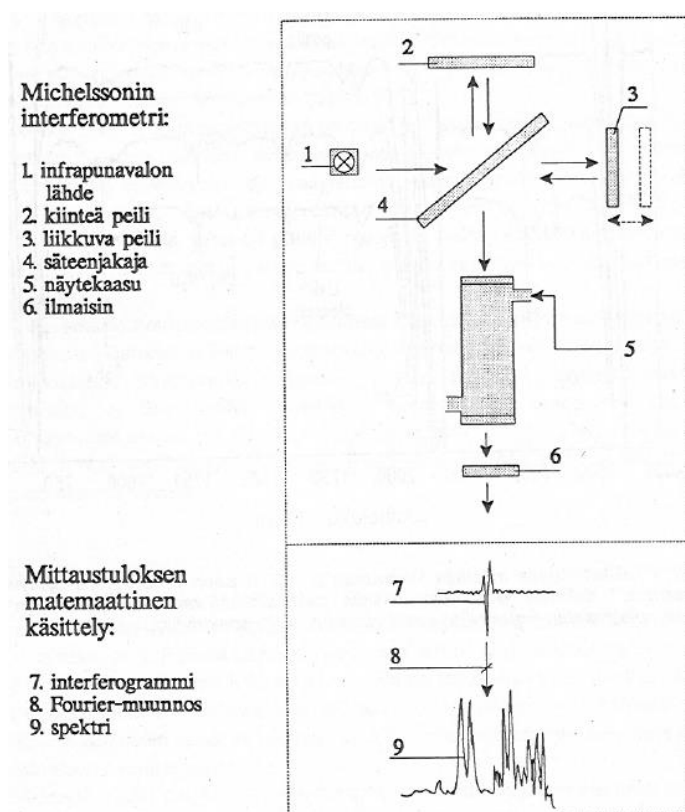
IR-tekniikkaan perustuvat laitteet voidaan jakaa dispersiivisiin ja ei-dispersiivisiin analyysilaitteisiin. Dispersiivisellä analyysilaitteella tutkitaan laajaa aallonpituuskaistaa ja saadaan selvitettyä useamman kaasun pitoisuuksia samanaikaisesti. Tyypillinen dispersiivinen analyysilaitte on FTIR (Fourier Transform Infrared Spectroscopy). Ei-dispersiivisissä analyysilaitteissa aallonpituuskaista muokataan optisella suodattimella mitattavalle kaasulle sopivaksi, ja nämä laitteet mittaavat pääsääntöisesti vain yhtä komponenttia kerrallaan. (VTT Prosessit 2007, s. 28)

FTIR on kehittynyt laitetekniikan ja tietokoneiden laskentatehon myötä käyttökelpoiseksi tekniikaksi vaativissa päästömittaussovelluksissa. Sen etuna on, että sillä voidaan määrittää jatkuvatoimisesti useita eri yhdisteitä samanaikaisesti. Lisäksi FTIR-analyysilaitteella mittaus tehdään kosteasta kaasunäytteestä, jolloin päästään eroon kaasun kuivaukseen liittyvistä mahdollisista epävarmuustekijöistä. FTIR-tekniikalla voi-

daan mitata perinteisten päästömittauskomponenttien (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub> ja SO<sub>2</sub>) lisäksi monia orgaanisia yhdisteitä ja HCl-, HF- ja NH<sub>3</sub>-pitoisuuksia. (VTT Prosessit 2007, s. 29)

Eri yhdisteiden infrapunaspektreissä on omat erikoispiirteensä, jonka avulla ne voidaan tunnistaa toisistaan. Pienikokoisilla molekyyileillä on kaikkein tunnistettavimmat piirteet. FTIR-tekniikassa spektrien erottamiseen toisistaan käytetään fouriermuunnokseen perustuvaa laskentaa. (Torvela 1993, s. 116 - 118)

FTIR-analysaattorin tekniikka perustuu kahden eri reittiä kulkevan valon interferenssiin ja siitä ilmaisimen avulla saatavan interferogrammin tulkintaan. Kaksi eri valoa saadaan aikaan jakamalla samasta lähteestä alkujaan oleva valo kahteen osaan puoliläpäisevän peilin eli säteenjakajan avulla. Eniten käytetty tekniikka perustuu Michelsonin interferometriin, jonka toiminta on esitetty kuvassa 4. (Torvela 1993, s. 118)



**Kuva 4. FTIR-analysaattoreissa paljon käytetyn Michelsonin interferometrin toimintaperiaate. Toinen osa valosta heijastuu kiinteästä peilistä ja toinen osa liikkuvasta peilistä, jonka avulla interferenssi muodostetaan. (Torvela 1993, s. 120)**

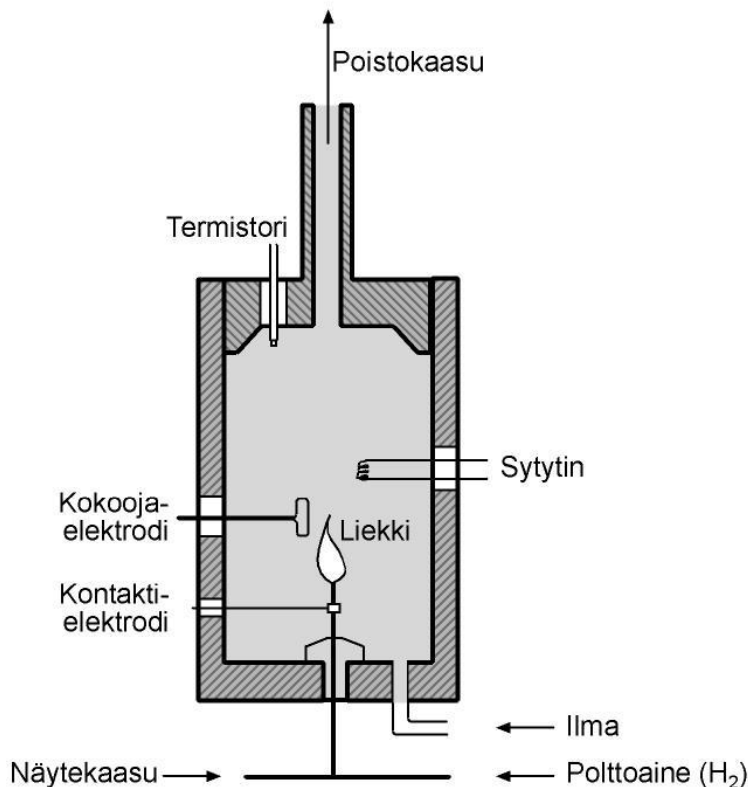
Liikkuvan peilin (Kuva 4, kohta 3) sijainnin tunteminen tarkkaan on välttämätöntä, jotta interferogrammi ja siitä saatava valon spektri olisi todellinen ja mittaustulos olisi myös oikea. Tarkkuusvaatimus on luokkaa  $\lambda/20 \dots \lambda/10$  ( $\lambda$  = valonlähteen aallonpituus). Peilin liikkeen pituus vaikuttaa merkittävästi siihen miten yksityiskohtainen spektri laitteella voidaan muodostaa, joka taas vaikuttaa mittalaitteen erotuskykyyn. Hyvä erotuskyky

auttaa tilanteissa, joissa mitattavien kaasujen spektrit peittävät osittain toisiaan. (Torvela 1993, s. 118, 120)

### 3.4.3 Liekki-ionisaatio FID

Liekki-ionisaatioilmaisimen toiminta perustuu näytekaasun polttamiseen jonkin polttokaasun kanssa ja poltettaessa syntyvien ionisoituneiden hiiliatomien synnyttämään sähkövirtaan, jota voidaan mitata. Polttokaasuna käytetään usein vetyä tai vetyheliumseosta. Palaessaan pelkkä vety ei juurikaan synnytä ioneja, mutta jos poltettavassa näytekaasussa on orgaanisia aineksia, niin niiden sisältämästä hiilen ja vedyn välisistä sidoksista syntyy hiili-ioneja. Erilaiset orgaaniset yhdisteet saavat aikaan erilaisen vasteen analysaattorissa. (VTT Prosessit 2007, s. 34)

Kuvassa 5 on esitetty FID-analysaattorin kaaviokuva. FID:n pääkomponentit ovat polttokammio ja poltin. Polttokaasu ja mitattava näytekaasu johdetaan suuttimen kautta polttokammioon ja palamisilma tuodaan suuttimen ympärillä olevan raon kautta. Ionit ja elektronit kerätään liekin lähelle sijoitetun kokoojaelektrodin avulla. Polttosuutin voi toimia toisena elektrodina (kontaktielektrodi), ja näiden elektrodien välille syntyvää sähkövirtaa mitataan ja rekisteröidään mittaussignaalinä. (Torvela 1993, s. 87)



*Kuva 5. FID-mittalaitteen polttokammion kaaviokuva (VTT Prosessit 2007, s. 34).*

FID:llä saadaan mitattua hiilivetyjen kokonaispitoisuus. Katalysaattorin, kuten esimerkiksi kuumennetun platinalangan avulla saadaan metaania lukuun ottamatta kaikki hiili-



vedyt poistettua näytekasusta. Tällä menetelmällä voidaan selvittää siis hiilivetyjen kokonaispitoisuus, metaanin pitoisuus ja ei-metaani hiilivetyjen pitoisuus. (Torvela 1993, s. 89)

### 3.4.4 Näytteenotto adsorptiomenetelmällä

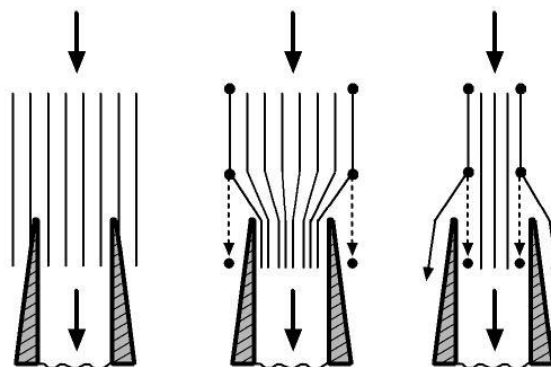
Adsorptio tarkoittaa yhdisteen pidättäytymistä kiinteän aineen pintaan ja huokosiin. Adsorptioaineen valinta riippuu siitä, mitä yhdistettä ollaan mittaamassa. Yleisesti käytettyjä adsorptioaineita ovat aktiivihiili, Tenax-harts, XAD-harts ja polyuretaaniadsorbentti (PUF). Näistä Tenax ja XAD ovat rekisteröityjä tavaramerkkejä tietyntyylisille hartsityypeille. Adsorptioaineeseen tarttunut näyte uutetaan tai vapautetaan kuumentamalla (termodesorptio) analyysiä varten. Näistä termodesorptio on monesti suositeltavampaa pienillä pitoisuuksilla, sillä uutettaessa näyte laimenee ja uutoliuospiikki voi häiritä analyysiä. (VTT Prosessit 2007, s. 45)

Adsorbenttien käyttöön vaikuttavia ominaisuuksia ovat lämmönkesto, partikkelikoko ja -jakauma, huokoskoko ja -jakauma, pinta-ala ja kemialliset ominaisuudet. Nämä ominaisuudet ja kaasusta mitattavat komponentit määräävät kuhunkin tilanteeseen parhaiten sopivan adsorptioaineen. (Torvela 1993, s. 99)

### 3.4.5 Hiukkasmittaukset

Hiukkasmittauksissa näytettä imetään mitattavasta kaasusta sondilla suodattimen läpi. Hiukkaset jäävät suodattimeen, josta niiden massa voidaan punnita. Suodattimet ovat hiukkasmittauksissa tyypillisesti kvartsikuitua tai lasikuitua. Kvartsikuitu on suhteellisen inertti ympäristön olosuhteille ja kestää korkeita lämpötiloja. Lasikuitu on halvempaa, mutta ei kestä yhtä korkeita lämpötiloja kuin kvartsikuitu. Lisäksi lasikuitusuodattimia ei voi käyttää, jos kaasussa on rikkiyhdisteitä, sillä rikkiyhdisteet reagoivat lasikuitumateriaalin kanssa ja lisäävät suodattimelle kerääntyvän hiukkasnäytteen massaa. (VTT Prosessit 2007, s. 17)

Hiukkasmittauksissa on tärkeää, että näytteenotto tapahtuu isokineettisesti. Tämä tarkoittaa sitä, että virtausnopeus on sondin kärjessä yhtä suuri kuin mitattavassa kanavassa. Kuvassa 6 on havainnollistettu isokineettisen näytteenoton merkitystä.



Imunopeus	Isokineettinen	Liian suuri	Liian pieni
Pitoisuus	Oikea	Liian pieni	Liian suuri
Kokojakauma	Oikea	Hieno	Karkea

**Kuva 6. Isokineettinen näytteenotto (VTT Prosessit 2007, s. 20).**

Jos näytteenotossa käytetään liian suurta imunopeutta, niin vain pienimät hiukkaset päätyvät näytteeseen, sillä isoimmat hiukkaset kulkevat hitausvoimiensa vuoksi ohi suuttimen. Näin ollen hiukkaspitoisuus jää liian pieneksi. Jos taas näytteen imunopeus on liian pieni, niin pienet hiukkaset virtaavat suuttimen ohi ja isommat päätyvät näytteeseen. Silloin mitattu hiukkaspitoisuus on liian suuri todelliseen tilanteeseen nähden. (VTT Prosessit 2007, s. 20)

## 3.5 Päästöjen leviäminen ilmakehässä

### 3.5.1 Turbulenssi ja diffuusio

Ilmakehään tuleva päästö voi levitä kahdella menetelmällä: laimenemalla ja kulkeutumalla. Laimeneminen tapahtuu kaikkiin suuntiin turbulenssin ja diffuusion vaikutuksesta. Kulkeutuminen tarkoittaa tuulen mukana tapahtuvaa leviämistä.

Turbulenssi tarkoittaa pyörteilyä. Ilmakehässä esiintyvän turbulenssin mittakaava on hyvin laaja. Yksittäisten pyörteiden halkaisijat ovat millimetreistä satoihin metreihin. Mittakaava tarkoittaa yksittäisten pyörteiden halkaisijaa. Alailmakehässä on kahdella eri tavalla syntynyttä turbulenssia: terminen turbulenssi ja mekaaninen turbulenssi. Termiinen turbulenssi syntyy, kun aurinko lämmittää maanpintaa, jolloin maan ja ilman välille syntyy lämpötilaero. Mekaanista turbulenssia syntyy maanpinnan ja ilmanvirtauksen välisen kitkan vuoksi. Lisäksi ilmalla on sisäistä kitkaa eli viskositeettia, joka aiheuttaa turbulenssia myös ilmakerrosten välillä. Tästä aiheutuva turbulenssi on kuitenkin huomattavasti vähäisempää verrattuna maanpinnasta aiheutuvaan. (Laukkanen 2005, s. 52)

Diffuusio aiheutuu yksittäisten atomien ja molekyylien liikkeestä ja törmäilyistä, josta seuraa pitoisuuserojen tasoittuminen. Diffuusion mittakaava ja laimenemisvaikutus on

paljon pienempi kuin turbulenssin. Diffuusiolla on kuitenkin merkittävä rooli kaasujen ja pienten hiukkasten depositiossa eli laskeuman muodostumisessa. Ilmatieteellisellä tasolla tarkasteltaessa ei yleensä kuitenkaan erotella turbulenssista ja diffuusiosta aiheutuvaa laimenemista. Turbulenssia käsitellään omanlaisena laajamittakaavaisena diffuusiona ja tälle käytetään käsitettä turbulenttinen diffuusio. (Laukkanen 2005, s. 53)

### 3.5.2 Alailmakehän terminen rakenne

Alailmakehän pystysuuntaisen lämpötilarakenteen perusteella määräytyy terminen tasapainotila, joka voi olla neutraali, labiili tai stabiili. Termisesti neutraali tilanne voi syntyä tuulisella säällä, kun ilmakehän alaosa sekoittuu hyvin. Tällöin lämpötila laskee tasaisesti noin yhden asteen sadalla metrillä, kun siirrytään maanpinnalta ylöspäin. Neutraalissa tilanteessa päästöjen laimeneminen on tasaista ja riippuu lähinnä tuulen nopeudesta. (Laukkanen 2005, s. 53)

Tyynellä tai heikkotuulisella säällä ilmakehän alaosaan voi syntyä kerrostumia lämpötilan suhteen. Tilanteessa, jossa aurinko lämmittää maanpintaa voimakkaasti, syntyy termisesti labiili tilanne. Silloin nopeasti lämpenevä maanpinta saa aikaan pyörteitä ilmassa termisen turbulenssin vuoksi. Se aiheuttaa ilman tehokkaan sekoittumisen pystysuunnassa. Matalalta tulevat päästöt laimenevat tällöin tehokkaasti, mutta korkealta tulevat päästöt voivat kulkeutua maanpinnan lähelle ja aiheuttaa lyhytaikaisia korkeita pitoisuuksia. (Laukkanen 2005, s. 54)

Termisesti stabiili tilanne syntyy inversiotilanteissa, jossa lämpötila kohoaa ylöspäin mentäessä. Sellaisessa tilanteessa pystysuuntainen sekoittuminen on heikkoa. Matalalla oleva kylmä ilma on raskaampaa eikä pääse sekoittumaan ylempänä olevaan lämpimämpään ilmaan. Inversiotilanne voi syntyä kirkkaalla ja kylmällä säällä öisin ja aamuisin, kun maanpinta on säteilyt lämpöään avaruuteen ja jäähtynyt. Tällöin matalalta tulevat päästöt, esimerkiksi pientalojen lämmitys ja liikenteen päästöt pääsevät laimeenomaan huonosti. Korkealta tulevat päästöt sen sijaan ovat usein inversiokerroksen yläpuolella, jolloin ne eivät pääse leviämään maanpinnalle. Talvipakkasilla esiintyvät huonon ilmalaadun tilanteet johtuvat juuri maanpintainversiotilanteesta. Stabiili ilmakerros ei ole välttämättä pyörteetön, vaan siinä esiintyy tavanomaisesti paikallisia tuulensuuntia ja -nopeuksia. Näistä kerrosten välisistä eroista syntyy turbulenssia, jolloin inversiokerroskin sekoittuu hitaasti. (Laukkanen 2005, s. 54)

### 3.5.3 Rajakerros

Maanpinnan aiheuttaman termisen ja mekaanisen turbulenssin vaikutukset ulottuvat enintään muutaman kilometrin korkeuteen. Aluetta, jossa maanpinta vaikuttaa ilmakehän liikkeisiin kutsutaan planetaariseksi rajakerrokseksi tai lyhyesti ilmaistuna rajakerrokseksi. Rajakerroksen yläpuolella on niin sanottu vapaa ilmakehä, jossa on vähemmän turbulenssia kuin rajakerroksessa. Ilman liikkeiden ennustaminen rajakerroksessa on

turbulenssin epälineaarisuudesta johtuen käytännössä mahdotonta. (Laukkanen 2005, s. 57)

Rajakerros on tyypillisesti 100 - 1500 m paksu maanpinnan tasosta mitattuna. Kaupunkien ylle rajakerros voi muodostaa ikään kuin kuvun, jonka alla ilma on selvästi sameampaa. Ilmapäästöjen leviäminen ja sekoittuminen tapahtuu enimmäkseen rajakerroksessa. Siksi sen ominaisuuksien tunteminen on olennaista päästöjen leviämistä mallinnettaessa. Sekoittuminen rajakerroksen ja vapaan ilmakehän välillä on hyvin vähäistä, sillä turbulenssi on pientä rajakerroksen yläpuolella. Päästöjen pystysuuntainen sekoittuminen on rajoittunut käytännössä rajakerroksen yläosaan. Tyypillisessä tilanteessa päästön sekoittuminen rajakerroksesta vapaan ilmakehän virtauksiin kestää viikkoja. Sen sijaan monet ilmansaasteet muuttuvat kemiallisesti niin nopeasti, että niiden elinikä on vain päiviä. (Laukkanen 2005, s. 58)

Rajakerroksen korkeus vaihtelee auringon säteilyn määrän mukaan, eli se on hyvin paljon vuorokaudenajasta riippuvainen. Auringonpaiste saa aikaan pystysuuntaiset konvektiiviset virtaukset, jotka nostavat rajakerroksen yläreunaa. Auringon laskiessa konvektiiviset virtaukset häviävät ja rajakerros ohenee. Rajakerroksen korkeuden vaihtelu on pääasiallinen sekoitusmenetelmä rajakerroksen ja vapaan ilmakehän välillä. (Laukkanen 2005, s. 59)

### **3.5.4 Päästöjen kulkeutuminen tuulen mukana**

Tuulen suunta ja nopeus ovat päästöjen leviämisen kannalta merkittävimmät tekijät. Mitä suurempi tuulennopeus, sitä enemmän päästö laimenee. Tuulen nopeus vaikuttaa myös mekaanisen turbulenssin voimakkuuteen. Tuulen suunnassa ja nopeudessa esiintyy aina jonkinlaista hetkittäistä vaihtelua, eli puuskaisuutta. Tuulen aiheuttamaa vaakasuuntaista kuljettamista kutsutaan advektioksi. Paikallisesti tarkasteltuna tuuli laimentaa päästöjä tuulensuunnassa ja turbulenssi vaakaja pystysuunnassa tuulensuuntaa vastaan. (Laukkanen 2005, s. 61)

Ilmavirtauksilla tarkoitetaan laajemmassa mittakaavassa tapahtuvaa liikettä ilmakehässä. Paikallinen tuulen suunta ei aina välttämättä kerro vallitsevan virtauksen suuntaa. Ilmavirtaukset kuljettavat päästöjä maiden rajojen yli niin sanottuna kaukokulkeutumaan. (Laukkanen 2005, s. 61)

## **3.6 Päästöjen leviämismallit**

### **3.6.1 Yleistä**

Päästöjen leviämismallit ovat matemaattis-fysikaalisia laskentamenetelmiä, jotka tuottavat kuvauksen päästönlähteestä ympäristöön leviävistä pitoisuuksista. Lähtökohtana malleissa on yleiset teoriat ilmakehän fysikaalisista ja kemiallisista ilmiöistä. Useimmi-

ten mallien syöttötietoina käytetään mittauksilla saatua dataa päästölähteestä ja sääasemilla kerättyä meteorologista dataa. Leviämismallinnus eroaa sään ennustamiseen käytetyistä meteorologisista malleista sillä, että leviämismalleissa ei pyritä ennustamaan ilmakehän dynamiikkaa, vaan käytetään jo olemassa olevia säätilastoja. (Laukkanen et al. 1993, s. 97)

Luonnontieteellisiä teorioita yksinkertaistetaan sopiviksi aina mallinnettavan ongelman mukaan. Eri mittakaavoille laaditut mallit voivat poiketa toisistaan huomattavasti. Esimerkiksi muutaman kilometrin mittakaavassa on olennaista saada kuvattua savuviuhkan pystysuuntainen laajeneminen turbulenttisen sekoituksen vaikutuksesta. Kaukokulkeutumia mallinnettaessa sen sijaan on olennaisempaa saada arvioitua saastepilvien maantieteellistä ajautumista vallitsevien tuulten mukana. (Laukkanen et al. 1993, s. 97)

Leviämismalleja voidaan jaotella monilla eri tavoilla, esimerkiksi matemaattisen rakenteen, fysikaalisten lähtökohtien tai mallinnuksen mittakaavan mukaan. Yksi tapa on jakaa mallit niiden tuottaman ratkaisun aikariippuvuuden mukaan, jolloin ne voidaan erotella karkeasti kahteen ryhmään: stationaarisiin ja dynaamisiin malleihin. (Laukkanen et al. 1993, s. 97)

### 3.6.2 Stationaariset mallit

Stationaarisisissa malleissa oletetaan, että kaikki muuttujat ja parametrit ovat ajasta riippumattomia. Näitä malleja voidaan siksi soveltaa hyvin päästölähteen lähietäisyydellä. Tyypillisin sovelluskohde on savupiippu. Eniten käytetyin stationaarinen malli perustuu oletukseen, että pistemäisestä lähteestä ympäristöön leviävä päästö etenee viuhkamaisesti tuulen mukana. Pysty- ja kohtisuoraan tuulen suuntaa vastaan pitoisuudet leviävät normaalijakauman mukaisesti. Normaalijakaumaoletuksen vuoksi näitä malleja kutsutaan yleisesti Gauss-malleiksi. Jos kyseessä on jatkuva päästölähde, niin silloin käytetään nimityksiä Gaussin vana- tai viuhkamalli. (Laukkanen et al. 1993, s. 97)

Keskeiset parametrit Gauss-mallissa ovat pitoisuusjakauman määrittävät hajontaparametrit, jotka ovat riippuvaisia päästön kulkemasta matkasta ja meteorologisesta tilanteesta. Nämä parametrit määritetään ilmakehässä tehtyjen diffuusiokokeiden perusteella ja rajakerroksen fysikaalisista ominaisuuksista. (Laukkanen et al. 1993, s. 97)

Gaussin vanamallissa oletuksena on, että pitoisuus  $C$  kasvaa suoraan verrannollisesti päästön intensiteettiin  $Q$  ja kääntäen verrannollisesti tuulen nopeuteen  $u$ , jolloin pitoisuutta voidaan kuvata yhtälöllä (Laukkanen et al. 1993, s. 97)

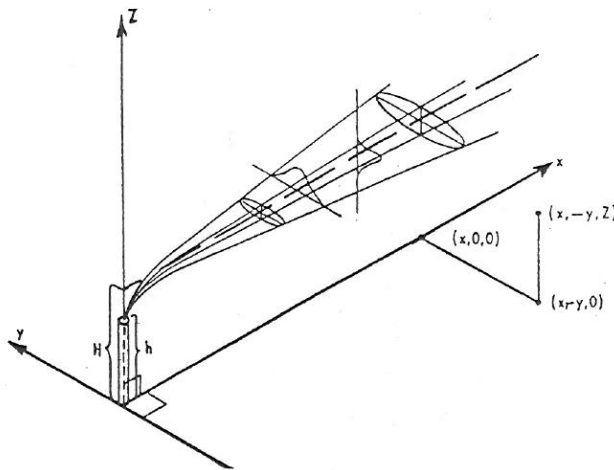
$$C(x, y, z) = \frac{Q}{u} C_y(x, y) C_z(x, z) \quad (1)$$

Termit  $C_y(x, y)$  ja  $C_z(x, z)$  ovat turbulenttisen diffuusion aiheuttamat laimentumiskertoimet  $y$ - ja  $z$ -suunnassa ja ne sisältävät normaalijakauman lausekkeet

$$C_y = \frac{1}{\sigma_y \sqrt{2\pi}} e^{\left(\frac{-y^2}{2\sigma_y^2}\right)} \quad (2)$$

$$C_z = \frac{1}{\sigma_z \sqrt{2\pi}} e^{\left(\frac{-(z-H)^2}{2\sigma_z^2}\right)} \quad (3)$$

joissa esiintyvät  $\sigma_y$  ja  $\sigma_z$  ovat Gaussin jakauman standardipoikkeamat ja  $H$  on leviävän päästön keskilinjan korkeus maanpinnan tasosta (Savory). Kuva 7 havainnollistaa mallinnettavaa tilannetta. Koordinaatisto on asetettu siten, että tuulen suunta on  $x$ -akselin suuntainen ja  $z$ -akseli on kohtisuoraan maanpintaa vasten. Origoo on maanpinnan tasolla.



**Kuva 7. Savupiipun päästä lähtevän päästön leviämisen mallinnus Gaussin vanamallilla (Laukkanen et al. s. 98).**

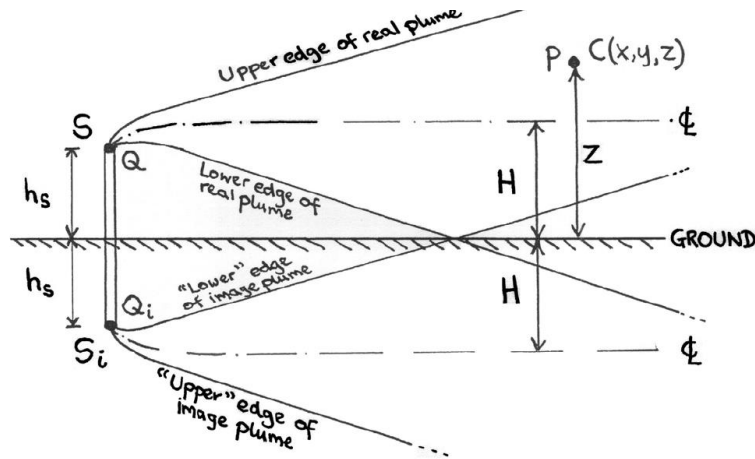
Kun lausekkeet (2) ja (3) sijoitetaan yhtälöön (1) saadaan pitoisuudelle

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{u} \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2} \quad (4)$$

Päästöjen etenemisnopeus oletetaan samaksi kuin tuulen nopeus. Tuulen etenemissuunnassa turbulenttisella diffuusiolla tapahtuva laimeneminen oletetaan merkityksettömäksi. (Laukkanen et al. 1993, s. 98)

Yhtälössä (4) ei oteta vielä huomioon maanpinnan olemassaoloa. Matemaattisesti maanpinnan vaikutus huomioidaan heijastusermillä eli lisäämällä näennäinen päästölähte kohta  $z = -H$ . Tällöin maanpinnan kohdatessaan päästö heijastuu takaisin ilmaan kuvan 8 mukaisesti. Nyt konsentraation yhtälö saa muodon (Laukkanen et al. 1993, s. 98)

$$C(x, y, z) = \frac{Q}{u} \frac{1}{2\pi\sigma_y\sigma_z} e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2} \left[ e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{z-H}{\sigma_z}\right)^2} + e^{-\frac{1}{2}\left(\frac{z+H}{\sigma_z}\right)^2} \right] \quad (5)$$



**Kuva 8. Päästön leviämisen rajoittaminen maanpinnan tasolle. Näennäinen päästölähde  $S_i$  kohdassa  $z = -H$ . (Savory)**

Myös ylöspäin tapahtuva leviäminen rajoittuu käytännössä rajakerrokseen, joka voidaan ottaa mallissa huomioon sijoittamalla vastaavalla tavalla näennäinen lähde päästölähteen yläpuolelle. (Laukkanen et al. 1993, s. 98)

Kuten kuvasta 7 käy ilmi, Gaussin vanamalli sisältää hyvin paljon yksinkertaistuksia. Se on kuitenkin laajasti käytetty taajamien ilmanlaadun arvioinnissa. Näissä tapauksissa leviämismalli on kuitenkin vain pieni osa ilmanlaatumallia, joka koostuu useista osamalleista. Stationaarista mallia pitkälle ajanjaksolle sovellettaessa laskelmat toistetaan peräkkäisille lähtöparametrien arvoille esimerkiksi tunnin välein. (Laukkanen et al. 1993, s. 98)

### 3.6.3 Dynaamiset mallit

Dynaamiset eli aikariippuvat mallit ovat jaoteltavissa kahteen perustyyppiin matemaattisen lähtökohdan mukaan. Euler-malleissa yhtälöt ratkaistaan kiinteässä koordinaatistossa, jonka tyypillinen sovellus on hilamalli. Lagrange-malleissa koordinaatisto liikkuu virtauksen mukana, jonka tavanomainen sovellus on trajektorimalli. (Laukkanen et al. 1993, s. 100)

Hilamallissa päästöjen kulkeutumista ja muuttumista kuvaavat yhtälöt ratkaistaan numeerisesti kiinteästi asetetussa pistehilassa. Hilamalleissa fysikaalisten ja kemiallisten prosessien mallintaminen on mahdollista. Ratkaistavat yhtälöt ovat tavanomaisesti epälineaarisia osittaisdifferentiaaliyhtälöitä, joiden ratkaiseminen voi viedä tietokoneen laskentatehoa paljonkin. Hilamallia voidaan käyttää kaikissa mallintamisen kokoluokissa. Tavallisin sovelluskohde on alueellisen mittakaavan malli, jossa on otettu huomioon ilmakehän liikkeet kolmiulotteisesti. Lisäksi niissä on tyypillisesti otettu huomioon happamoittavia ja valokemialliseen muuntumiseen liittyviä kemiallisia reaktiomekanismeja. (Laukkanen et al. 1993, s. 100)

Trajektorimalli on käytännön sovellus Lagrange-teorian pohjalta. Trajektori tarkoittaa kuvitteellisen ilmapaketin ratakäyrää maanpinnan suhteen. Trajektorit lasketaan säätilastoista saatavien tuulen suunnan ja nopeuden perusteella. Säätilastojen tulee kattaa mallinnuksen kohteena oleva alue ja ajanjakso. Leviämismallissa seurataan näiden trajektoreiden määrittelemiä kulkeutumisreittejä. Lisäksi huomioidaan päästöjen kokemat kemialliset reaktiot ja deposition vaikutus. Verrattuna hilmalliin trajektorimallit ovat matemaattisesti yksinkertaisempia sekä helpompia toteuttaa ja käyttää, minkä vuoksi niiden vaatima laskentateho on myös pienempi. Niiden haittana on kuitenkin, että niillä on vaikea ottaa huomioon ilmakehässä tapahtuvaa kolmiulotteista liikettä. Tyypillisesti trajektorimallit olettavat, että pystysuuntainen sekoittuminen on täydellistä maanpinnasta ilmassojen rajakerroksen yläreunaan. Tämän vuoksi ne soveltuvat parhaiten lähinnä alueelliseen mittakaavaa. (Laukkanen et al. 1993, s. 100)

Trajektoreita voidaan käyttää myös pelkästään ilmassojen reittien kuvaamiseen, ilman, että käsitellään pitoisuuksia ollenkaan. Ratakäyriä on mahdollista laskea eteen- tai taaksepäin. Eteenpäin laskettaessa saadaan arvioitua, minne ilmakehään laskettu päästö kulkeutuu. Toisinaan on kuitenkin tarpeellista selvittää päästöjen alkuperää, jolloin voidaan hyödyntää taaksepäin laskentaa. Takaisinpäin laskennassa voidaan joskus saada hyvinkin varmoja tuloksia päästön alkuperästä. Toisaalta trajektoreiden tulkinnassa on huomioitava ilmakehän kaottinen luonne. Vierekkäisistä paikoista lähteneet hiukkaset voivat kulkeutua täysin eri suuntiin paikallisten ilmavirtausten mukana. Tavallinen sovellusetäisyys trajektoreille on sadoista metreistä tuhanteen kilometriin. Laskenta-aikaväliä ei kannata useimmiten kasvattaa muutamaa vuorokautta pidemmäksi. (Laukkanen et al. 1993, s. 100)

Eräs sovellus dynaamisesta lagrangelaisesta mallista on AUSTAL2000-laskentaohjelma. Se on Saksan ympäristöviranomaisen kehittämä ja ilmaiseksi hyödynnettävissä oleva leviämismalli. Sen avulla voidaan mallintaa yleisimpien päästöjen ja hajun leviämistä ilmakehässä. (Umweltbundesamt 2015)

### 3.6.4 Muut mallit

Yleisimpien stationaaristen ja dynaamisten mallien lisäksi päästöjen leviämistä voidaan tarkastella puhtaasti fysikaalisten mallien avulla. Näissä tapauksissa leviämistä mallinetaan pienessä mittakaavassa kuten tuulitunnelissa tai vesitankissa. Näillä saadaan tutkittua esimerkiksi rakennusten ja maaston aiheuttamia virtaushäiriöitä päästöjen leviämisessä. (Laukkanen et al. 1993, s. 101)

Toinen tapa selvittää päästöjen leviämistä on tilastolliset mallit. Tällöin ei ole kyse oikeastaan leviämismallista. Lähtökohtana näissä tilastollisissa malleissa on ilmanlaatumittaukset, joita pyritään selittämään samaan aikaan mitatuilla muilla muuttujilla. Näitä muita muuttujia ovat erityisesti meteorologiset tekijät, mutta myös muita päästöihin liittyviä parametreja hyödynnetään. Tavanomaisesti käytetty tilastollinen menetelmä on



usean muuttujan regressiomalli. Tilastollisia ilmanlaatumalleja hyödynnetään ilmanlaatuhavaintojen tulkinnessa ja ilmanlaadun ennustamisessa. Niiden luonteen vuoksi niitä kutsutaan myös reseptorimalleiksi. (Laukkanen et al. 1993, s. 101)

### 3.6.5 Lähtötiedot

Malleihin syötettävien lähtötietojen tarkkuus ja edustavuus vaikuttavat merkittävästi mallin paikkansapitävyyteen. Merkittävimpiä lähtötietoja ovat päästön määrä ja meteorologinen data. (Laukkanen et al. 1993, s. 101)

Meteorologiset lähtötiedot saadaan säähavainnoista. Tarvittavien tietojen määrä ja laatu riippuvat siitä, millaista mallia käytetään. Lähialueen mallissa tiedoiksi riittävät päästökohtaa edustavat säätiedot. Suuremmassa mittakaavassa tarvitaan tietoja muuttujien alueellisesta vaihtelusta. Useimmiten säähavainnot prosessoidaan eli niistä luodaan meteorologinen malli. (Laukkanen et al. 1993, s. 101)

Meteorologisista tiedoista tärkeimmät ovat tuulen nopeus ja suunta. Tuulen nopeus on helposti mitattavissa ja tilastoitavissa. Ongelmana voi joissain tilanteissa olla, että säähavaintoja tehdään maanpinnan tasossa, mutta päästölähde on jossain korkeammalla esimerkiksi savupiipun päässä. Tällöin pystysuuntaista muutosta voidaan arvioida rajakerroksen teoriaan pohjautuen tai empiiristen potenssilakien avulla. Turbulenssinparametrit ja esimerkiksi Gaussin mallin hajontaparametrit voidaan arvioida säähavaintojen perusteella. Vaihtoehtoisesti ne voidaan arvioida kvalitatiivisilla luokitusmenetelmillä, jotka ovat laajasti käytettyjä yksinkertaisuutensa vuoksi. Eniten käytettyimpiä luokitusmenetelmiä on Pasquillin stabiiliusluokitus, jota käytetään erityisesti Gaussin mallin hajontaparametrien määrittämisessä. (Laukkanen et al. 1993, s. 102)

Tarvittavien päästötietojen luonne riippuu mallinnettavan kohteen kokoluokasta samalla tavalla kuin meteorologisissa tiedoissa. Lähileviämismalleissa tarvitaan monesti mahdollisimman yksityiskohtaiset tiedot päästöistä ja niiden vaihtelusta. Kaukokulkeutumia mallinnettaessa tyydytään usein kartoittamaan tutkittavan alueen päästöjen alueellista jakaumaa karkeassa hilassa. Päästötietoja on harvemmin käytettävissä pitkältä aikaväliltä, jolloin päästön määrästä ja suuruudesta joudutaan tekemään jonkinlainen keskimääräinen arvio. Teollisuus- ja polttoprosesseissa päästömääriä voidaan laskea myös teoreettisesti päästökertoimien avulla. (Laukkanen et al. 1993, s. 102)

Käytännössä leviämismalleissa päästölähteet määritellään usein piste-, alue- tai viivalähteiksi. Pistelähteitä ovat muun muassa savupiippupäästöt teollisuus- ja voimalaitoksista. Pistelähteen lisätiedoiksi tarvitaan tavanomaisesti savukaasujen määrä, lämpötila ja nousunopeus. Aluelähteitä käytetään suuremman mittakaavan mallinuksissa, esimerkiksi kokonaisen maanosan kattavissa tarkasteluissa. Tällöin päästötiedot on kerätty yhteen hilaruuduttain, eli kaikki ruudun sisälle osuvat päästölähteet yhdistetään yhdeksi aluelähteeksi. Viivalähteillä kuvataan tyypillisesti tieliikenteen päästöjä. Tällöin tarvi-

taan lisäksi arvio liikenteen määrästä ja tiellä liikkuvien ajoneuvojen ominaispäästöistä. (Laukkanen et al. 1993, s. 102 - 103)

### 3.7 Jätevesipäästöt

Ympäristönsuojelulain (527/2014) 27 §:n mukaan toiminta, josta voi aiheutua vesistön, ojan, lähteen tai noron pilaantumista, vaatii ympäristöluvan. Lisäksi valtioneuvoston asetus ympäristönsuojelusta (713/2014) 2 §:ssä määrätään, että jätteiden ammattimainen tai laitosten käsittely vaatii valtion ympäristölupaviranomaisessa käsiteltävän luvan. Näiden perusteella valimohiekan kompostointikäsittely voi olla ympäristöluvanvaraista toimintaa. Ympäristönsuojeluasetuksen liitteessä 1 on annettu lista merkittävimmistä päästöistä vesiin, jotka tulee ottaa huomioon raja-arvoja asetettaessa:

- orgaaniset halogeeniyhdisteet ja aineet, jotka vesiympäristössä voivat muodostaa sellaisia yhdisteitä
- organofosforiyhdisteet
- orgaaniset tinayhdisteet
- aineet ja valmisteet, joilla osoitetaan olevan karsinogeenisia, mutageenisia tai lisääntymiseen vaikuttavia ominaisuuksia
- pysyvät hiilivedyt ja pysyvät sekä biokertyvät myrkylliset orgaaniset aineet
- syanidit ja fluoridit
- metallit ja niiden yhdisteet
- arseeni ja sen yhdisteet
- biosidit ja kasvinsuojeluaineet
- suspendoituneet aineet
- rehevöitymistä aiheuttavat aineet, erityisesti nitraatit ja fosfaatit
- happitasapainoon epäedullisesti vaikuttavat aineet.

Tässä nimenomaisessa koejärjestelyssä kompostointikentältä tulevat jätevedet johdettiin keräysjärjestelmän kautta kunnalliselle jätevedenpuhdistamolle. Ympäristöluvassa on annettava päästöraja-arvot ja muut päästömääräykset vesihuoltolaitoksen viemäriin johdettaville vesille, jos ne sisältävät yllä mainittuja aineita. Jos raja-arvot ylittyvät, niin jätevedet on esikäsiteltävä asianmukaisella tavalla ennen viemäriin johtamista. (VNa ympäristönsuojelusta 713/2014, 41 - 42 §)

On siis aiheellista verrata kokeissa löydettyjä pitoisuuksia jätevedenpuhdistamolle tulevan veden sallittuihin pitoisuuksiin. Tähän liittyen on olemassa mm. Ekokemin tekemä ohje ”Älä päästä haitallista ainetta viemäriin”, jossa on annettu ohjeet viemäriin laskeutuvan jäteveden pitoisuuksista. Mitään yhtenäisiä valtakunnallisia tulevan jäteveden raja-arvoja ei ole olemassa, vaan jokaisella puhdistamolla on omat sopimuksensa. Teollisuuslaitoksille ja muille vastaaville erikoisemmille toimijoille sovitaan tapauskohtai-

sesti erikseen viemäriin päästettävien jätevesien määrä ja laatu. Lisäksi voidaan asettaa joitain erityisehtoja.

Jätteenkäsittelylaitoksilla voi olla myös omia erillisiä jätevedenkäsittelymenetelmiä. VTT:n selvityksessä ”Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintatekniikat” (Kaarti-  
nen et al. 2009) on tarkasteltu Suomessa ja ulkomailla käytössä olevia vesien erillis-  
käsittelysovelluksia. Lisäksi siinä on selvitetty jätteenkäsittelykeskuksilla ja kaatopai-  
koilla syntyvien vesien laatua sekä kehitetty uusia teknis-taloudellisesti käyttökelpoisia  
ja ekotehokkaita ratkaisuja vesien käsittelyyn ja hallintaan.

Jätevesipäästöille ei siis ole olemassa yksiselitteisiä raja-arvoja, jotka pätevät kaikissa  
tilanteissa. Raja-arvot määräytyvät tapauskohtaisesti riippuen siitä, minkälaiseen käsit-  
telyjärjestelmään jätevedet johdetaan ja minkä verran jätevettä syntyy. Jos minkäänlais-  
ta käsittelyjärjestelmää ei ole, silloin toimijan pitää pystyä osoittamaan, että jäteveden  
pitoisuudet ja määrä ovat niin pieniä, että ympäristön pilaantumisen vaaraa ei ole.

## 4. MITTAUSTEN TOTEUTUS

### 4.1 Ilmapäästöjen mittaus

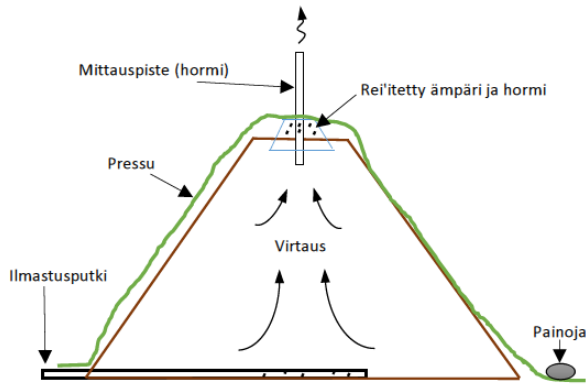
#### 4.1.1 Mittausjärjestely

Koekompostointiaumoille suoritettiin kesän 2015 koejakson aikana kolmet ilmapäästömittaukset. Mittaukset tehtiin kesäkuussa, elokuussa ja lokakuussa. Alkuvaiheen mittauksissa kompostointi oli ollut käynnissä 14 päivää, keskivaiheessa 57 päivää ja loppuvaiheessa 140 päivää. Mittausten tavoitteena oli selvittää aumoista ilmaan haihtuvat yhdisteet ja niiden pitoisuudet. Mittaukset suoritettiin jokaisella mittauskerralla samalle aumalle (1a, tuorehiekkaa 22 %).

Mittausten ajaksi auma peitettiin kokonaan isolla pressulla (Kuva 9). Auman huipulle pressuun tehtiin reikä, jonka läpi laitettiin sisähalkaisijaltaan 4,3 cm muoviputki. Pressun ja putken liitoskohta tiivistettiin, jotta kaikki pressun alta tuleva kaasu virtaa putken läpi. Putken pressun alle jäävä osuus oli rei'itetty. Lisäksi pressun alle asetettiin laakea rei'itetty ämpäri, jonka läpi putki laitettiin (Kuva 10). Pressun liepeet pyrittiin saada pysymään maata vasten mahdollisimman tiiviisti laittamalla liepeiden päälle painoa. Auman alle oli kokoamisvaiheessa laitettu rei'itetty ilmastusputki. Normaalisti kokeiden aikana putki oli tulpattuna, mutta mittausten aikana tulppa poistettiin ja putken pää jätettiin pressun ulkopuolelle. Siten oletusarvoisesti huipulla olevan hormin läpi virtaava kaasu oli joko kasasta haihtunutta tai kasan läpi kulkenutta ilmaa.



*Kuva 9. Mittausjärjestely. Kasan päälle rakennettiin teline, jonne saatiin sijoitettua näytteenottolaitteet. (Kuva: Markus Karhula / AX-Suunnittelu).*



**Kuva 10. Periaatekuva mittausjärjestelystä.**

#### 4.1.2 FID-mittaukset

Aumasta vapautuvan kaasun VOC-yhdisteiden kokonaispitoisuutta mitattiin FID-analysaattorilla. Kaasunäyte imettiin kasan huipulla olevan hormin kylkeen tehdystä reiästä sondilla (Kuva 11). Näyte johdettiin analysaattorille lämmitettyä linjaa pitkin. Linjan lämpötila oli 180 °C:tta. Mittalaitteen viritys tehtiin aina mittausjakson alussa synteettisessä ilmassa ja 150 ppm:n metaanilla. Tällöin mittalaitteen näyttämä on metaaniekvivalenteina. Mittausjakson lopuksi mittalaitteen näyttämä tarkistettiin samoilla kaasuilla mahdollisen ryöminän havaitsemiseksi.



**Kuva 11. Näytteenottosondit mittausasemissa (Kuva: Joni Tanskanen / AX-Suunnittelu).**

Virtausnopeutta hormissa mitattiin pitot-putkella ja siihen liitettyllä mikromanometrillä. Kaasun lämpötila mitattiin termoelementillä. Nopeus, lämpötila ja FIDin lukemat tal-

lennettiin jatkuvatoimisesti 10 sekunnin välein tietokoneelle. Mittausjakson pituus oli alkuvaiheen mittauksissa 5,5 tuntia ja keski- ja loppuvaiheen mittauksissa 6 tuntia.

### 4.1.3 FTIR-mittaukset

FTIR-analysaattorilla mitattiin aumasta vapautuvia kaasumaisia komponentteja. Samaan tapaan kuin FID-mittauksissa, kaasunäyte imettiin kasan huipulla olevasta hormista lämmitettyä linjaa pitkin. Näytteenottolinjan alussa kaasu suodatettiin lämmitettävällä suodattimella. Linjan ja suodattimen lämpötila oli 180 °C:tta. Mittalaitteen nollaus tehtiin typpikaasulla.

FTIR:ssä on valittavissa komponentit, jotka otetaan mukaan mittaukseen. Vaikeutena tässä mittauksessa oli, että ei ollut varmaa tietoa siitä, mitä kaikkia yhdisteitä komposti- aumasta vapautuu. Jokaisella kaasulla on oma yksilöllinen infrapuna- absorptiospektrinsä, mutta spektrit voivat mennä toistensa kanssa osittain päällekkäin. Tästä aiheutuu häiriötä ja epävarmuutta mittauksiin.

Mitattaviksi komponenteiksi valittiin vesihöyry, hiilidioksidi, hiilimonoksidi, ammoniakki, metaani, etaani, etyleeni, heksaani, formaldehydi, fenoli, etanoli,  $\alpha$ -pineeni,  $\beta$ - pineeni, delta3-kareeni, asetaldehydi ja butyylialdehydi. Näiden lisäksi FTIR-analysaattoriin on integroitu zirkoniumoksidisensori happipitoisuuden mittaamista varten. FTIR-mittaus oli jatkuvatoiminen ja mittausjakson kesto oli ensimmäisellä ja toisella mittauskerralla 6 tuntia ja kolmannella mittauskerralla 7 tuntia.

### 4.1.4 Kertanäytteenotto

Jatkuvatoimisten mittalaitteiden rinnalla kompostista vapautuvia yhdisteitä selvitettiin kertanäytteenottoon perustuvilla menetelmillä (Kuva 12). Näytteenotossa käytetyt adsorptioputkityypit olivat aktiivihili, ORBO 43, XAD-7, Sep-Pak. Kokonaishiukkaspitoisuus määritettiin lasikuitusuodattimelle otetulla näytteellä.



**Kuva 12. Kertanäytteenotto käynnissä. (Kuva: Joni Tanskanen / AX-Suunnittelu)**

Aktiivihiihiputkeen kerättävät kertanäytteet ovat olennainen osa VOC-yhdisteiden mitausta, sillä FID mittaa vain kaasun hiilivety-yhdisteiden kokonaispitoisuutta. Kertanäytteen avulla saadaan selvitettyä, mitä orgaanisia yhdisteitä kaasussa on. Näytteestä määritetyt yhdisteet on eritelty liitteessä C. Ammoniakki kerättiin omaan näytteenotto-putkeen, jossa adsorbenttina oli rikkihapolla käsitelty aktiivihiihi.

XAD-7 ja ORBO 43 ovat kaupanimiä Sigma-Aldrichin valmistamille adsorptioputkityypeille. Molemmissa näissä näytteenottoputkissa adsorboiva aine on XAD-hartsia. ORBO 43:ssa se on XAD-2. Tässä kokeessa XAD-7 putkea käytettiin fenolipitoisuuden määrittämiseen ja ORBO 43 putkea kaasufaasissa olevien PAH-yhdisteiden määrittämiseen. PAH-analysoinnissa määritettiin Yhdysvaltojen ympäristösuojeluviraston (EPA) priorisoimat 16 eri PAH-yhdistettä.

Sep-Pak on kaupallinen nimi Watersin valmistamalle kvartsipohjaiselle näytteenotto-putkelle. Sep-Pak putkelta määritettiin aldehydyhdisteet ja niiden pitoisuudet. Näidenkin osalta tarkempi erittely löytyy liitteestä C.

Hiukkasmittauksiin käytettiin lasikuitusuodatinta. Suodattimelta määritettiin siihen kerättyjen hiukkasten massa. Menetelmä ei anna tuloksessa hiukkasjakaumaa, vaan pelkästään näytekaasussa olevan hiukkasten kokonaispitoisuuden. Suodatin lähetettiin myös kemianlaboratorioon analysoitavaksi hiukkasiin sitoutuneiden PAH-yhdisteiden selvittämiseksi.

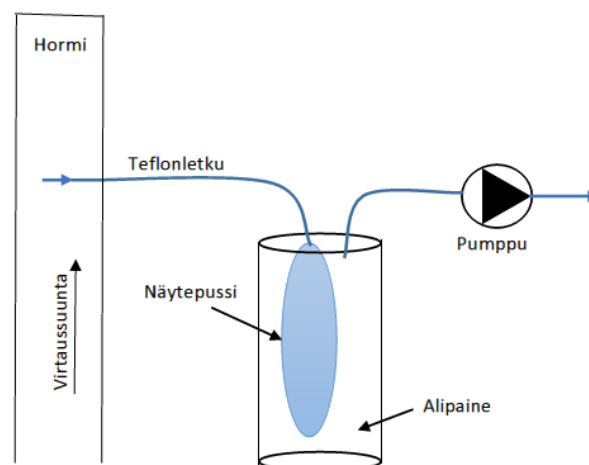
Itse näytteenotto suoritettiin kaikilla näytetyypeillä samalla tavalla. Kaasua imettiin pumpuilla keräimen tai suodattimen läpi. Pumpun käyntiaika ja imetyn kaasun tilavuus

kirjattiin ylös. Lisäksi kirjattiin ylös pumpusta ulos tulevan kaasun lämpötila. Jokaista näytettä kohden oli oma pumpunsa. Näytteet lähetettiin laboratorioon analyysiin. Analyysitulosten ja imetyn kaasumäärän perusteella, saadaan laskettua yhdisteiden pitoisuus kaasussa.

Jokaisella mittauskerralla otettiin kahdet näytteet, joista toinen lähetettiin laboratorioon analysoitavaksi ja toinen jäi varalle. Näytteenottoajat olivat 1...2 tuntia ja imunopeus oli noin 160 ml/min. Poikkeuksena hiukkasnäyte, jossa näytettä imettiin noin 5 l/min.

#### 4.1.5 Hajumittaukset

Hajumittaukset tehtiin imemällä kasan huipulla olevasta hormista kaasunäyte pussiin, josta hajupitoisuus analysoitiin olfaktometrillä myöhemmin. Näyte otettiin imemällä pumpulla ilmatiiviiseen säiliöön alipaine. Itse näytepussi oli säiliön sisällä ja syntyneen alipaineen avulla näyte imettiin teflonletkun kautta pussiin (Kuva 13).

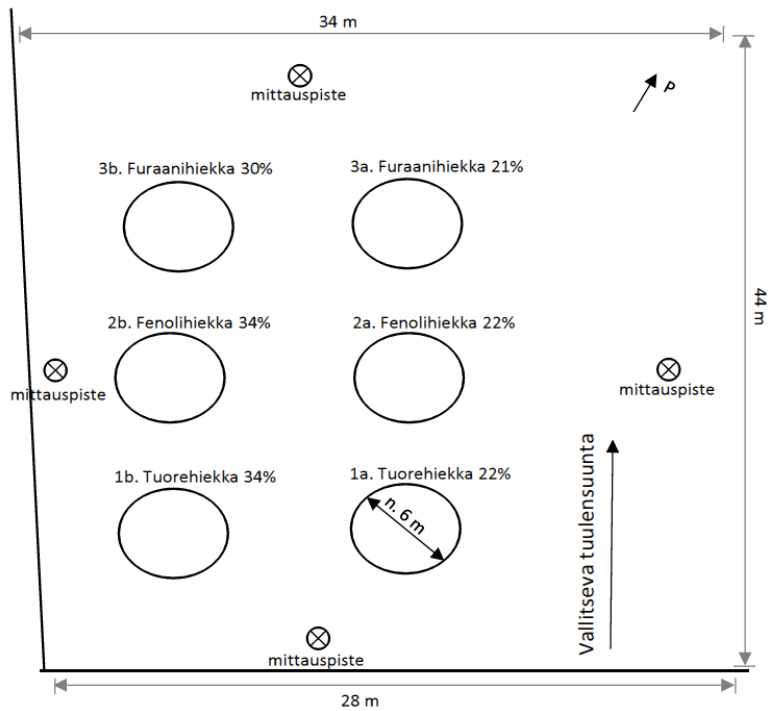


*Kuva 13. Vasemmalla hajunäytteenotossa käytetty laitteisto (kuva: AX-Suunnittelu / Markus Karhula). Oikealla periaatekuva näytteenottimen toiminnasta.*

#### 4.1.6 Pölymittaukset

Pölymittaukset suoritettiin aktiivisella keräysmenetelmällä imemällä pumpulla ilmaa koeaumojen ympäristössä lasikuitusuodattimien läpi. Mittauspisteet sijoitettiin neljään paikkaan siten, että kaksi pistettä oli vallitsevan tuulen ylä- ja alapuolella. Kaksi muuta pistettä sijoitettiin siten, että ne muodostivat kohtisuoran linjan vallitsevan tuulensuunnan kanssa (Kuva 14 ja Kuva 15). Tuulen suuntaa mitattiin koepaikalle asennetun sääaseman avulla. Kaikki suodattimet olivat käännettynä vasten tuulta mittausten ajan. Mittauskorkeus oli noin 1,2 m maanpinnan yläpuolella.





**Kuva 14.** Ei mittakaavassa oleva kuva pölymittauspisteiden sijoittamisesta kentälle koeaumoihin ja vallitsevaan tuulen suuntaan nähden.

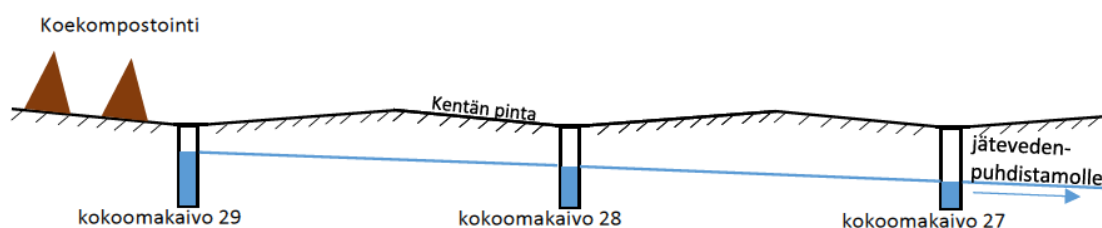


**Kuva 15.** Yksi mittauspiste pölynäytteenotossa. Suodatin oli sijoitettu jalustalle ja suodattimen läpi imettiin ilmaa pumpulla. (Kuva AX-Suunnittelu / Markus Karhula)

Pumppujen imemä ilmamäärä ja käyntiaika kirjattiin ylös. Suodattimet punnittiin ennen ja jälkeen mittauksen ja erotuksena saatiin niihin kertynyt pöly. Laskennallisesti näistä tiedoista saatiin selvitettyä ilmassa oleva pölypitoisuus. Pölymittauksissa ongelmia aiheutti koekentän viereiseltä asfalttasemalta tuleva pöly. Pölymittaukset suoritettiin kerran ja ajankohta oli koejakson keskivaiheilla elokuussa.

## 4.2 Jätevesipäästöjen mittaus

Kenttä, jolla koekompostoinnit suoritettiin, on päällysteeltään vettä läpäisemätön. Kentälle tulevat sadevedet ohjattiin painovoimaisesti sadevesijärjestelmään. Sadevesijärjestelmä koostui kokoomakaivoista, joiden kautta vesi johdettiin kentän eri osilta eteenpäin kunnalliselle jätevedenkäsittelylaitokselle (Kuva 16). Kokoomakaivot sijaitsivat siten, että koekompostointikentän kokoomakaivoon ei tullut sadevettä kentän muilta osilta. Toisin sanoen kyseinen kokoomakaivo oli ylimmällä korkotasolla muihin kaivoihin nähden. Lisäksi veden kulkeutuminen kentän muilta osilta koekompostointikentän kaivoon estettiin rakentamalla vedenjakajan kohdalle ”tulvasuoja”. Rakentamisessa käytettiin lankkua, joka liimattiin asfalttikenttään kiinni polyuretaanilla.



**Kuva 16. Havainnekuva kompostointikentän hulevesijärjestelmän poikkileikkauksesta.**

Kompostinkentän kaivosta (kokoomakaivo 29) otettiin näytteet kolme kertaa koejakson aikana analyysiä varten. Kaivo tyhjennettiin imuautolla ennen kokeiden alkua. Näytteet pyrittiin ottamaan sateen aikaan, jotta analyysiin menevä vesi ei olisi ehtinyt seisoa kaivossa pitkää aikaa. Näytteenotossa käytettiin automaattista näytteenotinta (HACH, Sigma SD9000). Näytteenotin mahdollistaa kokoomanäytteen ottamisen useammasta pienemmästä kertianäytteestä. Näytteenoton aikaväli ja kertianäytteen tilavuus saadaan asetettua tilanteeseen sopivaksi.

Näytteet lähetettiin kemianlaboratorioon analyysiin, jossa pyrittiin selvittämään pitoisuudet mahdollisimman kattavasti. Jätevesinäytteistä tutkittiin metallit, raskasmetallit, ravinnepitoisuudet, fenoli-indeksi, PAH- ja BTEX-yhdisteet, kemiallinen ja biologinen hapenkulutus sekä lämpökestävät koliformiset bakteerit. Yksityiskohtainen luettelo analysoiduista yhdisteistä ja analyysituloksista esitetään liitteessä B.

Alkuvaiheen näytteenotossa keräin asetettiin ottamaan näyte aina 6 tunnin välein. Näytteitä kerättiin vajaan neljän vuorokauden ajan, yhteensä 17 kappaletta. Yhden osanäytteen koko oli aina 400 ml, eli yhteensä kokoomanäytteen tilavuus oli 6,8 litraa. Kyseisellä aikavälillä satoi 25 mm paikalle asennetun sadekeräimen mukaan. Näytteet annosteltiin keräyssäiliöstä mittakannulla pulloihin analyysiä varten. Näytteenoton alkamishetkellä kompostikokeet olivat olleet käynnissä 10 päivää.

Keskivaiheen näytteenottoa ei onnistuttu ajoittamaan vesisateen aikaan vähäsateisen elokuun vuoksi. Edellisestä sateesta näytteenottohetkellä oli 6 vuorokautta, jolloin sademäärä oli ollut 38 mm. Tämä tarkoittaa, että analyysiin lähetetty näyte oli seisonut kaivossa jo jonkin aikaa. On siis mahdollista, että ilmaan haihtuvat yhdisteet olivat hävinneet kokonaan tai osittain jo ennen näytteen ottamista. Kaivosta imettiin näytteitä varten tarvittava vesimäärä keräyssäiliöön, josta vesi annosteltiin näytepulloihin mittakannulla. Näytteenottohetkellä kompostikokeet olivat olleet käynnissä 63 päivää.

Loppuvaiheen näytteenotto suoritettiin vastaavalla tavalla kuin keskivaiheen näytteenotto. Näytteenottoa edeltävänä päivänä oli satanut 2,2 mm vettä. Loppuvaiheen näytteenottohetkellä kokeet olivat olleet käynnissä 155 päivää.

## 5. TULOKSET

### 5.1 Ilmapäästöt

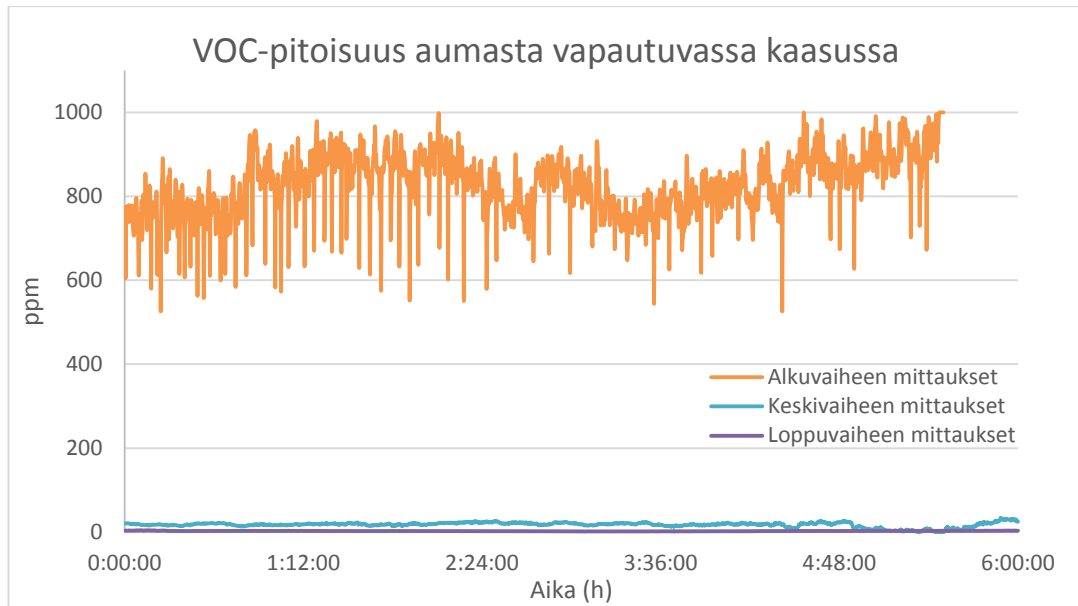
#### 5.1.1 Jatkuvatoimiset mittalaitteet

Jokaisella mittauskerralla mitattavan kaasun suhteellinen kosteus oli hyvin lähellä 100 %:a FTIR:n näyttämän perusteella. Silmämääräisesti tarkasteltuna kosteutta tiivistyi todella herkästi kaikille kaasuvirrassa oleville pinnoille. Kosteus aiheutti ongelmia virtausnopeuden mittaamiseen, sillä tiivistynyt kosteus tukki välillä pitot-putken, jolloin mikromanometri ei näyttänyt oikein. Tästä johtuen virtausnopeusmittauksen tuloksia jouduttiin korjaamaan jälkikäteen korvaamalla selkeästi virheelliset tulokset keskiarvotuloksilla.

FID:llä mitattu VOC-pitoisuuden keskiarvo eri mittauskerroilla on esitetty taulukossa 7. Lisäksi taulukossa on esitetty aumasta vapautuvan kaasun lämpötilan keskiarvo sekä virtausnopeus hormissa. Kuvassa 17 on esitetty VOC-pitoisuuden vaihteluväliä mittausjakson aikana.

***Taulukko 7. Lämpötilan, virtausnopeuden ja VOC-pitoisuuden keskiarvo eri mittauskerroilla. VOC-pitoisuus on ilmoitettu metaaniekvivalentteina.***

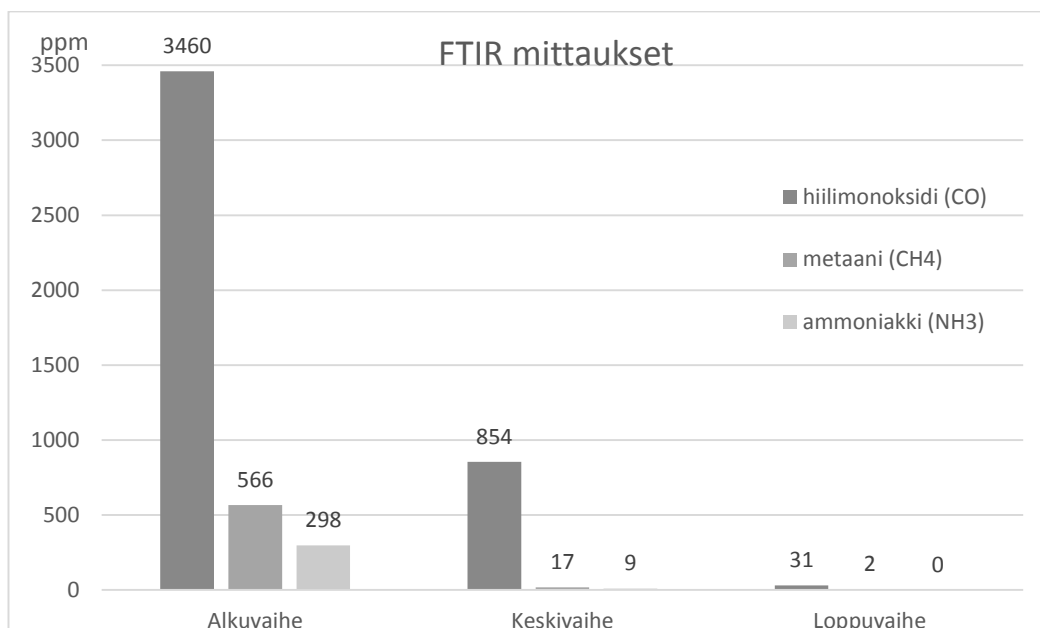
	Alkuvaiheen mittaus	Keskivaiheen mittaus	Loppuvaiheen mittaus
Lämpötila	51 °C	34 °C	7 °C
Ulkolämpötila	14 °C	19 °C	0 °C
Virtausnopeus	0,7 m/s	1,2 m/s	0,5 m/s
VOC	828 ppm	17 ppm	3 ppm



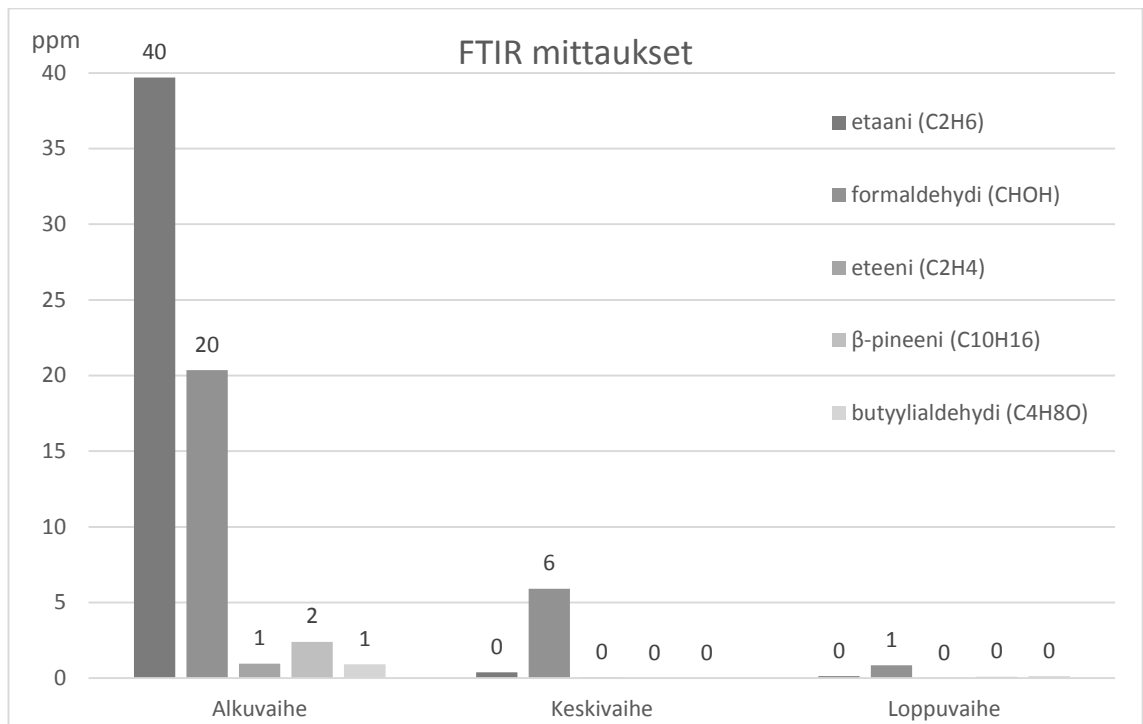
**Kuva 17. FID:llä mitatun VOC-pitoisuuden vaihtelu metaaniekvivalentteina mittausjaksojen aikana.**

Kuvaajasta nähdään, että VOC-pitoisuus on ollut selvästi suurimmillaan alkuvaiheen mittauksissa, jolloin myös vaihteluväli on ollut suurin. Pitoisuudet vaihtelivat alkuvaiheessa 500...1000 ppm välillä.

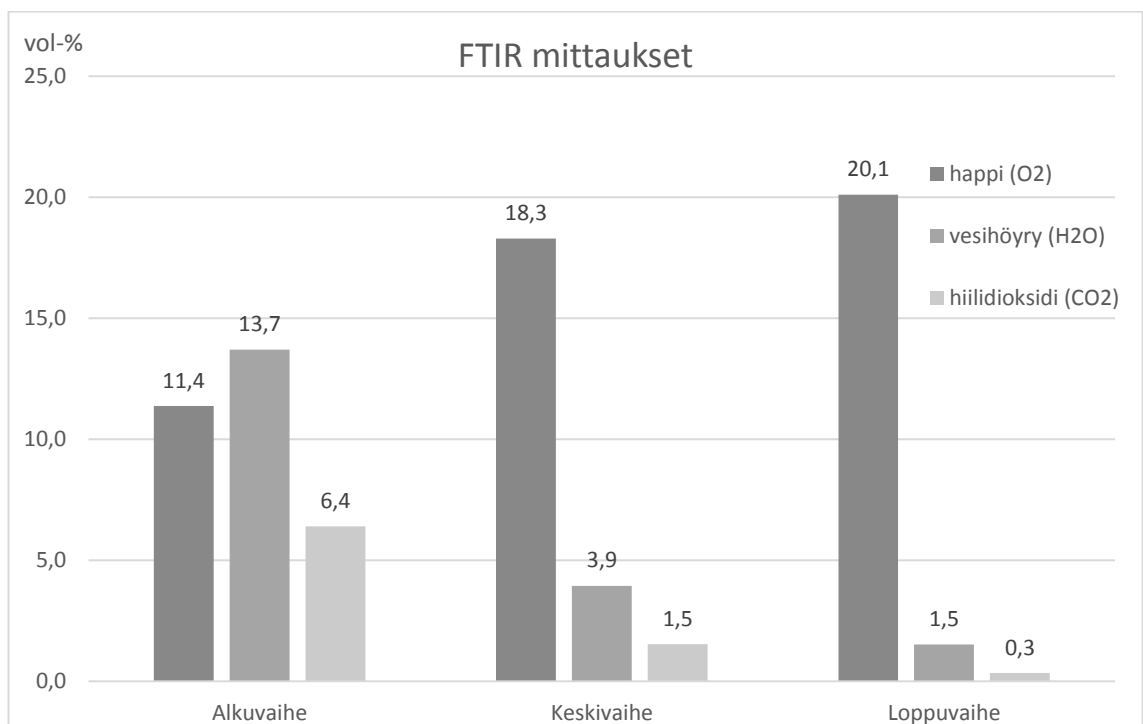
FTIR-mittausten keskiarvot on esitetty alla olevissa kuvaajissa (Kuva 18 - Kuva 20). Kuvaajiin on otettu vain yhdisteet, joiden pitoisuus oli enemmän kuin 0,5 ppm:ää yhdellä tai useammalla mittauksella. Taulukot kaikista FTIR:llä mitatuista yhdisteistä ja niiden pitoisuuksien keskiarvoista löytyvät liitteestä D.



**Kuva 18. Hiilimonoksidin, ammoniakkin ja metaanin pitoisuuksien keskiarvo eri mittauskerroilla. Pitoisuudet kosteassa kaasussa, yksikkönä ppm.**



**Kuva 19.** Etaanin, formaldehydin, eteenin, β-pineenin ja butyylialdehydinin pitoisuuksien keskiarvo eri mittauskerroilla. Pitoisuudet kosteassa kaasussa, yksikkönä ppm.



**Kuva 20.** Hapen, vesihöyryn ja hiilidioksidin pitoisuuksien keskiarvo eri mittauskerroilla. Pitoisuudet tilavuus-% kosteassa kaasussa.

### 5.1.2 Kertänäytteenotto

Analyysissä selvitettiin keräysputkiin adsorboituneiden yhdisteiden massa. Pitoisuus ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ) saadaan selvitettyä laskennallisesti, kun otetaan huomioon pumpun imemä kaasumäärä normaalikuutiometreiksi ( $\text{Nm}^3$ ) muunnettuna. Näytteen massa voidaan esittää kokonaistiheyden  $\rho$  ( $\text{kg}/\text{m}^3$ ) ja näytetilavuuden  $V_{\text{näyte}}$  ( $\text{m}^3$ ) avulla sekä myös kuivan näytteen massan  $m_{\text{näyte,kuiva}}$  (kg) ja absoluuttisen vesipitoisuuden  $x$  (kg/kg) avulla

$$m_{\text{näyte}} = \rho V_{\text{näyte}} \quad (6)$$

$$m_{\text{näyte}} = m_{\text{näyte,kuiva}} + x m_{\text{näyte,kuiva}} \quad (7)$$

joista saadaan ratkaistua kuivan näytteen massa

$$m_{\text{näyte,kuiva}} = V_{\text{näyte}} \frac{\rho}{(1+x)} \quad (8)$$

joka taas voidaan muuttaa normaalikuutioiksi jakamalla se kuivan ilman normaalitiheydellä ( $1,29 \text{ kg}/\text{Nm}^3$ ). Laskennoissa oletettiin pumpuilta ulos tulevan kaasun vastaavan tiheydeltään ilmaa, jonka suhteellinen kosteus on 100 %. Pumpuilta poistuvan kaasun lämpötila mitattiin näytteenoton yhteydessä. Näiden perusteella määritettiin tiheys  $\rho$  ja vesipitoisuus  $x$  taulukkoarvoista.

Suodattimista analysoidut yhdisteet ja niiden pitoisuudet löytyvät kokonaisuudessaan liitteestä C. Alla olevassa taulukossa (Taulukko 8) on esitetty näytteistä löytyneet pitoisuudet niiden yhdisteiden osalta, jotka ylittivät analyysin määrittämissä rajan yhdellä tai useammalla mittauskerralla.

**Taulukko 8. Analyysissä määrittämissä rajan yhdellä tai useammalla mittauskerralla ylittäneet yhdisteet ja niiden pitoisuudet yksikössä  $\text{mg}/\text{Nm}^3$ .**

Yhdiste	Alkuvaiheen mittaukset	Keskivaiheen mittaukset	Loppuvaiheen mittaukset
bentseeni	0,06	<0,07	<0,04
dimetyylidisulfidi	1,9	<0,14	<0,08
dimetyylisulfidi	1,3	<0,11	<0,12
delta3-kareeni	3,1	<0,00	ei analysoitu
ksyleeni	0,19	<0,07	<0,04
d-limoneeni	0,56	<0,07	ei analysoitu
$\alpha$ -pineeni	6,9	<0,07	<0,04
$\beta$ -pineeni	1,3	<0,07	<0,04
tolueeni	0,25	<0,07	<0,04
ammoniakki	141,6	2,6	<0,1
asetoni	0,2	0,01	-

Hiukkaspitoisuus määritettiin punnitsemalla suodattimen massa ennen ja jälkeen näytteenoton. Alku- ja keskivaiheen mittauksien hiukkaspitoisuudet on esitetty taulukossa 9. Tulokset ovat kahden näytteen perusteella laskettuja keskiarvoja. Loppuvaiheen mittauksissa hiukkaspitoisuutta ei mitattu resurssien vähyden vuoksi ja koska edellisissä mittauksissa hiukkaspitoisuudet olivat suhteellisen pieniä. Pitoisuuden laskenta normaaliukuutiota kohden tehtiin vastaavalla tavalla kuin muilla kertaäytteillä.

**Taulukko 9. Lasikuitusuodattimelta punnittu kokonaishiukkasten massa, yksikkö mg/Nm<sup>3</sup>. Ilmoitettu tulos on aina kahden näytteen keskiarvo.**

	Alkuvaiheen mittaukset	Keskivaiheen mittaukset
Hiukkaspitoisuus	1,1	0,06

Koealueen ympäristön pölypitoisuusmittauksissa ei havaittu muutosta tuulen ylä- ja alapuolisissa mittauspisteissä. Viereiseltä asfalttiasemalta tuleva pöly oli aistivaraaisesti havainnoituna merkittävä ja vaikutti mittaustuloksiin. Tulokset on esitetty alla (Taulukko 10).

**Taulukko 10. Pölypitoisuus eri mittauspisteillä. Vallitseva tuulensuunta etelästä.**

Mittauspiste	Pitoisuus (mg/Nm <sup>3</sup> )
Itä	0,73
Etelä	0,76
Länsi	0,42
Pohjoinen	0,49

Silmämääräisesti pölyäminen oli kasoista hyvin vähäistä, sillä kasat olivat kosteita. Mittaustuloksista ei ole selkeästi pääteltävissä koeaumoista aiheutuvaa pölypäästöä. Mitatut pitoisuudet ovat hyvin todennäköisesti peräisin tuulen alapuolella sijainneelta asfalttiasemalta.

Olfaktometrillä määritetyt hajupitoisuudet eri mittauskerroilla on esitetty taulukossa 11. Kentällä tehtyjen havaintojen perusteella haju on voimakas kompostoinnin alkuvaiheessa, josta kertoo myös mittaustulokset.

**Taulukko 11. Olfaktometrillä määritetty hajupitoisuus kasasta nousevasta kaasusta, (HY = hajuyksikkö).**

Hajupitoisuus	Alkuvaiheen mittaukset	Keskivaiheen mittaukset	Loppuvaiheen mittaukset
HY/m <sup>3</sup>	26008	724	98



## 5.2 Jätevesipäästöt

Alkuvaiheessa merkittävimmitiksi päästöiksi nousivat komponentit, jotka ovat selkeästi liitettävissä komposteissa käytettyyn orgaaniseen ainekseen. Erityisesti kokonaisfosforin pitoisuus (2 mg/l) ja kokonaistypen pitoisuus (50 mg/l) olivat suuria. PAH-pitoisuudet olivat kaikissa näytteissä pieniä, mutta alkuvaiheessa niitä oli kuitenkin siinä määrin, että määrittämissä ylittyivät. BTEX-yhdisteet olivat kaikissa näytteissä määrittämissä pienempiä.

Monen komponentin osalta pitoisuudet laskivat kokeiden edetessä. Kaikki pitoisuudet olivat keskivaiheessa pienempiä kuin alkuvaiheessa paitsi raudalla, jonka pitoisuus oli hieman suurempi keskivaiheen näytteessä. Keskivaiheen ja loppuvaiheen tuloksia verrattaessa kokonaistyyppi ja alumiini olivat hieman nousseet. Kemiallisen hapenkulutuksen, nikkelin, sinkin, PAH-yhdisteiden ja kiintoaineen osalta pitoisuudet pysyivät samana tai kasvoivat vain hyvin vähän keskivaiheen ja loppuvaiheen välillä. Jätevesinäytteiden analyysitulokset on esitetty kokonaisuudessaan liitteessä B.

## 6. TULOSTEN TARKASTELU

### 6.1 Merkittävimpien ilmapäästöjen tunnistaminen

Mittaustuloksista on selkeästi havaittavissa, että alkuvaiheen mittauksissa pitoisuudet ovat suurimmat kaikkien komponenttien osalta. Poikkeuksena tähän on happi, jonka pitoisuus kasvaa kompostoinnin edetessä. Päästöjen vaikutuksia arvioitaessa on keskitytty vain suurimpiin pitoisuuksiin ja haitallisimpiin yhdisteisiin, jotta saadaan selville suurin mahdollinen vaikutus. Ensimmäiseksi verrataan aumasta vapautuvia pitoisuuksia laimentumattomina erilaisiin olemassa oleviin vertailuarvoihin. Tämä ei kerro juurikaan päästöjen todellisesta vaikutuksesta, sillä heti ympäristöön jouduttuaan pitoisuudet laimentuvat huomattavasti. Tarkoituksena tällä tarkastelulla on kuitenkin etsiä päästöistä merkittävimmät, joita on aiheellista ottaa jatkotarkasteluun.

Alla olevaan taulukkoon (Taulukko 12) on koottu kerta-äytteistä löytyneet pitoisuudet, jotka ylittivät määritysrajan. Vertailuarvoksi on otettu HTP-arvot ja ilmanlaadun raja-arvot, jos sellaiset ovat kyseiselle aineelle olemassa. Analyysistä löytyneet pitoisuudet on laskettu m<sup>3</sup>:ä kuivaa ilmaa kohden 101,3 kPa:n paineessa ja 20 °C:ssa, jotta ne ovat vertailukelpoisia HTP- ja raja-arvoihin.

**Taulukko 12. Laboratorioanalyysissä löytyneitä pitoisuuksia (101,3 kPa, 20 °C) verrattuna HTP- ja raja-arvoihin, yksiköt mg/m<sup>3</sup>.**

	Pitoisuus näytteessä	HTP, 8 h	HTP, 15 min	Ulkoilman raja-arvo
ammoniakki	132	14	36	
ksyleeni	0,2	220	440	
d-limoneeni	0,5	140	280	
tolueeni	0,2	81	380	
asetoni	0,2	1200	1500	
α-pineeni	6,4			
β-pineeni	1,2			
delta3-kareeni	2,9			
dimetyylidisulfidi	1,8			
dimetyylisulfidi	1,2			
bentseeni	0,06	3,25*		0,005
antraseeni	0,0001			
fluoranteeni	0,0003			

\*Sitova raja-arvo, VNa työhön liittyvän syöpävaaran torjunnasta (716/2000)

Selkeästi merkittävin ja ainoa HTP-arvot ylittävä yhdiste näistä on ammoniakki. HTP-arvo 8 tunnin altistumiselle ylittyy lähes 100-kertaisesti ja 15 minuutin altistumisen raja ylittyy noin 4-kertaisesti.

Bentseenille on annettu työsuojelulainsäädäntöihin perustuva sitova raja-arvo (3,25 mg/m<sup>3</sup>) sekä ulkoilman laatua koskeva raja-arvo (5 µg/m<sup>3</sup>). Ulkoilman raja-arvo määritellään yhden vuoden keskiarvona. Mitattu arvo ylittää ulkoilman raja-arvon 12-kertaisesti, mutta se ei ylitä työhygieenistä raja-arvoa.

FTIR:llä mitattuja pitoisuuksia alkuvaiheen mittauksissa on verrattu HTP-arvoihin taulukossa 13. Vertailua varten FTIR:n antamat kokonaistilavuusosuudet (ppm) muunnettiin tilavuusosuuksiksi kuivaa kaasua kohden. Nämä arvot muunnettiin edelleen yksiköihin mg/m<sup>3</sup> yhdisteiden moolimassojen ja kuivan ilman moolitilavuuden (24,1 l/mol) avulla.

**Taulukko 13. FTIR:llä mitattuja pitoisuuksia verrattuna HTP- ja raja-arvoihin. Yksiköt mg/m<sup>3</sup> kuivassa ilmassa (101,3 kPa, 20 °C) paitsi metaanilla ja etaanilla, joilla HTP-arvot on ilmoitettu vain tilavuusosuuksina.**

	FTIR	HTP, 8 h	HTP, 15 min	raja-arvo, 8 h
hiilidioksidi	135500	9100		
hiilimonoksidi	4660	35	87	10
ammoniakki	244	14	36	
formaldehydi	29	0,37	1,2	
metaani	656 ppm	1000 ppm		
etaani	46 ppm	1000 ppm		

Taulukossa on vertailuarvojen ylityksiä metaania ja etaania lukuun ottamatta kaikilla yhdisteillä. Erityisen merkittäviä näistä ovat hiilimonoksidi ja formaldehydi, jotka ovat molemmat myrkyllisiä kaasuja. Myös ammoniakki on FTIR:n mukaan paljon niin kuin oli kertonäytteessäkin. Jos FTIR:n näyttämästä otetaan keskiarvo näytteenottoajalta, niin tulos on 246 mg/Nm<sup>3</sup>, joka on siis noin 100 mg/m<sup>3</sup> enemmän kuin kertonäytteestä analysoitu. Poikkeama voi johtua esimerkiksi epäonnistuneesta näytteenotosta.

Formaldehydin pitoisuus on ristiriitainen siinä mielessä, että sitä löytyi kertonäytteistä hyvin vähän, alle määritysrajan 0,02 mg/m<sup>3</sup>. Toisaalta formaldehydi on vesiliukoinen ja kertonäytteenotossa kaasu imettiin lämmittämätöntä linjaa pitkin, jossa kaasu pääsi jäähtymään ja kosteus tiivistymään. Kuitenkin ennen adsorptiokeräintä näytteenottoputkea oli vain noin 5 cm pituinen osuus (Kuva 12), ja tällaisella matkalla lauhtumisen ei pitäisi olla merkittävää. Mutta on siis teoriassa mahdollista, että formaldehydi on liuenut kondensoituneen veden joukkoon. Toisaalta tällaisessa tilanteessa, missä mitattavan kaasun koostumus on melko lailla tuntematon, FTIR:n tulokset eivät välttämättä ole kovinkaan luotettavia. Formaldehydin pitoisuutta yritettiin selvittää loppuvaiheen mit-

tauksissa toisella näytteenottomenetelmällä kuplittamalla näytekaasua tislattun veden lävitse. Kuplitusnäytteestä ei analyysissä löydetty formaldehydipitoisuuksia. Toisaalta loppuvaiheen mittauksissa FTIR:n tulos formaldehydin osalta oli jo hyvin pieni (1 ppm), eli vaihtoehtoinen menetelmäkään ei anna vastausta formaldehydin pitoisuuteen alkuvaiheessa.

Hiukkaspitoisuudelle ulkoilmassa on annettu ohjearvo  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tämä on annettu kokonaisleijumalle vuoden vuorokausiarvojen 98. prosenttipisteenä. Vuosikeskiarvona ohjearvo kokonaisleijumalle on  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Alkuvaiheen mittauksissa hiukkaspitoisuudeksi määritettiin  $1000 \mu\text{g}/\text{m}^3$  eli ohjearvot ylittyvät. Ilmanlaadun raja-arvot, eli ohjearvoja lainvoimaisesti sitovammat arvot, on määritelty vain  $\text{PM}_{10}$  ja  $\text{PM}_{2,5}$  hiukkasille, ja eivät siksi ole suoraan vertailukelpoisia mitattuihin kokonaishiukkaspitoisuuksiin.

Merkittävimmitiksi päästöiksi valittiin näiden tarkastelujen perusteella ammoniakki, hiilimonoksidi, hiilidioksidi ja bentseeni. Näiden lisäksi jatkotarkasteluun otettiin myös metaani sen kasvihuonekaasuvaikutuksen vuoksi, vaikka metaanin osalta ilmanlaadulliset raja-arvot eivät ylittyneetkään. Jatkotarkasteluissa selvitettiin näiden päästökomponenttien kokonaismäärä ja leviäminen.

## 6.2 Kokonaispäästöt

### 6.2.1 Emission ja vuosipäästöjen laskenta

Kasoista tulevien ympäristölle haitallisten yhdisteiden pitoisuuksien lisäksi olennaista on myös tietenkin aineiden absoluuttinen määrä. Hormista mitatun virtausnopeuden, lämpötilan ja hormin pinta-alan avulla saadaan määritettyä kasasta vapautuva ilmavirta. Kun ilmavirta normalisoidaan (kuivaa ilmaa,  $0 \text{ }^\circ\text{C}$  ja  $101,325 \text{ kPa}$ ) voidaan pitoisuus ja ilmavirta kertoa keskenään, joka antaa kasasta emittoituvan päästön. Hormista lähtevä normalisoitu ilmavirta saadaan laskettu vastaavalla tavalla kuin kertänäytteenotossa (kaava 8), mutta erona on, että nyt selvitetään kuivan ilman massan sijaan massavirta.

$$\dot{V}_N = \frac{uA\left(\frac{p}{1+x}\right)}{\rho_N} \quad (9)$$

jossa  $u$  on mitattu virtausnopeus,  $A$  on hormin poikkipinta-ala ja  $\rho_N = 1,293 \text{ kg}/\text{m}^3$  eli kuivan ilman tiheys NTP-olosuhteissa. Virtausnopeutta ja lämpötilaa mitattiin jatkuva-toimisesti ja tulokset tallennettiin automaattisesti 10 s välein. Tuloksista laskettiin normalisoitu ilmavirta eri ajanhetkillä. Ilmavirran keskiarvot eri mittauskerroilla on esitetty taulukossa 14.

**Taulukko 14. Ilmavirtojen keskiarvot kasan huipulla olevassa hormissa eri mittauskerroilla.**

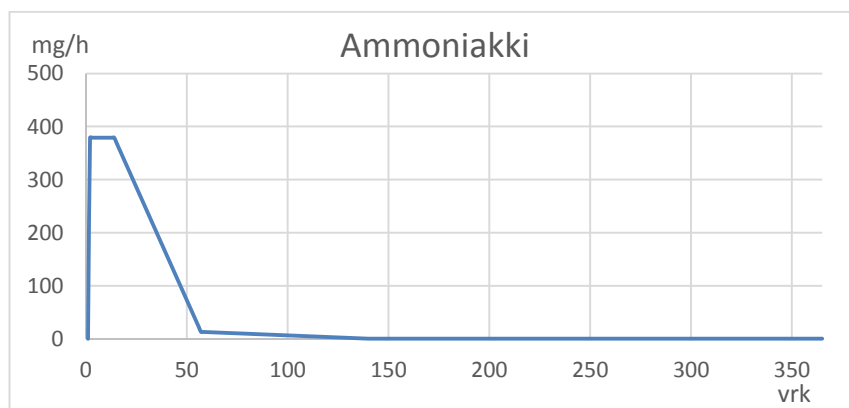
	Alkuvaiheen mittaukset	Keskivaiheen mittaukset	Loppuvaiheen mittaukset	Keskiarvo
Ilmavirta (Nm <sup>3</sup> /h)	2,7	5,0	2,2	3,3

Ilmavirrassa ei ole havaittavissa mitään selkeää kehityssuuntaa kompostoinnin edetessä. Todennäköisesti ulkoilman lämpötilalla ja paineella on asiaan merkittävä vaikutus. Ilmaan vapautuvien yhdisteiden emissio laskettiin kertomalla ilmavirta pitoisuudella (Taulukko 15.).

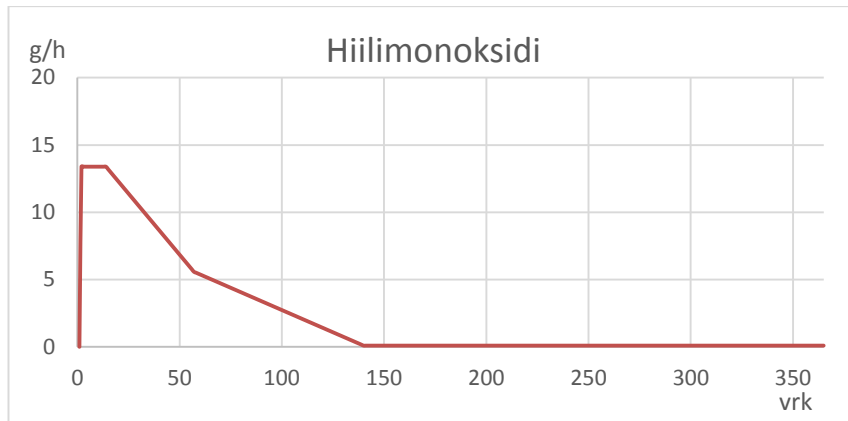
**Taulukko 15. Ilmaan vapautuvien yhdisteiden määrä.**

	Alkuvaihe	Keskivaihe	Loppuvaihe
ammoniakki (mg/h)	379	13	0,2
hiilimonoksidi (g/h)	13	6	0,1
hiilidioksidi (g/h)	389	157	15
bentseeni (mg/h)	0,2	0,4	0,1
metaani (mg/h)	1255	64	3

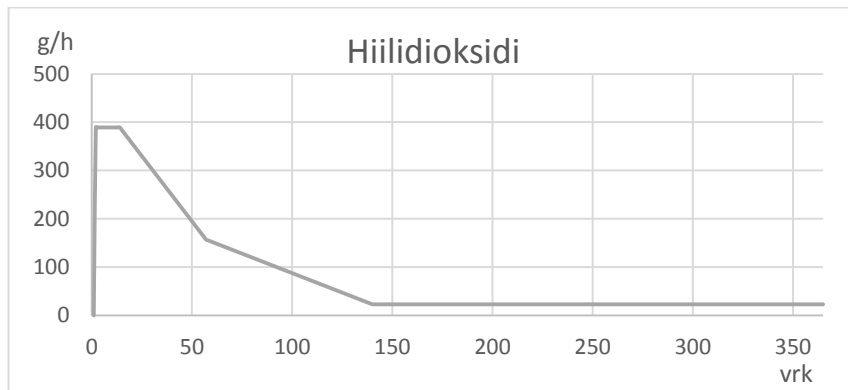
Emissioarvojen perusteella arvioitiin kompostoinnista aiheutuvia vuosipäästöjä. Oletuksena on, että 3-4 kuukauden aktiivisen kompostoitumisen jälkeen kompostin annetaan kypsyä vielä 6-9 kuukautta. Näin ollen yhden kompostiauman valmistuminen kestää keskimäärin vuoden. Emission oletettiin nousevan tai laskevan lineaarisesti eri vaiheiden välillä, jolloin emissiosta koko kompostiprosessin aikana voidaan piirtää alla olevat kuvaajat (Kuva 21 - Kuva 25).



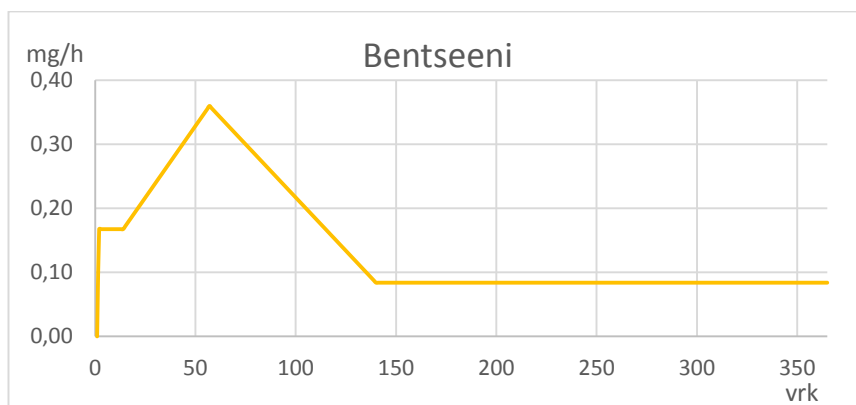
**Kuva 21. Ammoniakin emission kehitys koeaumassa**



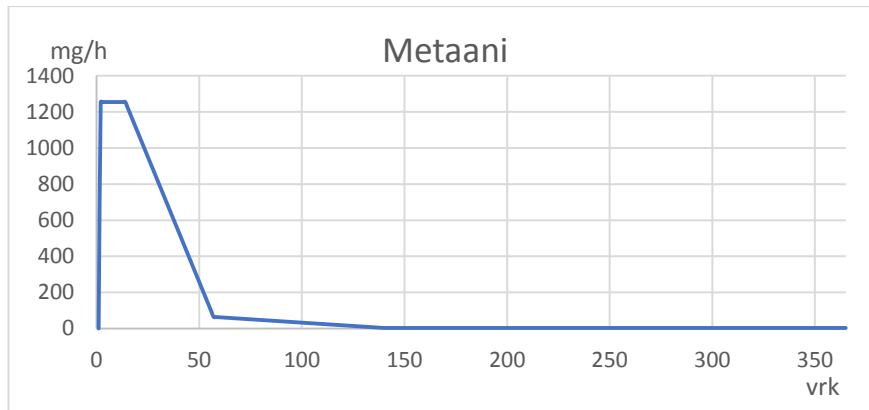
**Kuva 22. Hiilimonoksidin emission kehitys koeaumassa**



**Kuva 23. Hiilidioksidin emission kehitys koeaumassa**



**Kuva 24. Bentseenin emission kehitys koeaumassa**



**Kuva 25. Metaanin emission kehitys koeaumassa**

Alussa kasojen lämpötila nousi noin vuorokaudessa korkeaksi (yli 70 C), joten emission on oletettu noudattavan samaa aikaskaalaa. Ensimmäisen päivän ja alkuvaiheen mittauksen välisellä ajalla emission oletettiin olevan sama kuin alkuvaiheen mittauksissa. Loppupäässä taas emission oletettiin jäävän kompostoitumisen loppuajaksi samalle tasolle kuin loppuvaiheen mittauksissa. Tällä menettelyllä saadaan arvioitua emissio koko kompostointiprosessin ajalle. Vuosipäästö saadaan kuvaajista integroimalla. Laskenta tehtiin numeerisesti summaamalla vuorokauden tuntien (24 h) ja emission tulot eli

$$S = \sum_{1}^{365} 24E_i \quad (10)$$

jossa  $S$  on vuosipäästö ja  $E_i$  on emissio (g/h) päivälle  $i$ . Lasketut vuosipäästöt eri yhdisteille on esitetty taulukossa 16.

**Taulukko 16. Mitatun koeauman laskennallisesti arvioidut vuosipäästöt**

	ammoniakki (g/a)	hiilimonoksidi (kg/a)	hiilidioksidi (kg/a)	bentseeni (g/a)	metaani (kg/a)
Vuosipäästö	330	20	700	1,2	1,1

Vuosipäästöjen perusteella voidaan laskea päästö kompostin tilavuutta ( $m^3$ ) tai massaa (t) kohden. Hiekkamäärän perusteella laskettiin myös ominaispäästö puhdistettua hiekkatonna kohden. Kompostoinnin ominaispäästöt on esitetty alla (Taulukko 17).

**Taulukko 17. Kompostointikäsitelyn ominaispäästöt**

	ammoniakki (g/a)	hiilimonoksidi (kg/a)	hiilidioksidi (kg/a)	bentseeni (mg/a)	metaani (g/a)
per m <sup>3</sup> kompostia	12	0,7	26	45	42
per t kompostia	14	0,8	29	51	48
per t hiekkaa	63	3,8	130	230	220

## 6.2.2 Kokonaispäästöjen merkittävyys

Vuonna 2011 Suomen ammoniakkipäästöt olivat 37 kilotonnia (kt), josta noin 90 % oli maataloudesta aiheutunutta (Tilastokeskus 2011a). Jos kaikki Suomen valimohiekka (karkeasti arvioituna enintään 100 000 t/a) käsiteltäisiin kompostoimalla, niin vuotuiset ammoniakkipäästöt kasvaisivat 6,3 t/a, joka on prosentuaalisesti 0,02 %. Eli käytännössä puhutaan hyvin pienistä määristä.

Suomen hiilimonoksidipäästöistä noin puolet on peräisin liikenteestä (autoalan tiedotuskeskus 2015). Euroopassa uusien autojen päästöille on asetettu standardit, joiden mukaan bensiinikäyttöinen auto saa tuottaa häkää enintään 1000 mg/km (Motiva 2016). Jos keskivertoautolla ajetaan 20 000 km/a, niin yhden auton vuosipäästö on 20 kg/a. Näin ollen vuositasolla yhden hiekkatonnin kompostointikäsitelystä syntyvät hiilimonoksidipäästöt (3,8 kg/a) ovat pienemmät, kuin yhdestä henkilöautosta aiheutuvat päästöt. 100 000 hiekkatonnin kompostoisesta syntyisi 380 t/a hiilimonoksidia, joka on 0,08 % Suomen hiilimonoksidipäästöistä (Tilastokeskus 2011b).

Vastaavalla tavalla voidaan verrata kompostoinnin hiilidioksidipäästöjä henkilöautosta aiheutuviin päästöihin. Suomessa vuonna 2013 ensirekisteröityjen henkilöautojen keskimääräinen hiilidioksidipäästö oli 132,4 g/km (Autoalan tiedotusliitto 2016). Jos laskeaan yhden auton vuosipäästöt (20 000 km/a), niin tulokseksi tulee 2648 kg/a. Vastaava hiilidioksidipäästö syntyy 20 tonnin ylijäämähiekan kompostoinnista. Näin laskettuna 100 000 t valimohiekan käsittely vastaisi noin 5000 henkilöauton vuosipäästöjä.

Bentseenipäästöjä voidaan verrata esimerkiksi Suomessa toimivaan Borealis Polymers Oy:n petrokemian tuotantolaitokseen. Vuonna 2005 tuotantolaitoksella bentseenin kokonaispäästöt olivat 101 t/a (Uudenmaan ympäristökeskus 2006a & 2006b). Jos kaikki Suomen valimoilta tuleva ylijäämähiekkä (100 000 t) kompostoidaan, niin siitä aiheutuva bentseenipäästö olisi 23 kg/a. Bentseenin osalta kokonaispäästö on siis merkityksetön.

Metaanipäästöt olivat vuonna 2011 Suomessa 200 018 t/a (Tilastokeskus 2011c). Ylijäämähiekan (100 000 t) kompostoinnista metaanipäästöjä syntyisi 21,7 t/a, joka on 0,01 %. Kokonaisuuteen nähden myös metaanin osuus olisi siis hyvin pieni.



Oletusarvoisesti kaikki nämä yllä mainitut päästökomponentit ovat sellaisia, joita syntyy normaalin kompostoinnin aikana hyvin samanlaisia määriä. Toisin sanoen valimohiekan vaikutus kompostin päästöjen määrään on todennäköisesti hyvin merkityksetön. Kokonaispäästöjä tarkasteltaessa on siis otettava huomioon, käsitelläänkö orgaaninen aines tavanomaisessa tilanteessa kompostoimalla, jolloin päästöjä syntyy joka tapauksessa huolimatta siitä, käsitelläänkö komposteissa valimohiekkaa ollenkaan.

## 6.3 Päästöjen leviämisen mallinnus

### 6.3.1 Lähtötiedot

Leviämisen mallinukseen käytettiin AUSTAL2000-laskentamallia. Laskentamallin käyttöliittymänä lähtöarvojen asetukseen ja tulosten käsittelyyn käytettiin Soundplan 7.4. -ohjelmaa. Leviäminen laskettiin neljälle komponentille, jotka olivat haju, ammoniakki, bentseeni ja hiilimonoksidi. Mallinnettuja tilanteita oli kaksi. Ensimmäisessä tilanteessa mallinnettiin kuudesta koekasasta lähtevät päästöt. Toisessa tilanteessa haluttiin tarkastella miten laajalle päästöt leviäisivät, jos kompostointia toteutettaisiin isommassa mittakaavassa. Mallinnuksilla pyrittiin selvittämään leviäminen pahimmassa mahdollisessa tilanteessa, eli lähtötietoina käytettiin alkuvaiheen mittauksien tuloksia. Oletettiin siis, että kasoista vapautuu suurimmat mahdolliset päästöt tasaisesti ympäri vuoden.

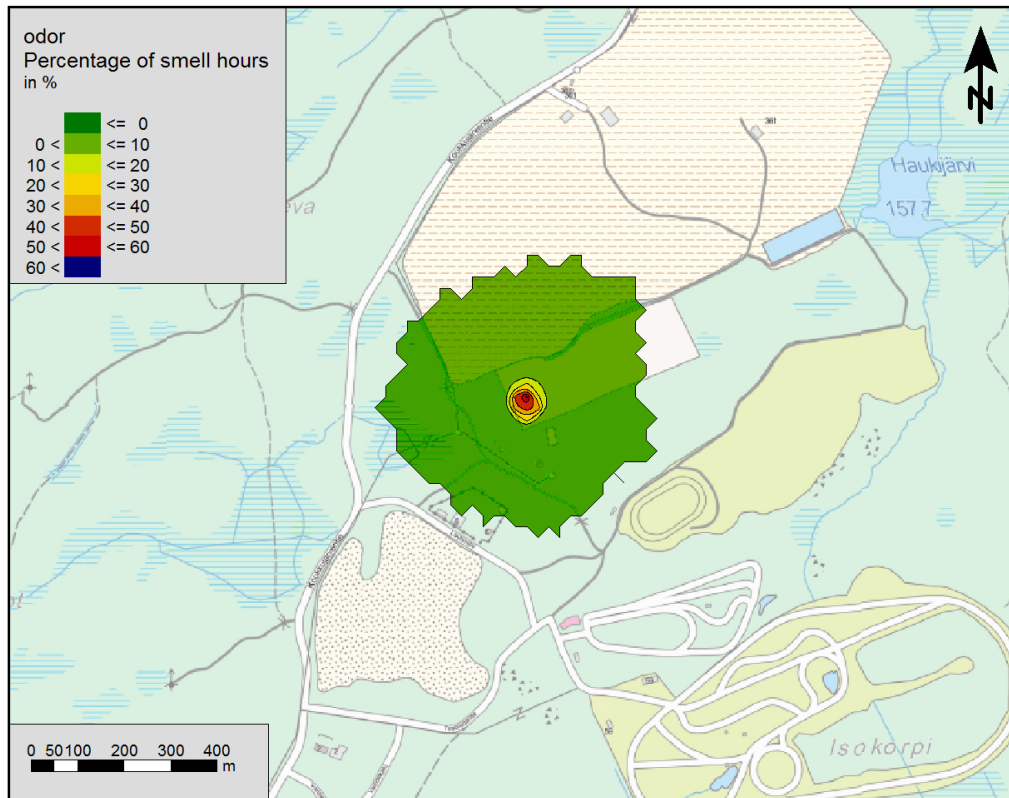
Kummassakin tilanteessa meteorologisenä datana käytettiin Ilmatieteenlaitoksen keräämiä havaintoja Tampere-Pirkkalan lentoasemalta vuonna 2015. Säädata muokattiin leviämismallille sopivaan muotoon ja sen perusteella laskettiin tarvittavat ilmakehän turbulentsisuuden parametrit. Mallinnukset tehtiin tasaiseen maastoon eli topografiaa ei huomioitu. Myös ympäristössä olevat rakennukset jätettiin huomioimatta. Ympäristön vaikutusta otettiin kuitenkin huomioon turbulenssiparametrin avulla, joka asetettiin vastaamaan osittain metsäistä ympäristöä.

Ensimmäisen tilanteen mallinuksessa on kuusi pistemäistä päästölähdettä. Alkuparametreiksi mallille annettiin vapautuvan kaasun lämpötila, virtausnopeus ja hormin halkaisija sekä päästön emissio (g/h). Päästölähteiden korkeudeksi määritettiin 3 metriä.

Toisen tilanteen mallinuksessa mallinnettiin tilannetta, jossa kentällä on kompostoitumassa yhtä aikaa 10 kappaletta 40 m pitkiä, 8 m leveitä ja 4 m korkeita aumoja. Yhden auman tilavuus on tällöin noin 25-kertainen koeaumaan verrattuna. Lähtöparametrit olivat muuten samat kuin ensimmäisessä mallinuksessa, mutta nyt kentälle sijoitettiin 10 pistemäistä päästölähdettä ja jokaisen lähteen päästömäärä asetettiin 25-kertaisiksi. Lisäksi kuvitteellisen hormin halkaisija määritettiin sopivaksi, jotta 25-kertaisen kaasumäärän virtausnopeus olisi sama kuin koekasassa.

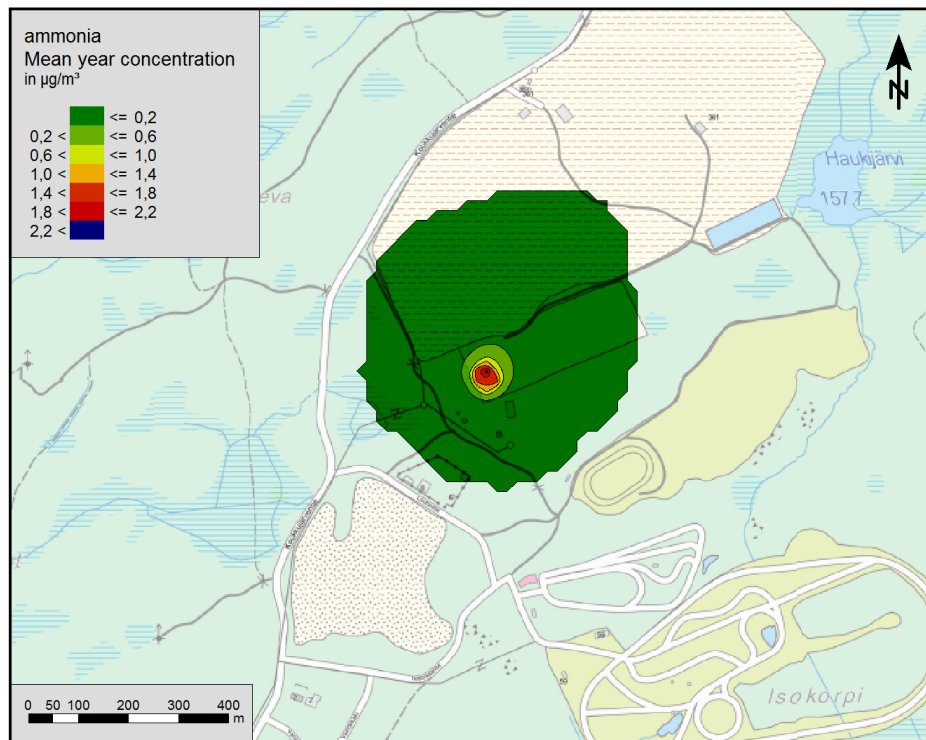
### 6.3.2 Mallinnuksen tulokset

Mallin tulokset ovat ympäristössä esiintyviä vuosikeskiarvopitoisuuksia maanpinnan läheisyydessä (0 - 3 m:n korkeudella). Mallinnuksien perusteella merkittävin ympäristöhaitta on kasoista aiheutuva haju. Kuvasta 26 nähdään, että koetilanteesta aiheutuva haju on voimakas noin 50 metrin säteellä. Kauemmas mennessä pitoisuudet pienenevät nopeasti ja hajua ei ole havaittavissa, kun tullaan yli 400 metrin etäisyydelle kasoista.



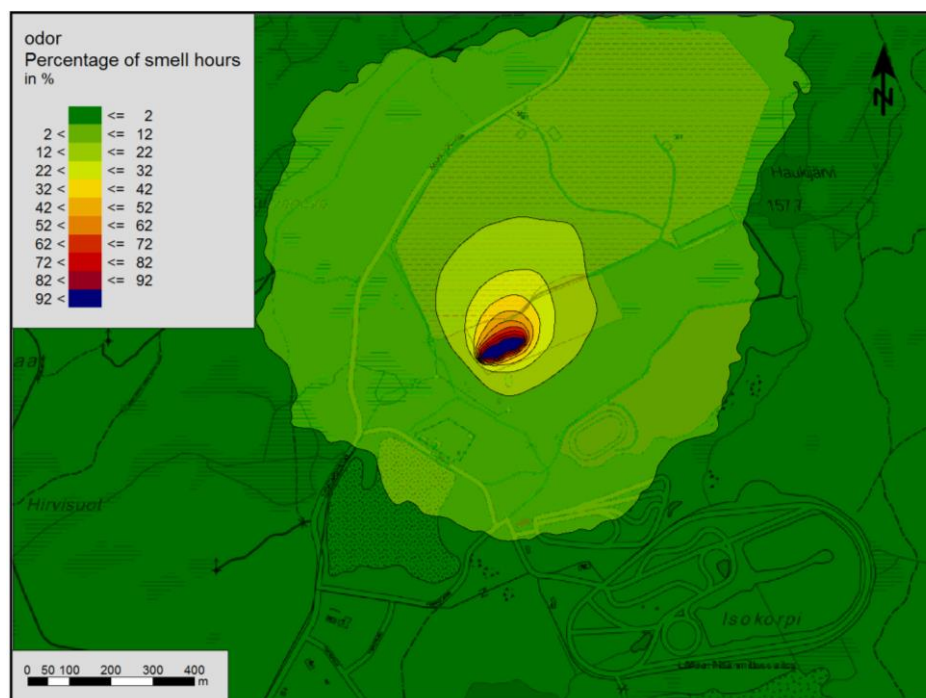
**Kuva 26. Hajun leviäminen koekentän ympäristöön. Tulokset ovat prosentteina ajastta, jolloin haju on havaittavissa. (Karttapohjan lähde: Maanmittauslaitos 2016.)**

Ammoniakin leviäminen on esitetty kuvassa 27. Pitoisuudet ovat korkeimmillaan luokkaa  $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$  aivan kasojen läheisyydessä. Ulkoilman pitoisuudelle ei ole ammoniakin osalta annettu raja- tai ohjearvoja, mutta tämän suuruisten pitoisuuksien voidaan todeta olevan kuitenkin vähäisiä. Bentseenin ja hiilimonoksidin osalta kasoista lähtevät määrät olivat liian pieniä näkyviä tuloksia varten, eli niiden osalta ympäristön pitoisuudet olivat käytännössä nolla.

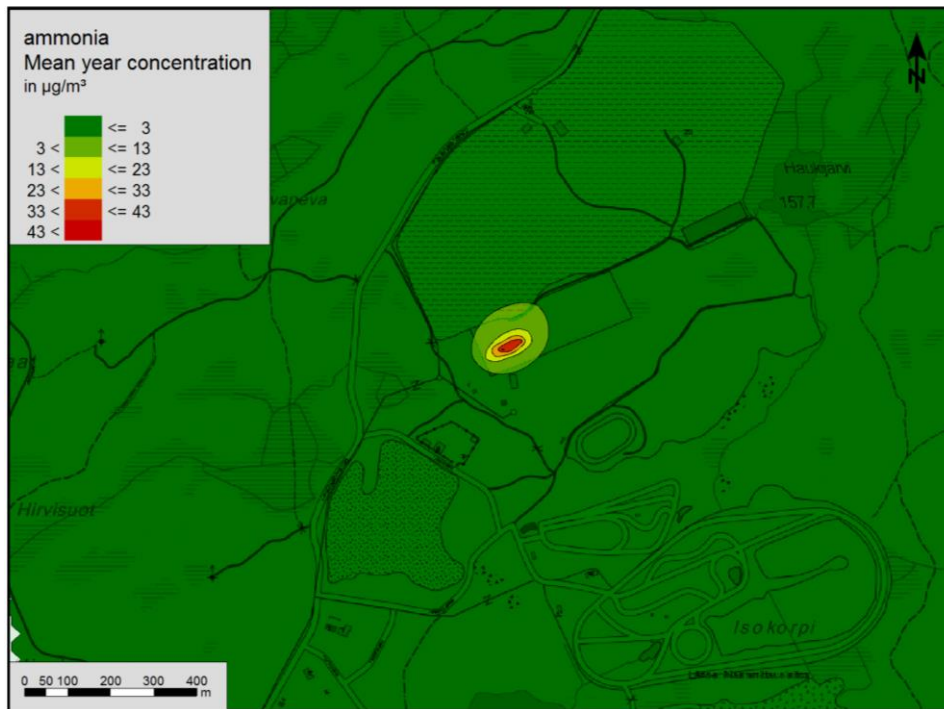


**Kuva 27. Ammoniakin leviäminen koekentän ympäristöön. (Karttapohjan lähde: Maanmittauslaitos 2016.)**

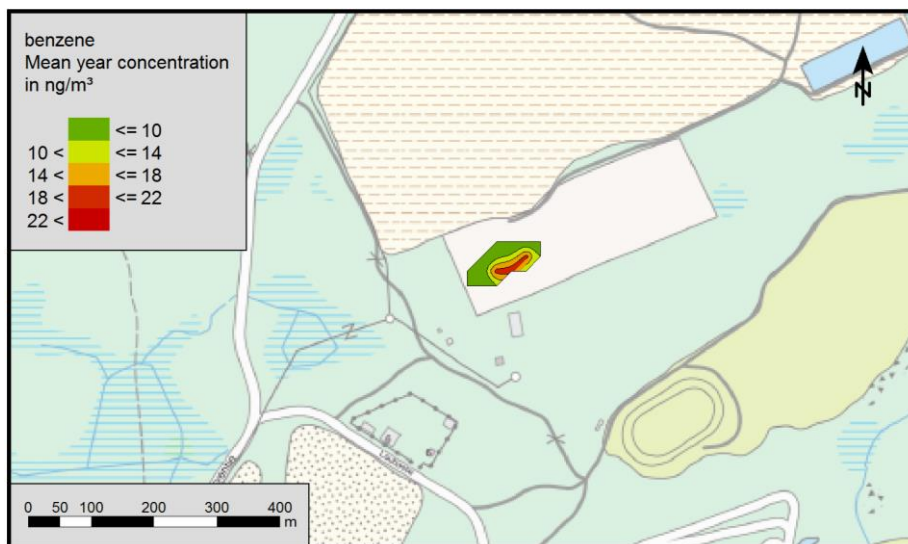
Kuvitteellisessa tilanteessa eli suuremmilla päästöillä lasketut tulokset on esitetty alla (Kuva 28 - Kuva 31).



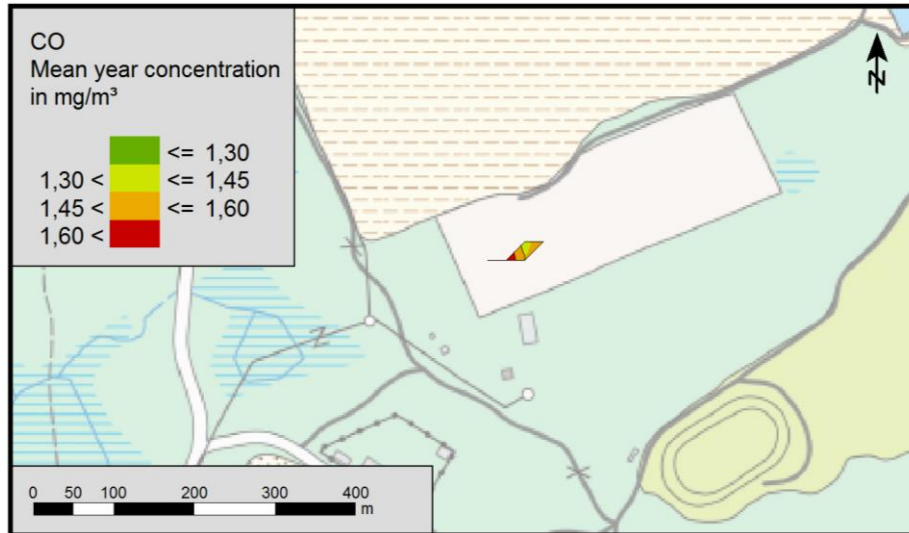
**Kuva 28. Hajun leviäminen kuvitteellisessa tilanteessa suuremmilla päästö määrillä. (Karttapohjan lähde: Maanmittauslaitos 2016.)**



*Kuva 29. Ammoniakin leviäminen kuvitteellisessa tilanteessa suuremmilla päästö-  
määrillä. (Karttapohjan lähde: Maanmittauslaitos 2016.)*



*Kuva 30. Bentseenin leviäminen kuvitteellisessa tilanteessa suuremmilla päästö-  
määrillä. (Karttapohjan lähde: Maanmittauslaitos 2016.)*



**Kuva 31. Hiilimonoksidin leviäminen kuvitteellisessa tilanteessa suuremmilla päästö määrillä. (Karttapohjan lähde: Maanmittauslaitos 2016.)**

Hajua esiintyy yli 12 % ajasta noin 50...400 m:n etäisyydellä päästölähteistä. Hajua voi esiintyä vielä kilometrin päässä noin 2 % ajasta. Suomessa ei ole annettu ohjearvoa hajulle, mutta Saksassa yleisesti käytetty ohjearvo asuin- ja haja-asutusalueilla on 10 % kokonaisajasta ja teollisuusalueilla 15 %. Suomessa tehdyssä tutkimuksessa (Arnold 1995) ohjearvoksi on esitetty 3 % selkeästi epämiellyttäville hajuille, jollaiseksi kompostoinnista aiheutuva haju voidaan luokitella. Tämän perusteella kompostointipaikan olisi suotavaa olla yli kilometrin etäisyydellä lähimmästä asutuksesta hajuhaittojen välttämiseksi. Tällöin ehdotettu alin ohjearvo 3 % alittuisi ja mukana olisi myös varmuusetäisyyttä.

Ammoniakin suurimmat pitoisuudet aivan aumojen välittömässä läheisyydessä ovat noin  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Pitoisuudet pienenevät huomattavasti jo muutaman kymmenen metrin etäisyydelle tultaessa.

Bentseeniä on ilmassa  $10...20 \text{ ng}/\text{m}^3$  aumojen läheisyydessä. Kun etäisyyttä on yli 20 m pitoisuudet laskevat alle  $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ :aan. Bentseenin ilmanlaadun raja-arvo ( $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ) alittuu kuitenkin selkeästi.

Hiilimonoksidin suurin pitoisuus on noin  $1,6 \text{ mg}/\text{m}^3$  ja ilmalaadun ohjearvo ( $8 \text{ mg}/\text{m}^3$ ) ei siis ylity. Pitoisuuksia esiintyy vain muutamien kymmenien metrien alueella päästölähteestä. Leviämiskuvio ei ole tässä tapauksessa kuitenkaan erityisen selkeä, ja siksi tulokset täytyy ottaa hiilimonoksidin osalta täysin suuntaa antavina.

AUSTAL2000-laskentamalli on alkujaan tarkoitettu savupiipusta lähtevien päästöjen leviämisen mallintamiseen. Sillä voidaan laskea myös matalien päästölähteiden leviämistä, mutta laskentamallin manuaalissa sanotaan, että alle 10 m korkeiden lähteiden tuloksiin kannattaa suhtautua varauksella. Erityisesti tilanteissa, joissa maasto kohoaa päästölähteen läheisyydessä lähdeä korkeammalle, tulee olla tuloksien kannalta tark-

kana. Tässä tapauksessa maaston topografiaa ei kuitenkaan mallinnettu ollenkaan. Lähtökohtaisesti oletuksena on, että maasto rajoittaa päästön leviämistä. Mitään selkeää virhemarginaalia leviämismallinnuksen tuloksille ei voida antaa, mutta ainakin jonkinlaista suuntaviivaa ympäristön pitoisuuksille niiden avulla voidaan päätellä.

## 6.4 Päästöt veteen

Kuten aikaisemmin on jo todettu, kompostointikentältä sadevedet johdettiin viemäri-verkkoon, josta ne päätyvät lopulta kunnalliselle jätevedenpuhdistamolle. Siksi on aiheellista tarkastella koekasoista tuleva jätevettä siltä kannalta, että onko niissä liikaa jotain yhdistettä, mitä jäteveden puhdistamo ei pysty käsittelemään. Jätevedenpuhdistamoille tulevalle vedelle ei ole mitään yhtenäistä lainsäädäntöä, vaan jokaisella puhdistamolla on omat raja-arvonsa. Suuntaa antavina raja-arvoina voidaan käyttää esimerkiksi Ekokemin ohjeesta ”Älä päästä haitallista ainetta viemäriin” löytyviä ohjearvoja. Taulukossa 18 on vertailtu julkaisun ohjearvoja alkuvaiheen näytteen analyysituloksiin.

**Taulukko 18. Alkuvaiheen jätevesinäytteen analyysitulokset verrattuna Ekokemin ohjearvoihin. Pienempi kuin merkki (<) tarkoittaa, että pitoisuus on jäänyt alle analyysin määrittämissä rajoissa.**

		Alkuvaiheen näyte	Ekokem - "Älä päästä haitallista ainetta viemäriin"
pH	-	7,6	6,0-11,0
Hg	µg/l	<0,5	10
Cd	µg/l	<1	10
Kok.kromi, Cr	µg/l	<5	1000
Cu	µg/l	34	2000
Pb	µg/l	<5	500
Ni	µg/l	13	500
Zn	µg/l	50	50
Kiintoaine	mg/l	26	500*
Fenoli-indeksi	mg/l	<0,05	10*
PAH, summa	µg/l	2,03	50*
BTEX-yhdisteet, summa	µg/l	n.a.	3000

\*Pilaantuneilta maa-alueilta johdettavien vesien raja-arvo

n.a. = tulos ei laskettavissa, sillä kaikki osakomponentit jäivät alle määrittämissä rajoissa

Mikään analysoiduista pitoisuuksista ei ylitä ohjearvoja, sinkin osalta pitoisuus on juuri sama kuin ohjearvo. Kaikille analysoiduille yhdisteille ei löytynyt ohjearvoa. Niiden osalta vertailua tehtiin kaatopaikoilta tyypillisesti tuleviin jätevesiin, jotta voidaan päätellä onko pitoisuuksissa jotain tavanomaisesta poikkeavaa (Taulukko 19). Vertailuarvona käytetään keskiarvoa Suunnittelukeskuksen vuonna 2000 tekemästä kirjallisuusselvityksestä.

**Taulukko 19. Alkuvaiheessa otetun jätevesinäytteen analyysituloksien vertailu kaatopaikoilta tyypillisesti tuleviin jätevesiin. Vertailuarvoa suuremmat lukemat lihavoituina.**

		Alkuvaiheen näyte	Keskiarvo kirjallisuusselvityksessä (Suunnittelukeskus 2000)
Sähkönjohtavuus	mS/m	54	160
CODcr	mg/l	310	390
BOD7	mg/l	30	270
Fosfori, P-kok	µg/l	<b>2000</b>	513
Typpi, N-kok	mg/l	50	74
Ammoniumtyppi, NH4	mg/l	<b>70</b>	33
Fluoridi	mg/l	<0,3	3,3
Al	µg/l	200	4600
Fe	mg/l	2,47	23

Vertailuarvoja korkeampia ovat kokonaisfosfori ja ammoniumtyppi, jotka ovat aika selkeästi jäljitettävissä kompostissa käytettyyn orgaaniseen ainekseen. Sinällään nämä eivät ole viemäriverkostoon tulevassa jätevedessä ongelma, sillä ne ovat tavanomaisia komponentteja kunnallisessa jätevedessä.

Mielenkiintoinen yhdiste on fluoridi, sillä sen pitoisuus aumoista otetuista näytteistä oli suhteellisen korkea alkuvaiheessa. Kompostoinnin edetessä pitoisuudet pienenevät aumoissa, mutta jäteveden analyysituloksissa fluoridi ei missään vaiheessa noussut ylitse määritysrajan. Fluoridi on voinut haihtua jonkin yhdisteen muodossa tai on mahdollista, että fluoridi on liennut sadeveden joukkoon, mutta hyvin vähän kerrallaan, jolloin se ei näy jätevesinäytteiden analyyseissä.

Jos kompostointikäsitteilyä toteutettaisiin suuremmassa mittakaavassa, niin voi olla että yhdisteiden pitoisuudet kasvaisivat. Jos näin on, niin ongelmia voi tulla ohjearvoja lähelle tulleiden yhdisteiden kanssa, joita olivat lähinnä siis sinkki ja jossain määrin nikkeli. Jos kompostointikäsitteilyä suunnitellaan toteutettavan suuremmassa mittakaavassa, tulee jätevesien käsittely suunnitella aina tapauskohtaisesti yhteistyössä puhdistuksesta vastaavan tahon kanssa. Sallitut pitoisuudet ovat riippuvaisia jätevedenpuhdistamon tyypistä ja kokoluokasta ja mitään yleispätevää ohjetta niihin ei voida näiden mittausten perusteella antaa. Riskinä on tietenkin myös kovan sateen yllättäessä tai ongelmatilanteessa, että vesi pääsee tulvimaan kentältä hallitsemattomasti ympäristöön. Tähän voidaan varautua esimerkiksi suunnittelemalla kentän ympäristön ojitusta oikeanlaiseksi, jotta mahdollisen vuodon sattuessa vahingot jäisivät pieniksi.

## 7. PÄÄTELMÄT

Selvityksessä merkittävimäksi ympäristövaikutukseksi tunnistettiin kompostoitumisesta aiheutuva haju. Leviämismallinnuksen perusteella haju voi olla havaittavissa yli 2 % kokonaisajasta vielä kilometrin päässä kompostointipaikasta, jos kompostointia toteutetaan laajassa mittakaavassa. Haju on peräisin kompostoituvasta orgaanisesta materiaalista, ja siihen voidaan vaikuttaa materiaalin valinnalla. Tätä selvitetään lisää projektin seuraavissa koekompostoinneissa.

Hajun lisäksi olennaisimmat ilmaan vapautuvat päästöt ovat ammoniakki, hiilimonoksidi ja -dioksidi, bentseeni sekä metaani. Kompostointikäsittelyn vuosipäästöt jäävät kaikkien näiden yhdisteiden osalta pieniksi siinäkin tilanteessa, että kaikki Suomessa syntyvä valimohiekka käsiteltäisiin tällä menetelmällä. Oletuksena tässä laskennassa on, että yksi käsittelykerta kestää kokonaisuudessaan noin vuoden. Lisäksi, jos orgaaninen materiaali on sellaista, joka käsitellään tavanomaisessakin tilanteessa kompostoimalla, niin näitä kyseisiä päästöjä syntyy joka tapauksessa.

Leviämismallinnuksilla selvitetty kompostointikentän ympäristössä esiintyvät pitoisuudet olivat mallinnettujen yhdisteiden (NH<sub>3</sub>, CO ja bentseeni) osalta alhaisia koetilanteessa ja kuvitteellisessa tilanteessa, jossa kompostointia toteutettiin suuremmassa mittakaavassa. Vaikeutena ilmapäästöjen ympäristövaikutusten arvioinnissa on kuitenkin oikeanlaisten vertailuarvojen löytäminen eri yhdisteille. Esimerkiksi ammoniakin osalta ilmanlaadullisia raja- ja ohjearvoja ei ole lainkaan ja työhygieeniset HTP-arvot ovat taas suhteellisen korkeat. Voidaan kuitenkin todeta, että hajua lukuun ottamatta päästömäärät ilmaan tässä tapauksessa ovat pieniä, ja niiden ympäristövaikutukset jäävät vähäisiksi tai niitä ei ole lainkaan.

Jätevesipäästöjen osalta suoria ympäristövaikutuksia ei esiinny, jos kompostointikenttä on päällystetty vedenpitäväksi ja sadevedet johdetaan jätevedenpuhdistamolle. Puhdistamoille tulevan veden suurimmat sallitut pitoisuudet vaihtelevat, ja siksi jätevesien käsittely on suunniteltava aina tapauskohtaisesti. On olemassa myös riski, että ongelmatilanteessa tai rankan sateen aikaan kenttä alkaa tulvia, ja jätevettä pääsee kentältä ympäristöön. Tällöin on olemassa ympäristön pilaantumisen mahdollisuus, johon olisi hyvä varautua esimerkiksi oikeanlaisella ojituksella kentän ympäristössä. Jätevesiin ja ilmapäästöihin liittyen yksi jatkotutkimuksen kohde on fluoridi, jota oli havaittavissa kompostiaumoissa kokeiden alkuvaiheessa, mutta pitoisuudet laskivat kokeiden edetessä. Kuitenkaan jätevesinäytteissä ei fluoridin osalta löytynyt kohonneita pitoisuuksia. Fluoridi on voinut haihtua jonkin yhdisteen muodossa tai vaihtoehtoisesti liuennut sadeveden mukana niin vähän kerrallaan, että sitä ei ole havaittavissa jätevesinäytteissä.



Mahdollisia epävarmuuden lähteitä mittauksiin liittyen on useita, vaikka ne on tietenkin pyritty minimoimaan resurssien puitteissa parhaalla mahdollisella tavalla. Lähtökohtaisesti jos kaasumaisen päästön koostumuksesta ei tiedetä etukäteen kovin paljoa, on sen mittaaminen vaikeaa. Vaikka käytössä on laitteita, joilla voidaan mitata useita eri komponentteja samanaikaisesti kuten FTIR, niin luotettavamman datan saamiseksi kaasun koostumuksesta olisi hyvä olla olemassa jo etukäteen jonkinlainen arvio. Jatkotutkimusta tehdään projektin seuraavissa kokeissa formaldehydin ja ammoniakkin osalta, joiden pitoisuudet vaihtelivat erittäin paljon eri mittaustekniikoiden välillä.

Jäteveden tuloksiin epävarmuuden lähteet aiheutuvat lähinnä näytteenotosta ja näytteen käsittelystä. Toisinaan vesi oli seisonut kokoomakaivossa jo jonkin aikaa ennen näytteenottoa, jolloin esimerkiksi haihtuvien yhdisteiden osalta tulokset eivät ole enää kovinkaan kuvaavia. Toisaalta tämä on normaalia kuvaava tilanne ja kokoomakaivon voidaan ajatella olevan osa jätevedenkäsittelyprosessia. Kaivosta ilmaan haihtuvat pitoisuudet eivät kuitenkaan oletusarvoisesti ole niin suuria, että niistä olisi ympäristölle haittaa. Vesinäytteenotto on kuitenkin yksi seikka, jota kannattaa kehittää ja miettiä projektin jatkokokeissa, jotta saataisiin siltä osin luotettavampia ja tilannetta hyvin kuvaavia tuloksia.

Kokeiden suorituksiin käytettävissä olevat resurssit rajoittavat jonkin verran tulosten kattavuutta. Ilmapäästömittaukset suoritettiin aina samalle tuorehiekkaaumalle, jossa oli hiekkaa koekasoista vähiten. Valimohiekan määrän ja laadun vaikutus päästöihin jäi siis näissä kokeissa selvittämättä. Myöskään jätevesinäytteenotossa ei saada eroteltua eri hiekkatyyppien vaikutusta suotovesiin, sillä kaikkien aumojen vedet päätyivät samaan kokoomakaivoon. Paras mahdollinen menetelmä päästömittauksille olisi tietenkin jatkuvatoiminen mittaus koko kompostointiprosessin ajaksi, mutta tällainen järjestely olisi jo erittäin kallis ja vaikea toteuttaa.

Jatkotutkimuksissa olisi mielenkiintoista selvittää ilmapäästöjä referenssiaumasta, johon ei ole lisätty valimohiekkaa ollenkaan. Näin saataisiin varmemmin selville, millaisia päästöjä aiheutuu tavallisesta kompostoinnista ja voitaisiin vertailla valimohiekan vaikutusta päästöjen suuruuteen. Oletusarvoisesti näissä kokeissa suurin päästöjen aiheuttaja oli orgaanisen materiaalin kompostoituminen ja valimohiekan osuus päästöihin jäi pieneksi.

Kokonaisuudessaan kompostointikäsittelyn ympäristöhaittojen voidaan sanoa tämän selvityksen perusteella olevan pieniä. Käsittelyllä on välillisesti myös ympäristöllisiä hyötyjä, kun otetaan huomioon, että sen ansiosta jokaista puhdistettua valimohiekkatonta kohden voidaan säästää saman verran neitseellistä hiekkaa.

## LÄHTEET

- Arnold, M. (2002). Eläinsuojien hajuhaitat - ohjeistusmallit, arviointi ja vähentäminen sekä käytäntö eri maissa: Susies-loppuraportti. Länsi-Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 88 s.
- Arnold, M. (1995). Hajuohteiden perusteet. VTT Tiedotteita 1711. 84 s.
- Autoalan tiedotuskeskus. (2016). verkkosivu. Saatavissa (Viitattu: 8.1.2016): [http://www.autoalantiedotuskeskus.fi/ymparisto/liikenteen\\_paastot](http://www.autoalantiedotuskeskus.fi/ymparisto/liikenteen_paastot)
- Ekokem. (2009). Älä päästä haitallista ainetta viemäriin. Ekokemin ohje 1/09. 6 s. Saatavissa: [http://www.ekokem.fi/sites/default/files/product/attachment/-ala\\_paasta\\_haitallista\\_ainetta\\_viemariin\\_0109.pdf](http://www.ekokem.fi/sites/default/files/product/attachment/-ala_paasta_haitallista_ainetta_viemariin_0109.pdf)
- Heinänen, S. (2016). AX-Suunnittelu, Ympäristöyksikön johtaja. Kommentti. 7.3.2016
- Hengitysliitto. Ilmansaasteet. Verkkosivu. Saatavissa (viitattu 26.8.2015): <http://www.hengitysliitto.fi/fi/sisailma/ulkoilma/ilmansaasteet/hiukkaset>
- Hänninen, K., Huotari, H. & Malinen, H. (1992). Kompostoinnin biotekniikka ja laitteet. Valtion Teknillinen Tutkimuskeskus, VTT Tiedotteita. 81 s.
- Ilmanlaatuportaali. Tietoa ilmansaasteista. Ilmatieteenlaitos & Ympäristöministeriö. Verkkosivu. Saatavissa (viitattu 25.8.2015): <http://www.ilmanlaatu.fi/-ilmansaasteet/komponentit/komponentit.html>
- Kaartinen, T., Eskola, P., Vestola, E., Merta, E. & Mroueh, U-M. (2009). Uudet jätteenkäsittelykeskusten vesienhallintatekniikat. VTT Tiedotteita 2502. 94 s. Saatavissa: <http://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2009/T2502.pdf>
- Keskinen, R. & Niemi, P. ValuAtlas - Kaavausaineet. www-julkaisu. Saatavissa (viitattu 28.8.2015): [http://www.valuatlas.fi/tietomat/koosteet/kaavausaineet\\_tao/-index.html](http://www.valuatlas.fi/tietomat/koosteet/kaavausaineet_tao/-index.html)
- Laukkanen, T., Tuovinen, J-P. & Lahdes, R. (1993). Ilmansuojelu. Teknillinen korkeakoulu, Ympäristönsuojelutekniikan laboratorio. 131 s.
- Laukkanen, T. (2005). Ilmansuojelun perusteet - Oppikirja ilman pilaantumisesta ja sen ehkäisemisestä. J.P. Pulkkisen kalibrointi Ky. Mikkeli. 146 s.

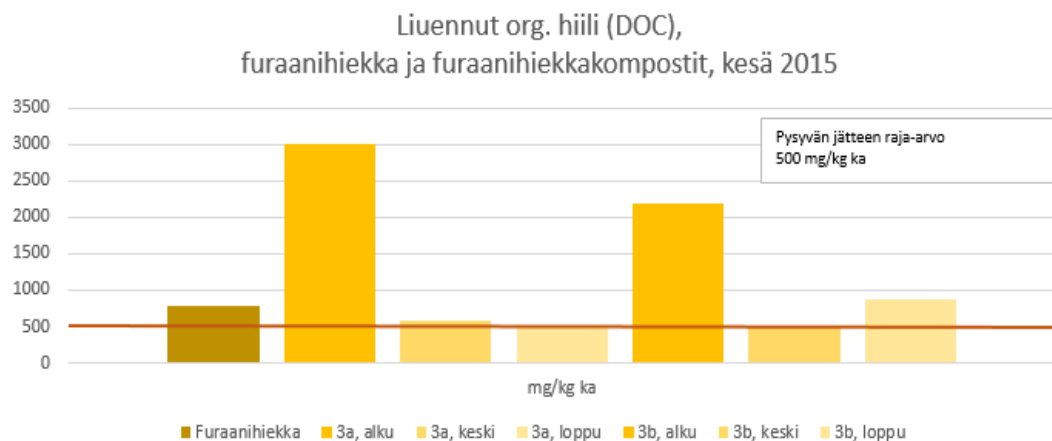
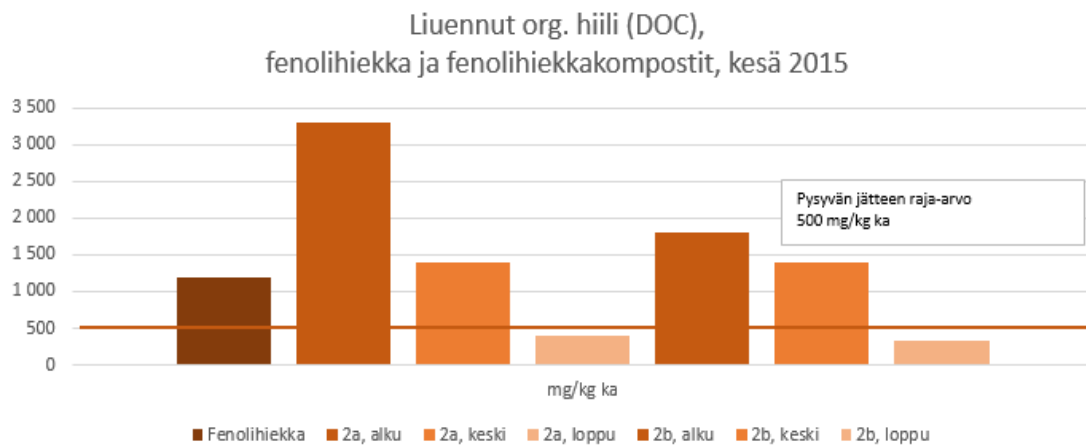
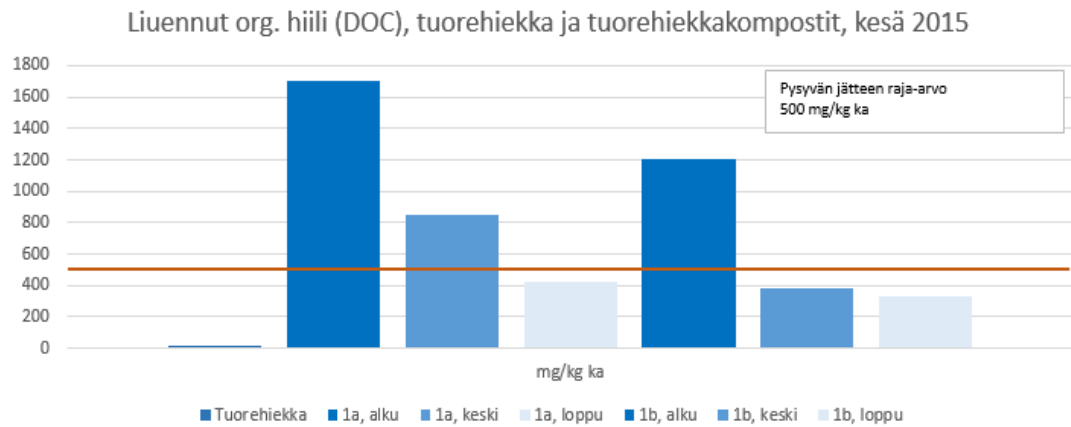
- LIFE13 ENV/FI/285 ”Foundry sand”. (2016). Re-use of surplus foundry sand by composting. Action B3, Composting tests in Finland: Results of summer test 2015. Meehanite Technology Ltd. 15.2.2016. Saatavissa: <http://life-foundrysand.com/Deliverables/the-results-of-the-summer-composting-tests-2015/view>
- LIPASTO. (2015). Liikenteen päästöjen laskentajärjestelmä. VTT. Verkkosivu. Saatavissa (viitattu 26.8.2015): <http://lipasto.vtt.fi/liisa/index.htm>
- Maanmittauslaitos. (2016). Ympäristökarttapalvelu Karpalo 2.1. Aineisto päivitetty 20.1.2016. Saatavissa (viitattu 10.2.2016): [http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin\\_tieto/Karttapalvelut](http://www.syke.fi/fi-FI/Avoin_tieto/Karttapalvelut)
- Meskanen, S. & Höök, T. ValuAtlas - Hiekkavalimon valuprosessi. www-julkaisu. Saatavissa (viitattu 28.8.2015): <http://www.valuatlas.fi/tietomat/-koosteet/valimoprosessi/index.html>
- Motiva. (2016). Henkilöautojen päästömääräykset. Verkkosivu. Päivitetty: 7.1.2016. Saatavissa (viitattu 8.1.2016): [http://www.motiva.fi/liikenne/henkiloautoilu/valitse\\_auto\\_viisaasti/henkiloautojen\\_paastomaaraykset](http://www.motiva.fi/liikenne/henkiloautoilu/valitse_auto_viisaasti/henkiloautojen_paastomaaraykset)
- Orkas, J. (2013). Valimohiekkojen ja pölyjen uusiokäyttö. Valuteollisuusyhdistys ry, UUMA2 ympäristökelpoisuusseminaari. Kalvosarja. Saatavissa (viitattu 21.10.2015): <http://www.uusiomaarakentaminen.fi/ymparistokelpoisuusseminaari-9122013-ymssa>
- Orkas, J. (2015). Professori, valutuotetekniikka. Aalto yliopisto, Konetekniikan laitos. Foundry Sand -projektin palaveri. 2.9.2015.
- Orkas, J., Nordlund, H., Wahlström, M. & Laine-Ylijoki, J. (2001). Valimoiden ylijäämähiekan hyötykäyttö- ja sijoituskelpoisuus, osa 2. Teknillinen korkeakoulu, Valimotekniikan laboratorio. 48 s.
- Orkas, J., Vehmas, M., Wahlström, M. & Laine-Ylijoki, J. (1999). Valimoiden ylijäämähiekan hyötykäyttö- ja sijoituskelpoisuus. Teknillinen korkeakoulu, Valimotekniikan laboratorio. 40 s.
- Savory, E. Self-study notes - GAUSSIAN PLUMES. The University of Western Ontario - Faculty of Engineering. Saatavissa (viitattu 29.9.2015): <http://www.eng.uwo.ca/people/esavory/Gaussian%20plumes.pdf>
- Sipilä, I., Heliövaara, K., Kymäläinen, H-R., Peltonen, M. & Väisänen, K. (1997). Lantalan aiheuttamat hajuhaitat Viikinmansiossa. Helsingin yliopisto. Maa- ja kotitalousteknologian laitoksen julkaisuja 2. Helsinki. 57 s.

- Sosiaali- ja terveysministeriö. (2014). HTP-arvot 2014 - Haitallisiksi tunnetut pitoisuudet. Sosiaali- ja terveysministeriön julkaisuja 2014:2. Saatavissa: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-00-3479-5>
- Tilastokeskus. (2011a). Suomen virallinen tilasto (SVT): Kasvihuonekaasut, Liitetaulukko 6. Ammoniakkipäästöt (NH<sub>3</sub>) toimialoittain 2008-2011. Helsinki. Saatavissa (viitattu 25.1.2016): [http://www.stat.fi/til/tilma/2011/tilma\\_2011\\_2013-09-26\\_tau\\_006\\_fi.html](http://www.stat.fi/til/tilma/2011/tilma_2011_2013-09-26_tau_006_fi.html)
- Tilastokeskus. (2011b). Suomen virallinen tilasto (SVT): Kasvihuonekaasut, Liitetaulukko 10. Hiilimonoksidipäästöt (CO) toimialoittain 2008-2011. Helsinki. Saatavissa (viitattu 25.1.2016): [http://www.stat.fi/til/tilma/2011/tilma\\_2011\\_2013-09-26\\_tau\\_010\\_fi.html](http://www.stat.fi/til/tilma/2011/tilma_2011_2013-09-26_tau_010_fi.html)
- Tilastokeskus. (2011c). Suomen virallinen tilasto (SVT): Kasvihuonekaasut, Liitetaulukko 5. Metaanipäästöt (CH<sub>4</sub>) toimialoittain 2008-2011. Helsinki. Saatavissa (viitattu 25.1.2016): [http://www.stat.fi/til/tilma/2011/tilma\\_2011\\_2013-09-26\\_tau\\_005\\_fi.html](http://www.stat.fi/til/tilma/2011/tilma_2011_2013-09-26_tau_005_fi.html)
- Torvela, H. (1992). Päästönmittausten perusteet. Opetushallitus. Helsinki. 177 s.
- Umweltbundesamt. (2015). AUSTAL2000-laskentaohjelman verkkosivut. Päivitetty 7.3.2015. Saatavissa (viitattu 28.2.2016): <http://www.austal2000.de/de/home.html>
- Uudenmaan ympäristökeskus. (2006a). Ympäristölupapäätös UUS-2004-Y-287-111. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BAE1B7E7C-B54F-4E7A-A309-AAFE7DF5213A%7D/82432>
- Uudenmaan ympäristökeskus. (2006b). Ympäristölupapäätös UUS-2003-Y-328-111. Saatavissa: <http://www.ymparisto.fi/download/noname/%7BC49E616C-9AFD-4AB4-B319-930822E0A0C3%7D/82438>
- VNa kaatopaikoista (331/2013). Saatavissa: <https://www.finlex.fi/-fi/laki/alkup/2013/20130331>
- VNa ilmassa olevasta arseenista, kadmiumista, elohopeasta ja polysyklisistä aromaattisista hiilivedyistä (164/2007). Saatavissa: <http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2007/20070164>
- VNa ympäristönsuojelusta (713/2014). Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/-2014/20140713#Pidm1495888>
- VTT Prosessit. (2007). Päästömittausten käsikirja. Osa 1: Päästömittaustekniikan perusteet. 58 s. Saatavissa: <http://isy.fi/julkaisut/paastomittausten-kasikirja/>

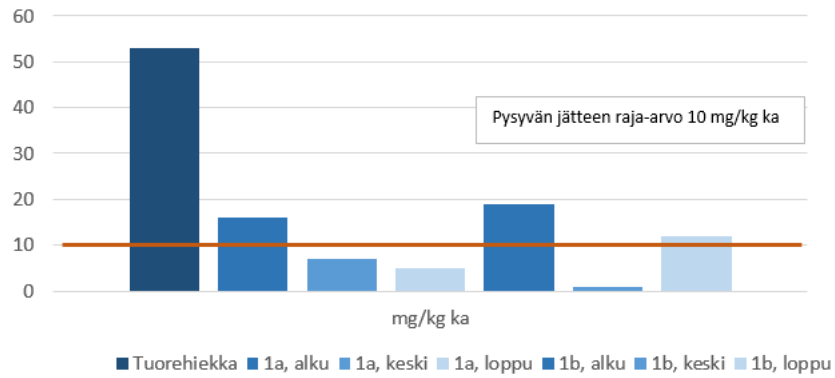
- VTT Expert Services Oy. (2013). Hajun määrittäminen Ämmänsuon jätteenkäsittelykeskuksen ympäristössä kenttähavainnoilla 2012-2013. Tutkimusselostus nro VTT-S-04032-13. Saatavissa (viitattu 14.3.2016): [https://www.hsy.fi/fi/asiantuntijalle/jatehuolto/Documents/Hajukartoitus\\_Amma\\_ssuon\\_jatteenkasittelykeskuksen\\_ymparistossa\\_2012\\_2013.pdf](https://www.hsy.fi/fi/asiantuntijalle/jatehuolto/Documents/Hajukartoitus_Amma_ssuon_jatteenkasittelykeskuksen_ymparistossa_2012_2013.pdf)
- Ympäristöhallinto. (2015). Ilmansuojelun raja- ja ohjeavot. Verkkosivu. Päivitetty 23.3.2015. Saatavissa (viitattu 9.10.2015): [http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Ilmasto\\_ja\\_ilma/Ilmansuojelu/Ilmansuojelun\\_raja\\_ja\\_ohjeavot](http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Ilmasto_ja_ilma/Ilmansuojelu/Ilmansuojelun_raja_ja_ohjeavot)
- Ympäristönsuojelulaki (527/2014). Saatavissa: <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2014/20140527#L2P20>

## LIITE A: HAITTA-AINEIDEN HAJOAMINEN KOMPOSTIKOKEIS- SA

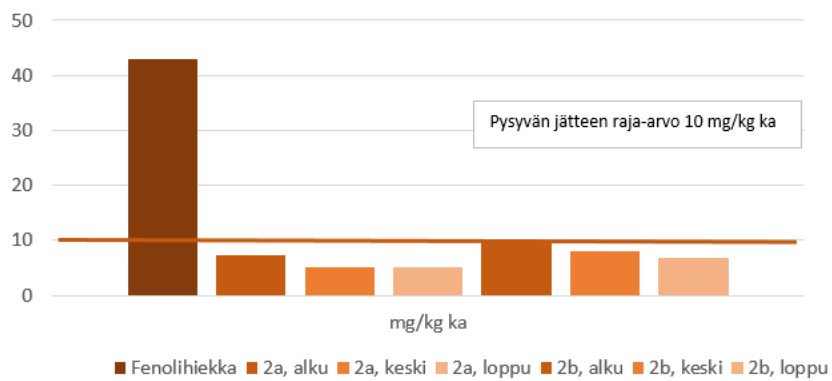
Lähteestä (Life ENV/FI/285 ”Foundrysand”, 2016)



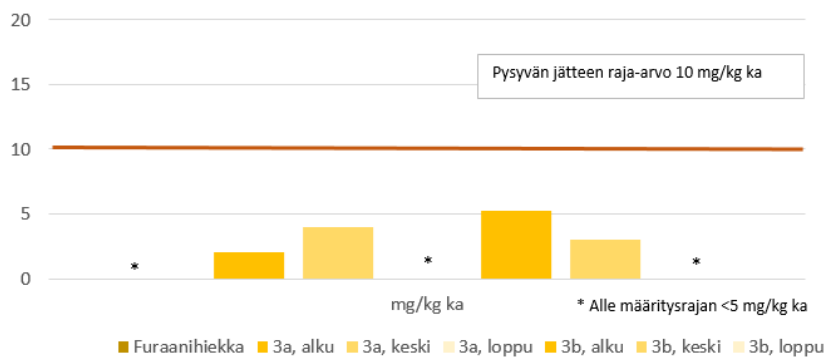
Fluoridi (F), L/S = 10,  
tuorehiekkä ja tuorehiekkakompostit, kesä 2015



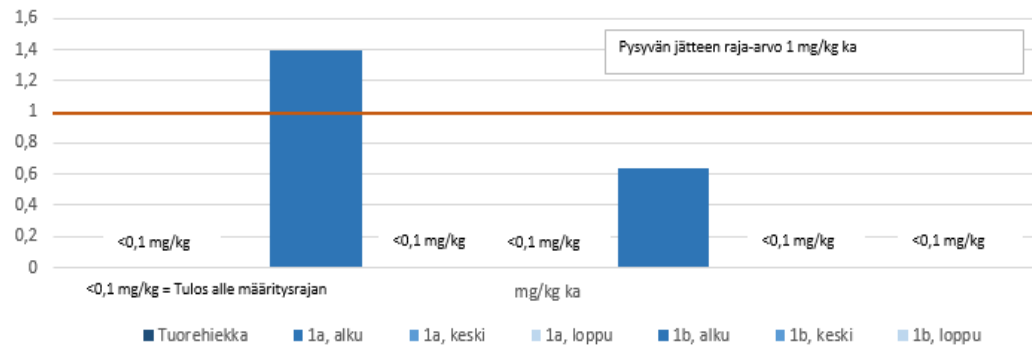
Fluoridi (F), L/S = 10,  
fenolihiekä ja fenolihiekkakompostit, kesä 2015



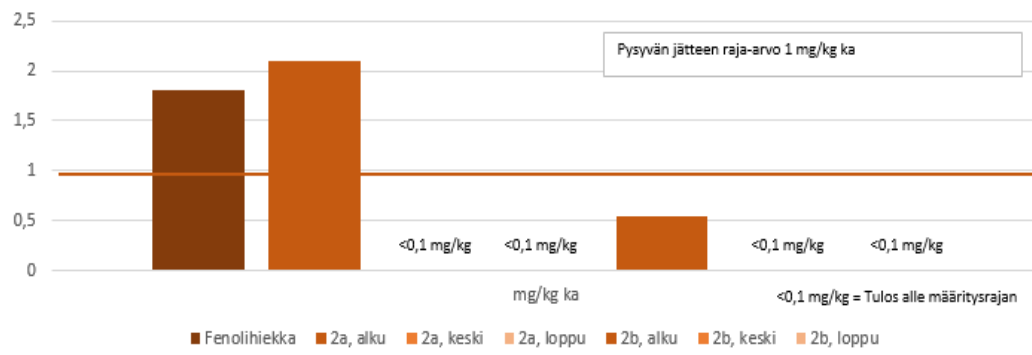
Fluoridi (F), L/S = 10,  
furaanihiekä ja furaanihiekkakompostit, kesä 2015



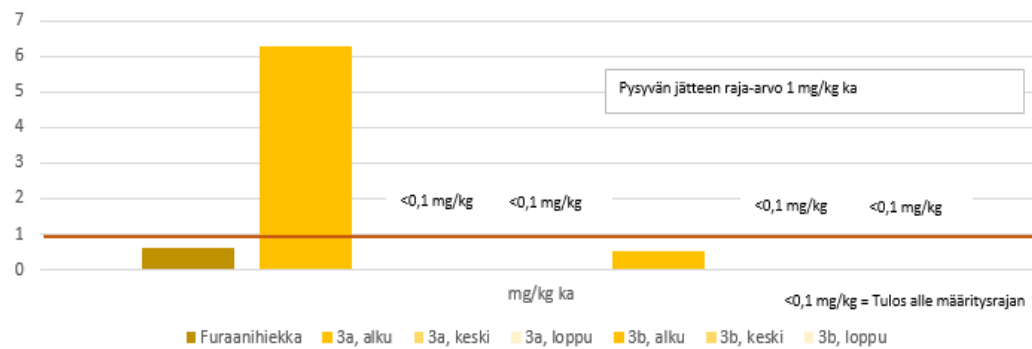
Fenoli-indeksi,  
tuorehiekkä ja tuorehiekkakompostit, kesä 2015



Fenoli-indeksi,  
fenolihiekkä ja fenolihiekkakompostit, kesä 2015

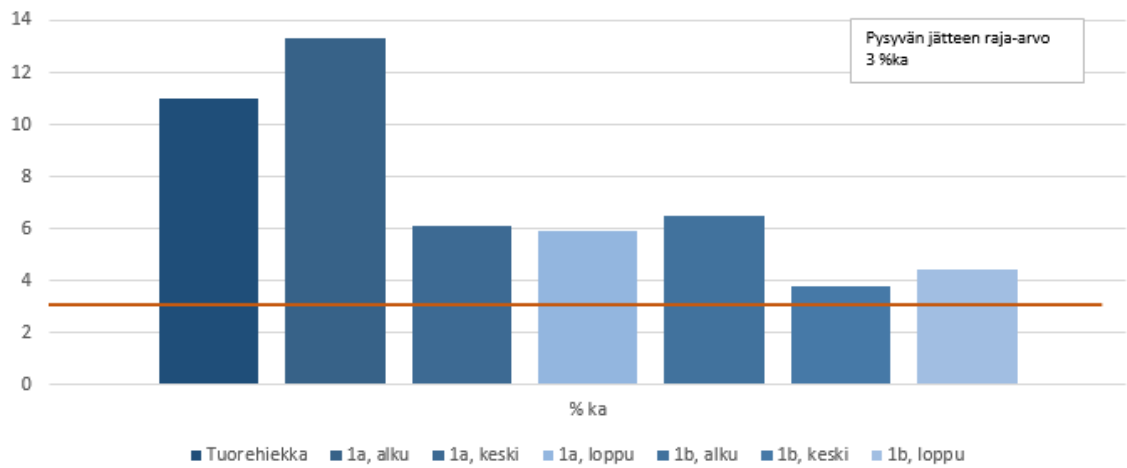


Fenoli-indeksi,  
furaanihiekkä ja furaanihiekkakompostit, kesä 2015

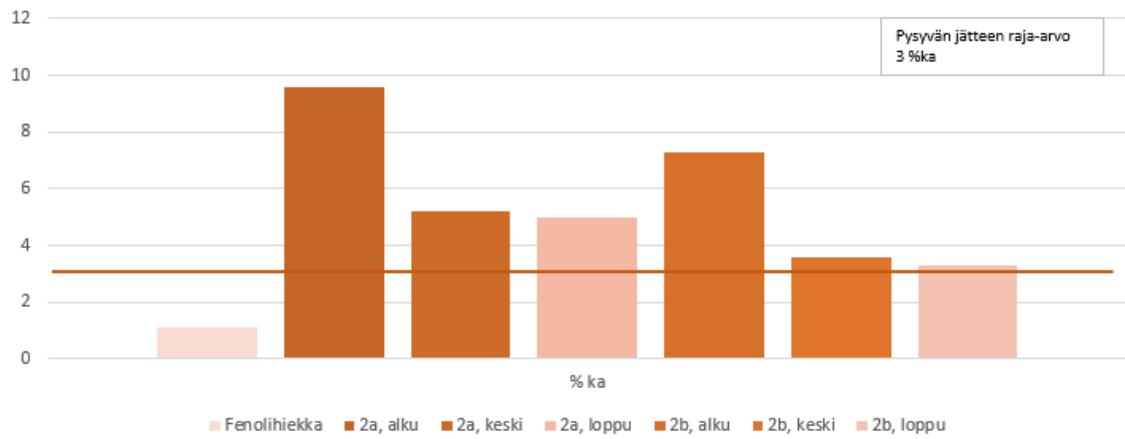




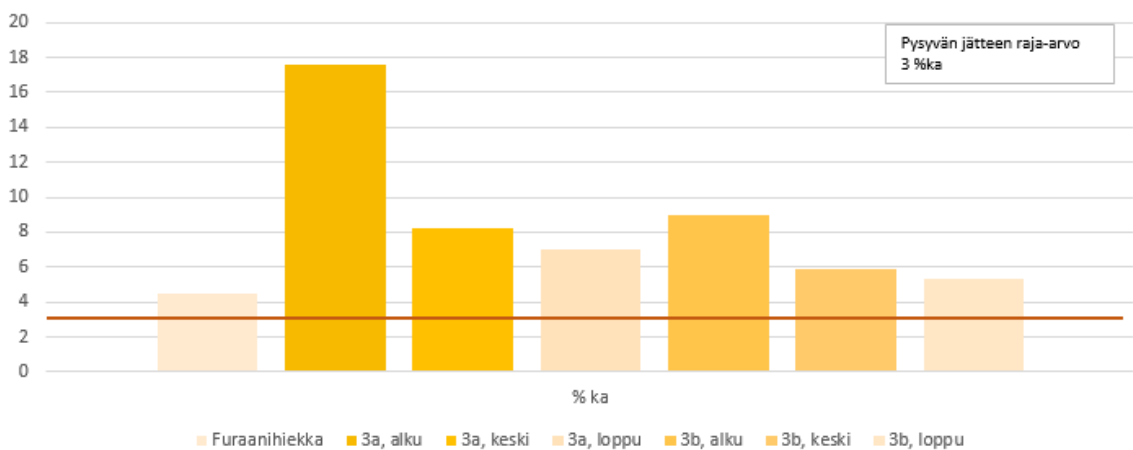
Kokonaishiili (TOC), tuorehiekkä ja tuorehiekkakompostit, kesä 2015



Kokonaishiili (TOC), fenolihiekä ja fenolihiekkakompostit, kesä 2015



Kokonaishiili (TOC), furaanihiekkä ja furaanihiekkakompostit, kesä 2015



## LIITE B: JÄTEVESINÄYTTEIDEN ANALYYSITULOKSET

Parametri	Yksikkö	Alkuvaiheen analyysitulokset	Keskivaiheen analyysitulokset	Loppuvaiheen analyysitulokset
Sähkönjohtavuus	mS/m	54	27	49
pH	-	7,6	7,3	7,4
CODcr	mg/l	310	86	100
BOD7	mg/l	30	7,4	4
Fosfori, P-kok	µg/l	2000	550	0,31
Typpi, N-kok	mg/l	50	5,8	26
Ammoniumtyppi, NH <sub>4</sub>	mg/l	70	2,7	0,38
Fluoridi	mg/l	<0,3	<0,3	<0,3
Al	µg/l	200	70	200
Hg	µg/l	<0,5	<0,1	<0,5
Cd	µg/l	<1	<0,2	<0,1
Kok.kromi, Cr	µg/l	<5	<1	<5
Cu	µg/l	34	14	0,029
Pb	µg/l	<5	<1	<5
Ni	µg/l	13	6	6
Fe	mg/l	2,47	2,7	0,82
Zn	µg/l	50	20	20
Kiintoaine	mg/l	26	7,9	8
Fenoli-indeksi	mg/l	<0,05	<0,008	<0,05
Lämpökest.kolif.bakteerit	pmy/100 ml	9300	48	<1
PAH-yhdisteet				
Naftaleeni	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05
Asenafteeni	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05
Asenaftyleeni	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05
Fluoreeni	µg/l	<0,05	<0,05	<0,05
Fenetreeni	µg/l	0,17	<0,05	<0,05
Antraseeni	µg/l	0,04	<0,01	<0,01
Fluoranteeni	µg/l	0,35	<0,01	0,01
Pyreeni	µg/l	0,32	<0,01	0,02

Bentso(a)antraseeni	µg/l	0,23	<0,01	<0,01
Kryseeni	µg/l	0,15	<0,01	<0,01
Bentso(b)fluoranteeni	µg/l	0,23	<0,01	<0,01
Bentso(k)fluoranteeni	µg/l	0,08	<0,01	<0,01
Bentso(a)pyreeni	µg/l	0,24	<0,01	<0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyreeni	µg/l	0,08	<0,01	<0,01
Dibents(a,h)antraseeni	µg/l	0,03	<0,01	<0,01
Bentso(g,h,i)peryleeni	µg/l	0,11	<0,01	<0,01
PAH, summa	µg/l	2,03	n.a.	0,03
PAH, summa ilman naftaleenia	µg/l	2,03	n.a.	0,03
BTEX-yhdisteet				
Bentseeni	µg/l	<0,05	<0,5*	<0,5
Etylibentseeni	µg/l	<1	<1*	<1
m/p-Ksyleeni	µg/l	<1	<1*	<1
o-Ksyleeni	µg/l	<1	<1*	<1
Tolueeni	µg/l	<1	<1*	<1
BTEX-yhdisteet, summa	µg/l	n.a.	n.a.	n.a.

\*BTEX-tulokset keskivaiheen näytteissä ovat vain suunta-antavia näytteenoton ja analyysin välisen pitkän aikavälin vuoksi

## LIITE C: ADSORPTIOKERÄIMIEN ANALYYSITULOKSET

Yksiköt mg/Nm<sup>3</sup>

< = pitoisuus alle määrittämissä

- = ei havaittu analyysissä

VOC -yhdisteet	Alkuvaiheen mittaukset	Keskivaiheen mittaukset	Loppuvaiheen mittaukset
aniliini	<0,06	<0,07	<0,04
naftaleeni	<0,19	<0,07	<0,04
asetoni	<0,19	<0,11	<0,12
bentseeni	0,06	<0,07	<0,04
dimetyylidisulfidi	1,9	<0,14	<0,08
dimetyylisulfidi	1,3	<0,11	<0,12
etyylibentseeni	<0,06	<0,07	<0,04
delta3-kareeni	3,1	<0,00	ei analysoitu
ksyleeni	0,19	<0,07	<0,04
d-limoneeni	0,56	<0,07	ei analysoitu
metanoli	<0,44	<0,18	<0,15
α-pineeni	6,9	<0,07	<0,04
β-pineeni	1,3	<0,07	<0,04
2-propanoli	<0,25	<0,11	<0,08
tolueeni	0,25	<0,07	<0,04
trimetyyliamiini	<0,25	<0,21	<0,15
muut VOCit	8,8	<0,07	<0,04

Ammoniakki, fenoli ja aldehydit	Alkuvaiheen mittaukset	Keskivaiheen mittaukset	Loppuvaiheen mittaukset
ammoniakki	141,6	2,6	<0,1
fenoli	<0,04	<0,04	<0,05
formaldehydi	<0,02	<0,004	<0,01
asetaldehydi	<0,02	0,01	<0,01
asetoni	0,2	0,01	-
akroleiini	-	-	-
propionaldehydi	-	-	-
krotonaldehydi	-	-	-
butyyrialdehydi	-	-	-
bentsaldehydi	-	-	-
valeraldehydi	-	-	-
3-metyylibentsaldehydi	-	-	-
2-butanoni	-	-	-
metakroleiini	-	-	-
heksanaali	-	-	-

<b>PAH-yhdisteet (kaasu- ja hiukkasfaasi yhteensä)</b>	<b>Alkuvaiheen mittaukset</b>	<b>Keskivaiheen mittaukset</b>	<b>Loppuvaiheen mittaukset</b>
naftaleeni	<0,03	<0,03	<0,0001
asenaftyleeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
asenafteeni	<0,0015	<0,0015	<0,0001
fluoreeni	<0,0005	<0,0005	<0,0001
fenantreeni	<0,0007	<0,0007	<0,0001
antraseeni	0,0001	0,0001	<0,0001
fluoranteeni	0,0003	0,0003	<0,0001
pyreeni	<0,0003	<0,0003	<0,0001
bentso(a)antraseeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
kryseeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
bentso(b)fluoranteeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
bentso(k)fluoranteeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
bentso(a)pyreeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
indeno(1,2,3-cd)pyreeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
dibentso(a,h)antraseeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
bentso(g,h,i)peryleeni	<0,0001	<0,0001	<0,0001
summa PAH	<0,0386	<0,0386	<0,001

## LIITE D: FTIR-MITTAUSTEN TULOKSET

Keskiarvopitoisuudet mittausjakson aikana kosteassa kaasussa

	Alkuvaiheen mittaus	Keskivaiheen mittaus	Loppuvaiheen mittaus
vesihöyry (H <sub>2</sub> O)	13,7 vol-%	3,9 vol-%	1,5 vol-%
hiilidioksidi (CO <sub>2</sub> )	6,4 vol-%	1,5 vol-%	0,3 vol-%
hiilimonoksidi (CO)	3460 ppm	854 ppm	31 ppm
ammoniakki (NH <sub>3</sub> )	298 ppm	9 ppm	0 ppm
metaani (CH <sub>4</sub> )	566 ppm	17 ppm	2 ppm
etaani (C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> )	40 ppm	0 ppm	0 ppm
eteeni (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> )	1 ppm	0 ppm	0 ppm
heksaani (C <sub>6</sub> H <sub>14</sub> )	0 ppm	0 ppm	0 ppm
formaldehydi (CHOH)	20 ppm	6 ppm	1 ppm
fenoli (C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	0 ppm	0 ppm	0 ppm
etanoli (C <sub>2</sub> H <sub>6</sub> O)	0 ppm	1 ppm	0 ppm
α-pineeni (C <sub>10</sub> H <sub>16</sub> )	0 ppm	0 ppm	0 ppm
β-pineeni (C <sub>10</sub> H <sub>16</sub> )	2 ppm	0 ppm	0 ppm
delta3-kareeni (C <sub>10</sub> H <sub>16</sub> )	0 ppm	0 ppm	0 ppm
asetaldehydi (C <sub>2</sub> H <sub>4</sub> O)	0 ppm	0 ppm	1 ppm
butyylialdehydi (C <sub>4</sub> H <sub>8</sub> O)	1 ppm	0 ppm	0 ppm
happi (O <sub>2</sub> )	11,4 vol-%	18,3 vol-%	20,1 vol-%