VTT JULKAISUJA - PUBLIKATIONER 811

Jätteiden käsittelyvaihtoehtojen vaikutus kasvihuonekaasupäästöihin

Riitta Pipatti, Kari Hänninen, Raili Vesterinen,
Margareta Wihersaari & Ilkka Savolainen

VTT Energia

VALTION TEKNILLINEN TUTKIMUSKESKUS
ESPOO 1996

ISBN 951-38-4520-6
ISSN 1235-0613
Copyright © Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT) 1996

JULKAISIJA – UTGIVARE – PUBLISHER

Valtion teknillinen tutkimuskeskus (VTT), Vuorimiehentie 5, PL 42, 02151 ESPOO
puh. vaihde (90) 4561, telekopio 456 4374, teleksi 125 175 vttin sf

Statens tekniska forskningscentral (VTT), Bergsmansvägen 5, PB 42, 02151 ESBO
tel. växel (90) 4561, telefax 456 4374, telex 125 175 vttin sf

Technical Research Centre of Finland (VTT), Vuorimiehentie 5, P.O.Box 42, FIN–02151 ESPOO, Finland
phone internat. + 358 0 4561, telefax + 358 0 456 4374, telex 125 175 vttin sf

VTT OFFSETPAINO, ESPOO 1996

Pipatti, Riitta, Hänninen, Kari, Vesterinen, Raili, Wihersaari, Margareta & Savolainen, Ilkka. Jätteiden käsittelyvaihtoehtojen vaikutus kasvihuonekaasupäästöihin [Impact of waste management alternatives on greenhouse gas emissions]. Espoo 1996, Valtion teknillinen tutkimuskeskus, VTT Julkaisuja - Publikationer 811. 85 s.
UCD 628.4:662.767:351.777
Keywords wastes, waste treatment, substitutes, greenhouse effect, gases, emission, methane, disposal, environments, municipal engineering

TIIVISTELMÄ

Tutkimuksessa tarkasteltiin erilaisten jätehuoltoratkaisujen kasvihuonevaikutuksia. Kaatopaikat ja jäteveden käsittely ovat merkittäviä metaanilähteitä. Globaalisti 10 - 20 % ihmisen toiminnan aiheuttamista metaanipäästöistä on peräisin jätehuollosta, teollistuneissa maissa jätehuollon osuus päästöistä on suurempi, keskimäärin 30 - 40 %. Suomessa jätehuollon on arvioitu aiheuttavan noin puolet ihmisen toiminnan aiheuttamista metaanipäästöistä. Metaani on hiilidioksidin jälkeen merkittävin ihmisen toiminnan tuottama kasvihuonekaasu, jonka lisääntyneet pitoisuudet ilmakehässä edistävät ilmastonmuutosta.

Julkaisussa tarkastellaan yhdyskuntajätteiden erilaisten käsittelytekniikoiden kasvihuonekaasupäästöjä ja päästöjen muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä. Yksittäisten käsittelytekniikoiden kasvihuonekaasupäästöjen vertailu ei ole järkevää, sillä yksittäiset tekniikat (kaatopaikkasijoitus, kaatopaikkakaasun talteenotto, anaerobinen käsittely, kompostointi ja poltto) eivät ole täysin rinnakkaisia vaan toisiaan täydentäviä käsittelymenetelmiä. Siksi tutkimuksessa arvioitiin - vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonevaikutus. Jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuone-vaikutusten arvioinnissa tarkasteltiin päästöjen lisäksi jätteiden energiantuotannon kautta saatavaa mahdollista päästösäästöä (fossiilisten polttoaineiden käytön vähenemää) ja hiilen varastoitumista kaatopaikoille (hiilinielua).

Tulosten mukaan kaatopaikkasijoitus aiheuttaa suurimmat kasvihuonekaasupäästöt. Päästöjä pystytään vähentämään merkittävästi kaatopaikkakaasun talteenotolla. Biologinen käsittely vähentää myös jätteiden käsittelystä aiheutuvia kasvihuonekaasupäästöjä pelkkään kaatopaikkasijoitukseen verrattuna. Vaihtoehdot, joissa osa tai kaikki jätteet poltetaan, ovat kasvihuonevaikutuksen kannalta edullisimmat, sillä paitsi että kaatopaikkojen metaanipäästöt vähenevät, voidaan energiatuotannolla saavuttaa säästöä fossiilisten polttoaineiden käytössä.

Vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonevaikutuksen arviointiin liittyy suuria epävarmuuksia. Etenkin kaatopaikkojen ominaispäästöjen vaihteluilla on suuri merkitys tuloksiin, sillä vaihtelut päästöissä merkitsevät muutosta myös kaatopaikoille varastoituvan hiilen määrässä. Eri jätelajien erotustehokkuudella on suuri vaikutus, kun tarkastellaan biologisen käsittelyn ja palavien jakeiden polton merkitystä kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisessä. Alhainen erotustehokkuus vähentää vaihtoehtojen edullisuutta.

Julkaisussa tarkastellaan myös kasvihuonekaasujen muodostumista lietteiden käsittelyssä. Käsittelytekniikoiden kasvihuonevaikutusta arvioidaan ainoastaan kvalitatiivisesti eikä vaihtoehtoisten lietteidenkäsittelynketjujen kasvihuonevaikutuksia vertailla.

Julkaisun loppuosassa esitetään alustava arvio Suomen nykyisestä vuosittaisesta jätekertymästä ja sen käsittelystä aiheutuvasta kasvihuonevaikutuksesta. Arvioon on otettu mukaan yhdyskuntajätteiden ja lietteiden lisäksi myös teollisuuden, rakennustoiminnan ja maatalouden jätteiden käsittelystä aiheutuva kasvihuonevaikutus. Arvion mukaan jätehuollon kasvihuonekaasupäästöt ovat Suomessa noin 7 % fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvista päästöistä. Kaatopaikkojen metaanipäästöt aiheuttavat jätehuollon merkittävimmät kasvihuonekaasupäästöt, jotka ovat arvion mukaan yli puolet kaikista Suomen ihmisen toiminnasta aiheutuvista metaanipäästöistä.

Jos kaatopaikkojen toimiminen hiilinieluna otetaan huomioon ja jätteiden poltolla tuotetulla energialla oletetaan korvattavan fossiilisilla polttoaineilla tuotettua energiaa, vähenee kasvihuonevaikutus alle puoleen siitä, mitä se olisi, jos tarkasteltaisiin ainoastaan päästöjen vaikutusta. Nyt kaatopaikoille vietyjen jätteiden metaanintuotanto on suurimmillaan vasta 10 - 20 vuoden kuluttua. Tämä antaa mahdollisuuden vähentää jätehuollon kasvihuonevaikutusta edelleen kaatopaikkakaasun talteenotolla ja energiakäytöllä.

Pipatti, Riitta, Hänninen, Kari, Vesterinen, Raili, Wihersaari, Margareta & Savolainen, Ilkka. Jätteiden käsittelyvaihtoehtojen vaikutus kasvihuonekaasupäästöihin [Impact of waste management alternatives on greenhouse gas emissions]. Espoo 1996, Technical Research Centre of Finland, VTT Julkaisuja - Publikationer 811. 85 p.
UCD 628.4:662.767:351.777
Keywords wastes, waste treatment, substitutes, greenhouse effect, gases, emission, methane, disposal, environments, municipal engineering

ABSTRACT

The greenhouse impact of alternative waste management strategies has been estimated. Landfills and waste water treatment cause 10 - 20 % of the global anthropogenic methane emissions. In the industrialized countries the share of anthropogenic methane emissions caused by waste treatment is even greater, 30 - 40 %. In Finland approximately half of the anthropogenic methane emissions are caused by waste treatment. Methane emissions are second to carbon dioxide emissions the most important contributors to the anthropogenic enhancement of the greenhouse effect of the Earth.

Different treatment strategies for municipal solid waste (MSW) and the greenhouse gas emissions associated with them are presented. Factors affecting the emissions are identified. As individual waste treatment strategies (landfilling, landfill gas recovery, anaerobic treatment, composting and incineration) are not fully parallel the greenhouse impact of alternative waste treatment chains has been estimated. In the estimate the greenhouse gas emissions of the alternative chains and also the emission savings due to energy production (replacement of fossil fuels) and carbons storage in the landfills (carbon sink) are given.

According to the study landfills cause the largest greenhouse gas emissions. The emissions can be reduced substantially by landfill gas recovery. Biological treatment of the biowaste fraction of MSW also lowers the emissions compared with landfilling all the waste. Alternatives which include incineration (either incineration of mixed waste or burning of the combustible fraction only) are the most favourable when looking at the greenhouse impact. The emissions from the landfills are reduced and with the energy produced a saving in the use of fossil fuels can be made.

The estimate of the greenhouse impact of the alternative waste treatment chains is uncertain. Especially the emission factor for methane production at landfills has a large uncertainty range and it affects both the amount of methane released to the atmosphere and the amount of carbon stored in the landfill. The separation efficiencies of the different waste fractions are of importance when looking at the alternatives which include biological treatment or burning of the combustible waste fraction. Low efficiencies reduce the advantages of the alternatives.

Greenhouse gas emissions from treatment of waste water and sludges are also presented. The greenhouse impact of the different treatment methods has been

assessed only qualitatively, however, and no comparison between alternative treatment methods or chains is made.

At the end of the publication a preliminary estimate the yearly waste production and treatment in Finland and the greenhouse impact caused by this is given. In the estimate the greenhouse impact of the treatment of municipal waste, waste water and sludge, industrial, construction and agricultural waste is presented. The estimated greenhouse gas emissions are approximately 7 % of the emissions caused by the use of fossil fuels in Finland. The most important emissions are the methane emissions from landfills which cause more than 50 % of the total anthropogenic methane emissions in Finland.

If the greenhouse impact of the carbon stored in the landfills and the energy savings that can be achieved by energy production are taken into consideration the greenhouse impact of Finnish waste treatment is reduced to half of the impact caused by the emissions. The methane production of currently landfilled waste will reach its maximum after 10 to 20 years and this gives an opportunity to lower the emissions further by landfill gas recovery and using the gas for energy production.

ALKUSANAT

Metaani on hiilidioksidin jälkeen merkittävin ihmisen toiminnan tuottama ns. kasvihuonekaasu, jonka lisääntyneet pitoisuudet ilmakehässä edistävät ilmastonmuutosta. Jätehuolto on eräs tärkeimmistä metaanipäästöjä aiheuttavista toiminnoista. Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää erilaisten jätehuoltoratkaisujen kasvihuonevaikutuksia. Jätehuollon muuttuessa lähivuosina voimakkaasti voitaneen myös tämän työn tuloksia käyttää hyväksi kehityksen ohjaamisessa.

Tämä raportti esittää kaksivuotisessa tutkimuksessa (1994 - 95) pääosin ensimmäisenä vuotena saatuja tuloksia, joihin on tultu järjestelmätarkastelujen avulla. Tutkimuksen toisena vuotena on tarkoitus saattaa päätökseen mittaukset, joilla varmennetaan käytettyjä lähtötietoja. Samoin vuonna 1995 täydennetään järjestelmäselvitystä paikkakuntakohtaisilla tarkasteluilla, joissa tulevat huomioonotetuksi myös kuljetukset ja niiden aiheuttamat päästöt sekä kustannukset.

Tutkimuksen päärahoittaja on energia ja ympäristö -tutkimusohjelma SIHTI, joka siirtyi vuosien 1994 ja 1995 vaihteessa kauppa- ja teollisuusministeriöstä Teknologian kehittämiskeskukseen (TEKES). Täydentävää rahoitusta tutkimukseen on saatu ympäristöministeriöltä, Vapo Oy:ltä ja VTT Energiasta. Ympäristöministeriön osalta työtä on valvonut ylitarkastaja Ari Seppänen ja Vapo Oy:n osalta tutkimusjohtaja Timo Nyrönen. Tutkimus suoritetaan VTT Energiassa.

Projektipäällikkö Ilkka Savolainen

SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ 3
ABSTRACT 5
ALKUSANAT 7

1 JOHDANTO 10

2 KASVIHUONEKAASUJEN MUODOSTUMINEN JÄTEHUOLLOSSA 13

3 YHDYSKUNTAJÄTTEIDEN KÄSITTELYTEKNIIKAT JA NIIHIN LIITTYVÄT KASVIHUONEKAASUPÄÄSTÖT 15
3.1 Kaatopaikkakäsittelyn päästöt 16
3.1.1 Kasvihuonekaasujen muodostuminen kaatopaikalla 17
3.1.2 Kaatopaikkakaasun muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä 20
3.1.3 Kaatopaikan kasvihuonekaasupäästöjen arvioiminen 21
3.1.4 Kaatopaikkasijoituksen kustannukset 25
3.1.5 Kaatopaikkakaasun talteenotto 25
3.1.6 Kaatopaikkakaasun talteenoton kustannukset 27
3.2 Biologisen käsittelyn päästöt 28
3.2.1 Kompostointi 28
Kompostoinnin kasvihuonekaasupäästöt 29
Kompostoinnin kustannukset 30
3.2.2 Anaerobinen käsittely 31
Anaerobisen käsittelyn kustannukset 33
3.2.3 Biologisessa käsittelyssä jäljelle jäävän humuksen määrä ja hajoamisprosessi 35
3.3 Polton päästöt 35
3.3.1 Massapoltto 35
3.3.2 Biokaasun poltto 38
3.3.3 Jätteenpolton kustannukset 39
3.4 Jätteiden kuljetuksesta aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt ja kustannukset 39
3.5 Vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöt 40

4 LIETTEIDEN KÄSITTELY JA SIIHEN LIITTYVÄT KASVIHUONEKAASUPÄÄSTÖT 45
4.1 Yhdyskuntalietteen käsittelyn päästöt 47
4.1.1 Yhdyskuntalietteen stabilointi 47
4.1.2 Lietteiden loppusijoitus 49
4.2 Teollisuuden jätelietteiden käsittelyn päästöt 49
4.2.1 Poltto 50
4.2.2 Kaatopaikkaläjitys 51

4.3 Yhteenveto lietteiden käsittelyn kasvihuonekaasupäästöistä 51

5 SUOMEN JÄTEHUOLLON KASVIHUONEKAASU-PÄÄSTÖT 53
5.1 Yhdyskuntajätteet 53
5.2 Rakennustoiminnan jätteet 56
5.3 Yhdyskuntien ja teollisuuden jätevesilietteet 59
5.3.1 Yhdyskuntien jätevesilietteet 59
5.3.2 Teollisuuden lietteenkäsittely 61
5.4 Teollisuuden jätteet 62
5.5 Maatalouden jätteet 64
5.6 Yhteenveto jätehuollon kasvihuonekaasupäästöistä Suomessa 67

6 PÄÄSTÖKERTOIMIIN JA PÄÄSTÖARVIOIHIN LIITTYVÄT EPÄVARMUUDET 70

7 YHTEENVETO 78

8 JATKOSUUNNITELMAT 80

LÄHDELUETTELO 81

1 JOHDANTO

Jätteiden sekä jätevesien että lietteiden käsittelyssä ja loppusijoituksessa voi muodostua kaikkia merkittävimpiä kasvihuonekaasuja: hiilidioksidia (CO_2), metaania (CH_4) ja typpioksiduulia (N_2O). Kaatopaikat sekä jäteveden että lietteen käsittely ovat jätehuollon merkittävimmät kasvihuonekaasulähteet ja aiheuttavat merkittävän osan ihmisen toiminnasta aiheutuvista metaanipäästöistä.

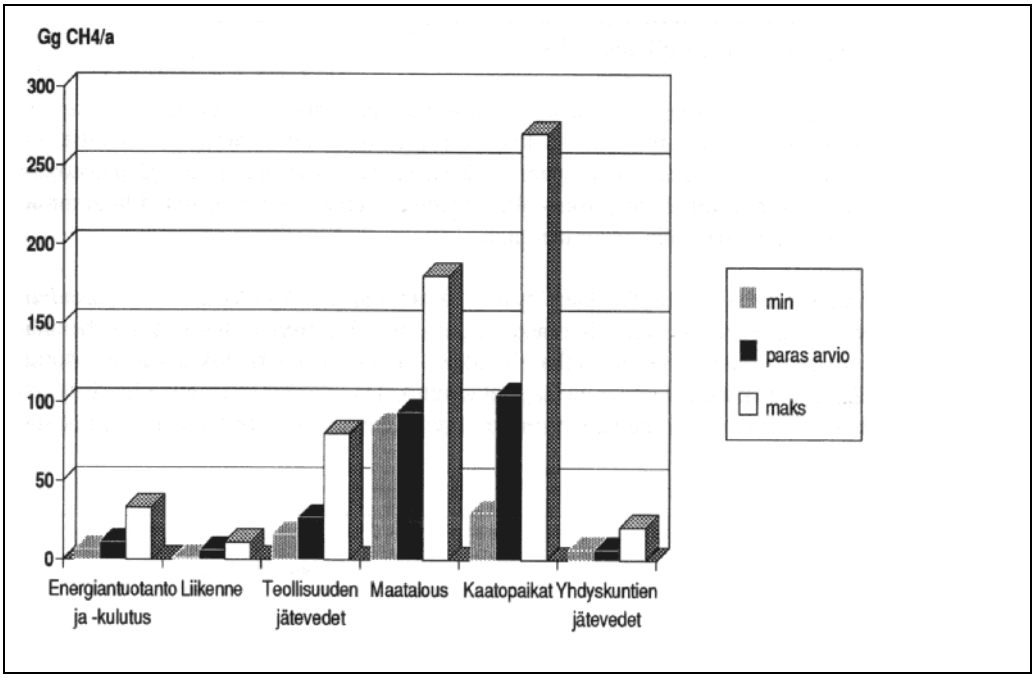
Metaani on suhteellisen reaktiivinen kasvihuonekaasu, jonka elinaika ilmakehässä on 12 - 17 vuotta ja kasvihuonevaikutus päästöyksikköä kohti monikymmenkertainen hiilidioksidiin nähden. Metaanin ns. GWP-tekijä (Global Warming Potential) on 20 vuoden tarkasteluvälillä 62, 100 vuoden 24,5 ja 500 vuoden 7,5 (IPCC 1994). Metaanipäästöt (luonnon ja ihmisen toiminnan aiheuttamat) ovat nykyisellään suuremmat kuin metaaninielut, sillä ilmakehän metaanipitoisuudet kasvavat. Metaanin lyhyestä eliniästä johtuen mahdollisuudet vakiinnuttaa ilmakehän metaanipitoisuudet nykyiselle tai jopa alhaisemmalle tasolle päästöjä vähentämällä ovat kuitenkin hyvät.

Globaalien metaanipäästöjen suuruudeksi on arvioitu noin 535 Tg CH_4/a (epävarmuusväli 410 - 660 Tg CH_4/a). Ihmisen toiminnan osuus päästöistä on arvioitu noin 60 - 80 %:ksi (300 - 450 Tg CH_4/a). Kaatopaikoilta ja jäteveden käsittelystä metaania arvioidaan vapautuvan 30 - 100 Tg CH_4/a, mikä on noin 10 - 20 % ihmisen toiminnasta aiheutuvista päästöistä (IPCC 1994; Lelieveld & Crutzen 1993; Thorneloe 1993a ja b).

Suomessa jätehuollon metaanipäästöjen osuus ihmisen toiminnan aiheuttamista päästöistä on arvioitu suuremmaksi, 25 - 50 %:ksi (Salmikangas ja Laukkarinen 1990 ja Pipatti 1994), sillä Suomesta puuttuu monia globaalisti merkittäviä metaanipäästölähteitä, kuten riisinviljely, hiilikaivokset ja maakaasukentät. Ihmisen toiminnasta aiheutuvat Suomen metaanipäästöt ja päästöjen epävarmuusvälit esitetään kuvassa 1. Kuvasta käy ilmi jätehuollon merkitys metaanilähteenä, samoin kuin päästöarvioihin liittyvät suuret epävarmuudet.

Jätehuolto on merkittävä metaanilähde myös monissa muissa teollistuneissa maissa. Ilmastosopimuksen puitteissa laadittujen maaraporttien ensimmäisessä katselmuksessa mukana olleiden 15 teollisuusmaan ihmisen toiminnan aiheuttamista metaanipäästöistä keskimäärin 34 % (vaihteluväli 17 - 58 %) oli arvioiden mukaan peräisin jätteistä (UN 1994).

Suomen jätehuolto on muutosten edessä. Vuonna 1994 voimaan astunut uusi jätelaki velvoittaa kestävän kehityksen periaatteiden sisällyttämistä jätehuoltoon. Lainsäädännön uudistamisen taustalla on huoli raaka-aineiden ja energian riittävyydestä, maa-alueiden sekä pohja- ja pintavesien saastumisesta kaatopaikkojen läheisyydessä että jätteiden poltossa vapautuvien myrkyllisten yhdisteiden leviämisestä ilmaan. Jätehuollon aiheuttamat kasvihuonekaasupäästöt on tiedostettu, mutta koettu vähemmän tärkeäksi ympäristöhaitaksi muiden haittavaikutusten rinnalla.



Kuva 1. Arvioidut Suomen ihmisen toiminnasta aiheutuneet metaanipäästöt ja päästöjen epävarmuusvälit päästölähteittäin vuonna 1990 (Pipatti 1994).

Uuden jätelain tavoitteena on ehkäistä jätteiden syntyä sekä vähentää niiden määrää ja haitallisuutta. Jätteiden syntypaikkalajittelua ja keskitettyä lajittelua tullaan lisäämään ja kaatopaikoille vuosittain sijoitettava jätemäärä on tarkoitus puolittaa vuoteen 2000 mennessä lisäämällä jätteiden hyötykäyttöä ja laitosmaista käsittelyä. Jätteiden hyödyntämisessä on tavoitteena ensisijaisesti hyödyntää jätteen sisältämä aine ja toissijaisesti sen sisältämä energia (Jätelaki 1993; Jäteasetus 1993; Jätehuollon neuvottelukunta 1992). Jätelain edellyttämät muutokset jätehuollossa tulevat vaikuttamaan merkittävästi myös jätteiden käsittelystä ja loppusijoituksesta aiheutuviin kasvihuonekaasupäästöihin.

Tämän tutkimuksen tavoitteena on tuottaa tietoa erilaisten jätteidenkäsittelyvaihtoehtojen kasvihuonekaasupäästöistä ja antaa kokonaiskuva vaihtoehtojen tarjoamista mahdollisuuksista rajoittaa päästöjä. Eri käsittelytekniikoiden ominaispäästöistä hankitaan tietoa sekä kirjallisuudesta että mittausten avulla. Tutkimuksen pääpaino on yhdyskuntajätteiden sekä yhdyskuntien ja teollisuuden jäteveden käsittelyssä, erityistä huomiota kiinnitetään jätteiden energiakäyttöön.

Julkaisun alkuosassa tarkastellaan yhdyskuntajätteiden käsittelytekniikoiden kasvihuonevaikutuksia ja esitetään arvio vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöistä, energiantuotannolla saavutettavasta säästöstä fossiilisten polttoaineiden käytössä sekä kaatopaikalle varastoituvasta hiilimäärästä. Jäteveden ja lietteenkäsittelyn kasvihuonevaikutusta tarkastellaan kvalitatiivisesti. Tarkastelu sekä yhdyskuntajätteiden että lietteiden käsittelyn osalta perustuu Suomessa vallitseviin olosuhteisiin.

Tuloksia käytetään hyväksi Suomen jätehuollon vuotuisten kasvihuonekaasupäästöjen arvioimisessa. Myös teollisuuden, rakennustoiminnan ja maatalouden jätteet

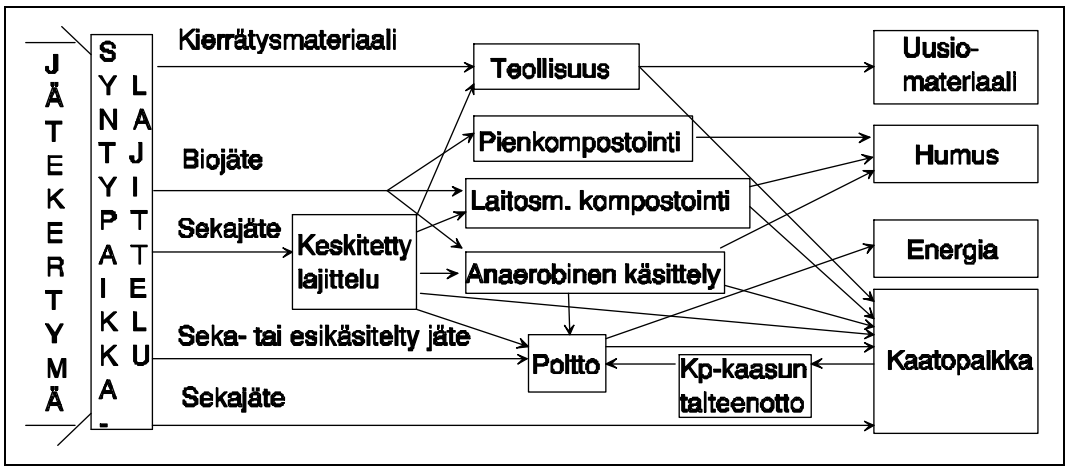
otetaan huomioon arviossa. Ongelmajätteet ja kaivostoiminnan jätteet ovat kokonaan tarkastelun ulkopuolella.

Jätehuollon kasvihuonekaasupäästöihin liittyvät epävarmuudet ja erilaiset aikajänteet kaasujen vapautumisessa vaikeuttavat käsittelyvaihtoehtojen arviointia ja vertailua. Tutkimuksessa on tarkasteltu pääsääntöisesti kokonaispäästöjä, päästöjen ajallista käyttäytymistä on tarkasteltu lähinnä Suomen jätehuollon aiheuttamia kasvihuonekaasupäästöjä arvioitaessa.

Tutkimuksessa ei käsitellä kierrätyksen kasvihuonevaikutuksia, eikä jätteiden kuljetuksesta aiheutuvia kasvihuonekaasupäästöjä. Kierrätyksellä voidaan vähentää valmistuksessa tarvittavien raaka-aineiden määrä ja energiankulutusta. Mutta kierrätys myös kuluttaa energiaa (lajittelu, puhdistus, hyödyntäminen ja lisääntyvät kuljetukset) ja tämä on otettava huomioon tarkasteltaessa kierrätyksen vaikutuksia ja järkevyyttä.

2 KASVIHUONEKAASUJEN MUODOSTUMINEN JÄTEHUOLLOSSA

Perinteinen ja edelleenkin yleisimmin käytetty jätteidenkäsittelytekniikka on jätteiden sijoittaminen kaatopaikalle. Kaatopaikkasijoitusta ei kuitenkaan pidetä kestävänä ratkaisuna ympäristön kannalta ja nykyaikaisen jätehuollon lähtökohtana onkin integroitu toiminta seuraavien osa-alueiden välillä: jätteiden muodostumisen ehkäisy, hyödyntäminen ja loppukäsittely (Ekroos 1993). Jätteiden hyödyntäminen pitää sisällään niin jätemateriaalin (kierrätys, kompostointi) kuin jätteiden energiasisällön (poltto) hyödyntämisen. Jätehuolto pyritään järjestämään niin, että ym. osa-alueet täydentävät toisiaan ihmisen ja ympäristön turvallisuuteen erityisesti panostaen. Kuvassa 2 on esimerkki tällaisesta jätteidenkäsittelykokonaisuudesta.



Kuva 2. Mahdollinen yhdyskuntajätteen käsittelykokonaisuus.

Jätehuollon kasvihuonekaasupäästöt syntyvät suurimmaksi osaksi erilaisten biologisten prosessien lopputuotteina. Jätteiden sisältämän orgaanisen aineksen hajoaminen hapettomissa (anaerobisissa) olosuhteissa tuottaa metaania, hiilidioksidia ja vettä, kun hajoaminen hapellisissa (aerobisissa) olosuhteissa (esim. kompostoinnissa) tuottaa puolestaan hiilidioksidia ja vettä. Kaatopaikoilla ja jätevedenkäsittelyssä voi myös muodostua muita kasvihuonekaasuja, etenkin typpioksiduulin muodostuminen jätevesien ja lietteiden biologisen käsittelyn yhteydessä saattaa olla merkittävää. Jätteiden poltossa muodostuu kaikkia merkittävimpiä kasvihuonekaasuja, määrät riippuvat poltettavan jätteen tai lietteen koostumuksesta sekä polttotekniikasta.

OECD (1995) on laatinut IPCC:lle (Intergovernmental Panel on Climate Change) ohjeet kasvihuonekaasujen päästöjen arvioinnista kansallisia päästöinventaareja varten. Jätehuollon kasvihuonekaasupäästöjen arviointia varten on annettu menetelmät kaatopaikkojen ja jätevedenkäsittelyn metaanipäästöille sekä päästökertoi-

mia yhdyskuntajätteen ja lietteen poltossa syntyvälle typpioksiduulille eri polttotekniikoilla. Koska sekä kaatopaikkojen että jätevedenkäsittelyn päästöjen arviointiin liittyy paljon epävarmuuksia ovat ohjeet alustavia ja niitä on tarkoitus täsmentää uuden tutkimustiedon myötä.

OECD:n (1995) ohjeiden mukaan uusiutuvan biomassan poltosta tai muusta käsittelystä syntyviä CO_2-päästöjä ei oteta huomioon päästöarvioissa. Jätevesien ja kiinteiden jätteiden sisältämästä orgaanisesta aineksesta suuri osa on peräisin uusiutuvasta biomassasta, joten jätehuollossa muodostuvaa hiilidioksidia ei pääsääntöisesti oteta huomioon päästöinä. Mikäli hiilidioksidilähde on jokin muu kuin uusiutuva biomassa (esim. muovijätteet) on hiilidioksidipäästöt otettu huomioon ja erotettu uusiutuvan biomassan päästöistä.

Jätehuollon kasvihuonekaasupäästöjen arviointiin liittyy suuria epävarmuuksia. Jätteiden sekä jätevesien ja lietteiden koostumus vaihtelee samoin kuin olosuhteet, joissa niitä käsitellään. Aikajänne, jossa kasvihuonekaasupäästöt syntyvät, on myös hyvin erilainen eri käsittelytekniikoille. Kaatopaikoilla orgaaninen aines hajoaa hitaasti ja metaanin vapautuminen kestää kymmeniä vuosia, laitosmainen kompostointi kestää yleensä noin vuoden, jäteveden- ja jätteiden biologisessa käsittelyssä eri prosessien läpivientiajat vaihtelevat tyypillisesti muutamasta päivästä muutamiin viikkoihin tai kuukausiin, poltossa kasvihuonekaasut vapautuvat välittömästi.

3 YHDYSKUNTAJÄTTEIDEN KÄSITTELY-TEKNIIKAT JA NIIHIN LIITTYVÄT KASVI-HUONEKAASUPÄÄSTÖT

Yhdyskuntajätteillä tarkoitetaan kotitalouksissa, myymälöissä ja toimistoissa kertyviä roskia ja talousjätteitä sekä niihin käsittelyn kannalta verrattavia jäteaineita samoin kuin maa- ja metsätalouden, teollisuuden ja rakennustoiminnan jätteitä, mikäli niiden käsittely jätteiden määrän tai laadun takia ei aiheuta erityisiä toimenpiteitä. Yhdyskuntajätteen (municipal waste, kommunalt avfall) määrittely ei Suomessa niin kuin ei ulkomaillakaan ole yksiselitteinen, mikä aiheuttaa ongelmia kun verrataan eri maiden laatu- ja määrätietoja. Määritelmän epämääräisyys aiheuttaa myös päällekkäisyyttä tilastoinnissa, mikä vaikeuttaa tilastotietojen käyttöä (Hoikkala & Kaila 1983).

Yhdyskuntajätteen koostumus, ja etenkin jätteen hiilipitoisuus, vaikuttaa niistä syntyviin kasvihuonekaasupäästöihin. Suomen yhdyskuntajätteelle annetut koostumustiedot perustuvat arvioihin ja vaihtelevat jonkin verran lähteestä riippuen. Taulukossa 1 on annettu ympäristöministeriön arvio Suomen yhdyskuntajätekertymäksi jätelajeittain ja siitä on laskettu käsittelyyn menevän yhdyskuntajätteen (kertymä miinus kierrätys) koostumus (Ympäristötietokeskus 1993; Jätehuollon neuvottelukunta 1992). Näistä tiedoista on edelleen laskettu käsiteltävän yhdyskuntajätteen keskimääräinen hiilipitoisuus. Eri jätelajien hiilipitoisuudet on arvioitu Bingemerin & Crutzenin (1987) antamien eri jätelajien keskimääräisten hiilipitoisuuksien mukaan. Ympäristöministeriön jätekertymäarviossa on mukana jätteiden sisältämä vesi. Taulukkoon 1 on laskettu kertymät ja koostumukset myös kuiva-aineina ja näitä arvoja on käytetty lähtöarvoina eri jätteidenkäsittelytekniikoiden ominaispäästöjen arvioinnissa ja vertailussa.

Käsittelyyn menevän yhdyskuntajätteen hiilipitoisuus jätteen sisältämästä kuiva-aineesta on taulukon 1 mukaan keskimäärin 32 %. Jätteen biologisesti hajoavan hiilen osuus (noin 28 %) saadaan vähentämällä ko. luvusta muovien sisältämä hiilimäärä.

Taulukko 1. Arvio Suomen yhdyskuntien jätekertymästä jätelajeittain (Ympäristötietokeskus 1993), siitä käsittelyyn menevä osuus (Jätehuollon neuvottelukunta 1992) sekä käsittelyyn menevien jätteiden hiilipitoisuus. Suluissa esitetyt luvut on laskettu kuiva-ainetta kohti.

Jätelaji	Kertymä p-%		Käsittelyyn menevä jäte p-%		Keskimääräinen hiilipitoisuus p-%		Käsittelyyn menevän jätteen hiilipitoisuus p-%	
Paperi ja pahvi	37	(50)	26	(37)	40		10,4	(14,7)
Tekstiilit	1	(1)	1	(1)	40		0,4	(0,6)
Muovit	5	(7)	6	(9)	50*)		3	(4,2)
Eloperäiset jätteet	40	(21)	46,5	(26)	16	(40)	7,4	(10,6)
Lasi ja metalli	5	(7)	5,5	8)	-		-	-
Muut jätteet	12	(14)	15	(19)	10*)	(11)	1,5	(2,1)
Yhteensä							22,7	(32,2)

Sekajätteen kosteuspitoisuus on oletettu noin 30 %:ksi. Paperin, pahvin, tekstiilien, muovin, lasin ja metallin ei oleteta sisältävän vettä laisinkaan, eloperäisten jätteiden kosteuspitoisuus on arvioitu 60 %:ksi ja muiden jätteiden 10 %:ksi.

*) Oma arvio, muut hiilipitoisuusluvut Bingemer & Crutzen (1987).

3.1 Kaatopaikkakäsittelyn päästöt

Suomessa suurin osa yhdyskuntajätteistä viedään kaatopaikoille, ja niitä onkin Suomessa runsaasti muihin teollisuusmaihin verrattuna. Vielä 1990-luvun alussa Suomessa oli lähes 700 käytössä olevaa kaatopaikkaa, mutta määrän oletetaan laskevan nopeasti ja tavoitteena on, että kaatopaikkoja olisi vuonna 2000 enää noin 200. Vanhimmat kaatopaikat ovat notkelmia tai kuoppia, joihin on kasattu jätteitä ilman hoitoa, valvontaa tai kaatopaikan kunnon ja ympäristövaikutusten seurantaa. Kun kaatopaikka on täyttynyt, se on peitetty maalla (Seppänen 1992; Wahlström et al. 1992).
Nykyään kaatopaikan on täytettävä monia ehtoja ennenkuin sille myönnetään toimilupa. Toimilupaehdot turvaavat lähinnä maaperää ja vesiensuojelullisia sekä maisemanhoidollisia näkökohtia, kaatopaikkakaasun talteenotosta ei ole määräyksiä. Myöskään uusi jätelaki ei sisällä varsinaisia määräyksiä kaatopaikkakaasun talteenotosta ja hyödyntämisestä, mutta EU:ssa valmisteilla oleva kaatopaikkadirektiivi tulee luultavimmin velvoittamaan suuremmat kaatopaikat keräämään kaatopaikkakaasun talteen sekä ensisijaisesti käyttämään sen hyödyksi.

Suomessa kaatopaikkakaasun talteenotto ja hyväksikäyttö on ollut vähäistä. YTV kerää kaatopaikkakaasua talteen Vuosaaren ja Seutulan suljetuilta kaatopaikoilta. Vuosaaressa kaatopaikkakaasua käytetään osittain lämmön tuotantoon ja osa

poltetaan soihdussa, Seutulan kaatopaikan kaatopaikkakaasulla tuotetaan sähköä ja lämpöä läheisen Katriinan sairaalan tarpeisiin. Mankkaan suljetulla kaatopaikalla suoritetaan mittauksia mahdollista kaatopaikkakaasun hyödyntämistä silmällä pitäen. Myös Hyvinkäällä Kapulan kaatopaikalla on hiljattain otettu käyttöön kaatopaikkakaasun talteenottolaitos, jonka keräämää kaasua käytetään kaukolämmön tuotantoon sekä kaatopaikan oman energiatarpeen tyydyttämiseen (Pietinen 1994).

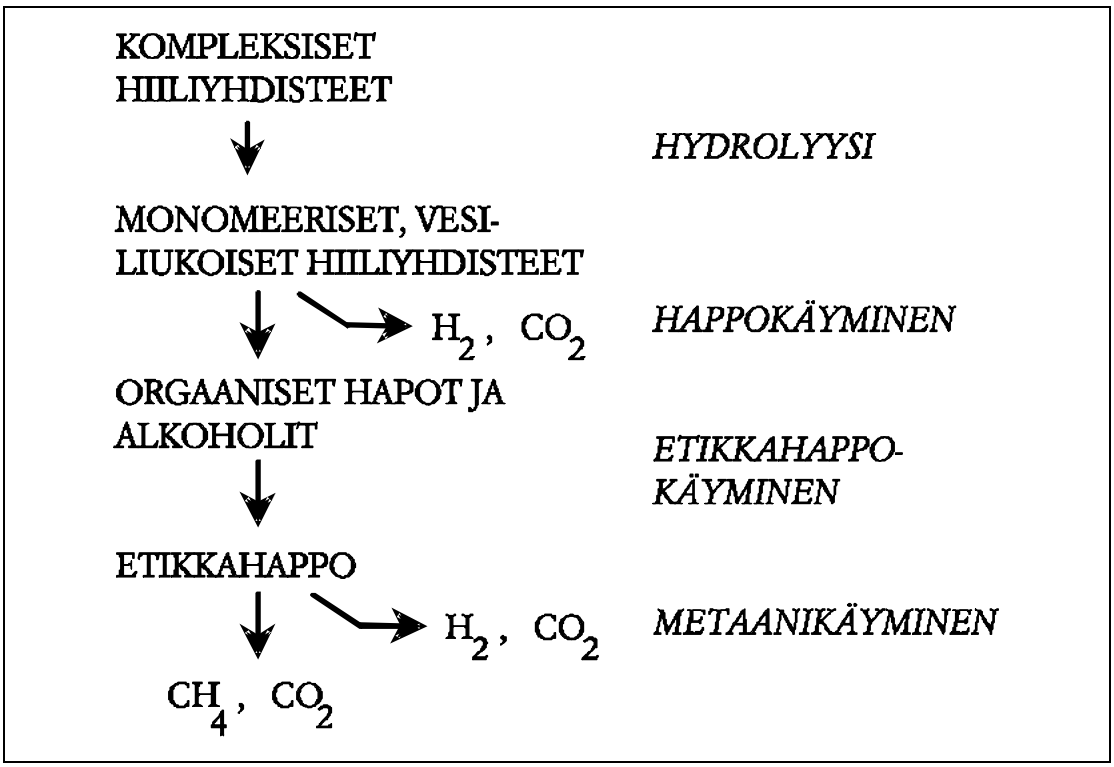
3.1.1 Kasvihuonekaasujen muodostuminen kaatopaikalla

Kaatopaikkakaasu muodostuu jätteen sisältämän orgaanisen aineksen hajotessa hapettomissa olosuhteissa biologisten prosessien seurauksena. Kaatopaikkakaasun pääkomponentit ovat metaani ja hiilidioksidi ja lisäksi se sisältää mm. vesihöyryä, vähän typpeä, happea ja vetyä sekä pieniä pitoisuuksia erilaisia rikki- ja halogeeniyhdisteitä ja muita hiilivetyjä kuin metaania.

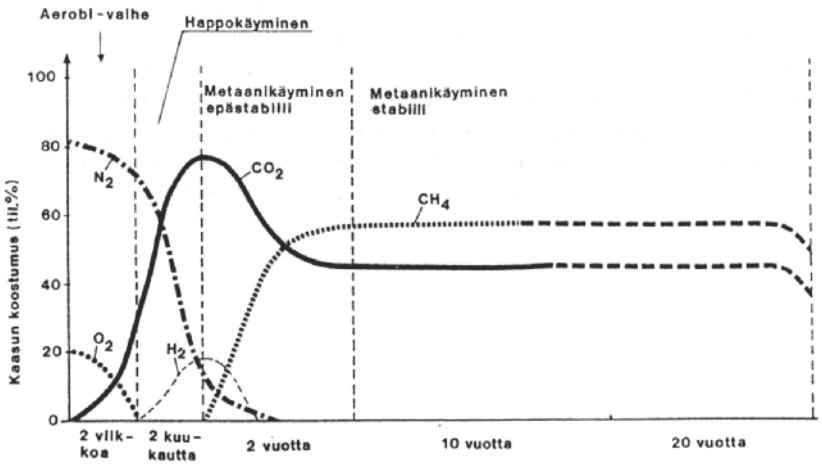
Jätteen hajoaminen kaatopaikalla on aluksi aerobista, jolloin orgaaninen aines hajoaa lahoamalla ja muodostunut kaasu sisältää lähinnä typpeä, happea, hiilidioksidia ja vesihöyryä. Jätteen tiivistyessä ja peittyessä maalla hajoaminen muuttuu anaerobiseksi. Anaerobinen hajoaminen voidaan jakaa neljään vaiheeseen, joihin osallistuu useita mikrobilajeja (ks. kuva 3).

Kaatopaikkakaasun koostumus vaihtelee jätteen hajoamisvaiheesta riippuen. Aerobivaiheessa kaasu koostuu lähes kokonaan typestä, hapesta ja hiilidioksidista, etikkahappokäymisvaiheessa hiilidioksidi ja typpi ovat kaasun pääkomponentit ja metaanikäymisvaiheessa koostumus vakiintuu vähitellen tasolle, jossa runsas puolet kaasusta on metaania, hiilidioksidia on jonkin verran vähemmän (ks. kuva 4). Pitkään jatkuneessa metaanikäymisessä alkaa myös typen osuus kasvaa.

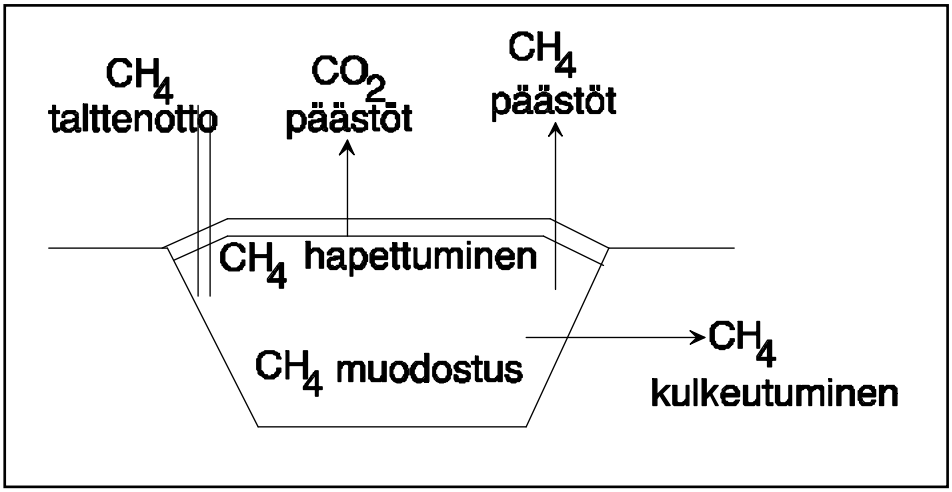
Kaatopaikan metaaninmuodostuspotentiaaliin vaikuttavat biologisesti hajoavien hiiliyhdisteiden pitoisuus jätteessä sekä kaatopaikalla vallitsevat olosuhteet. Jätteen sisältämän hiilen määrän arviointi on vaikeaa, koska jätteen koostumus vaihtelee paljon kaatopaikalta toiselle kuten myös saman kaatopaikan sisällä. Jätteen koostumus vaihtelee myös vuodenaikojen mukaan, esim. puutarhajätteiden määrä on runsaimmillaan alkukeväästä ja loppusyksystä. Ainoastaan osa jätteen sisältämistä hiiliyhdisteistä hajoaa biologisesti, osa muodostaa mikrobien rakenneaineita ja osa varastoituu maaperään. Hajoamisprosessissa syntyvistä vesiliukoisista hiiliyhdisteistä osa huuhtoutuu kaatopaikan valuma- ja suotovesien mukana pois kaatopaikan alueelta (ks. kuva 5, kaatopaikan hiilitase).



Kuva 3. Jätteiden anaerobisen hajoamisen päävaiheet (SNV 1993a).



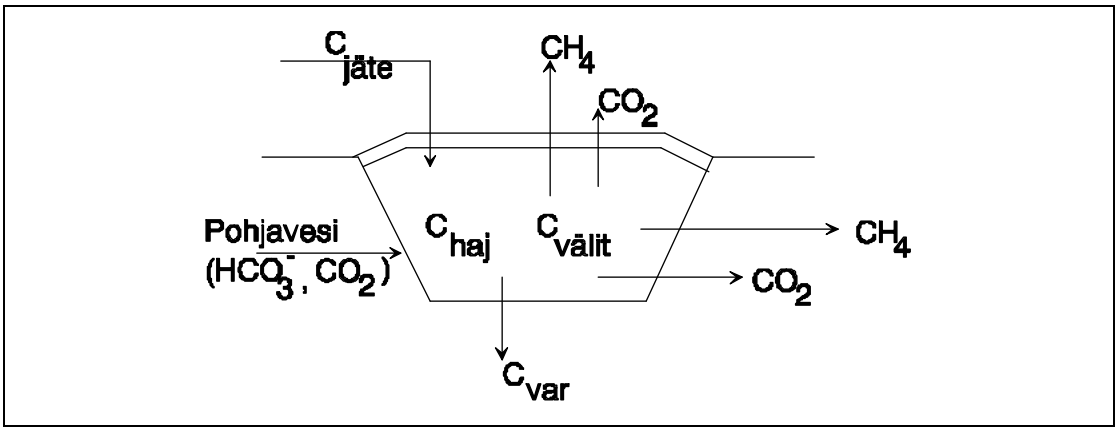
Kuva 4. Kaatopaikkakaasun muodostumisen eri vaiheet kaatopaikalla ajan funktiona (Kauppa- ja teollisuusministeriö 1987).



Kuva 5. Kaatopaikan hiilitase ($C_{jäte}$ on jätteiden, C_{haj} hajoamistuotteiden ja $C_{välit}$ välituotteiden sisältämä hiili sekä C_{var} kaatopaikalle varastoituva hiili) (Bogner & Spokas 1993).

Kaikki kaatopaikalla muodostunut metaani ei kulkeudu ilmakehään, sillä kaatopaikan pintakerroksissa tapahtuu metaanin hapettumista hiilidioksidiksi ja vedeksi. Tiedot siitä, missä määrin hapettumisesta tapahtuu, ovat vähäisiä ja ristiriitaisia. Thorneloen (1993a) mukaan kaatopaikan halkeamista vapautuva metaani viipyy pintakerroksessa niin vähän aikaa, ettei hapettumista ehdi tapahtua merkittävissä määrin. Bognerin ja Spokasin (1993) mukaan laboratoriokokeissa on osoitettu että enintään 10 % metaanista hapettuisi maan pintakerroksessa kaatopaikkaa simuloivissa olosuhteissa. Toisaalta Alankomaissa tehdyissä tutkimuksissa on todettu maaperän metaania hapettavien bakteerien pystyvän hapettamaan lähes kaiken maanalaisista maakaasuputkistoista vuotavan metaanin hiilidioksidiksi (Hoeks 1972).

Metaanin kulkeutumista kaatopaikalla on kuvattu yksinkertaistetulla ainetaseella kuvassa 6. Metaani voi kulkeutua kaatopaikalta myös vaakasuunnassa, joskin osa tästä metaanista löytänee tiensä ilmakehän myöhemmin. Kuvassa esitetyn metaanin kulkeutumista kuvaavan termin ($CH4_{kulk}$) voi siksi sisällyttää metaanipäästöjä kuvaavaan termiin, jos tarkasteluaikaväli on pitkä ja metaanin maaperässä tapahtuva hapettuminen voidaan olettaa vähäiseksi.



Kuva 6. Kaatopaikan yksinkertaistettu metaanitase (Bogner & Spokas 1993).

3.1.2 Kaatopaikkakaasun muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä

Kaatopaikkakaasun muodostumiseen ja koostumukseen vaikuttavat monet tekijät (SNV 1993a; Gardner & Probert 1993).

Jätteen koostumus. Teoreettinen maksimi kaatopaikkakaasun (CH_4 ja CO_2) muodostumiselle määräytyy jätteen hiilipitoisuudesta ja hiiliyhdisteiden keskimääräinen hapetusluku vaikuttaa syntyvän kaasun metaanipitoisuuteen. Esimerkiksi kilo rasvaa voi muodostaa 1,4 m^3 kaasua, jonka metaanipitoisuus on 70 %, kun kilosta hiilihydraattia voi muodostua 0,8 m^3 kaasua, josta 50 % on metaania. Jätteen koostumus vaikuttaa myös hajoamisnopeuteen. Esimerkiksi kiinteä puuaines voi hajota erittäin hitaasti kaatopaikalla, tärkkelys taas voi hajota nopeasti (elinaika 1 - 5 vuotta) ja täydellisesti kaatopaikalla vallitsevissa hapettomissa olosuhteissa. Jäte voi myös sisältää yhdisteitä, jotka estävät tai hidastavat kaatopaikkakaasun muodostumista. On todennäköistä, että suuressa kaatopaikassa on aina kohtia, joissa kaikentyyppisen jätteen hajoaminen on hyvin hidasta.

Kaatopaikan koko ja geometria. Kaatopaikan koko ja etenkin pinta-alan ja tilavuuden suhde vaikuttavat kaasunmuodostukseen. Jos pinta-alan ja tilavuuden välinen suhde on suuri, eli ulottuvuus syvyyssuunnassa vähäinen, pystyvät ilmasto-olosuhteet jäähdyttämään ja lämmittämään kaatopaikkaa tehokkaammin ja myös kaatopaikan aerobisten vyöhykkeiden suhteellinen osuus on suuri. Tällaiset olosuhteet ovat omiaan vähentämään ja hidastamaan kaatopaikkakaasun muodostumista, ja myös metaanin maan pintakerroksissa tapahtuvan hapettumisen merkitys kasvaa. Suomessa keskimääräinen täyttösyvyys on tyypillisesti alhaisempi ja ilmasto ankarampi kuin monissa Keski-Euroopan maissa.

Tiivistysaste. Hienojakoisissa ja tiivistetyissä jätemassoissa kosteus jakautuu tasaisemmin ja mikrobiologiselle toiminnalle altistuva pinta-ala on suurempi kuin tiivistämättömissä jätekasoissa. Tämä nopeuttaa jätteiden hajoamista. Erittäin voimakkaalla tiivistymisasteella vaikutus hajoamisnopeuteen on kuitenkin päinvastainen.

Kosteus. Kosteusolosuhteet määräävät pitkälti jätteen hajoamisasteen ja -nopeuden. Kaatopaikkakaasun muodostuksen on todettu estyvän, jos kosteuspitoisuus laskee alle 20 %, ja nousevan lineaarisesti aina 60 % kosteuspitoisuuteen saakka.

Ravinteet. Orgaanisen aineksen ja muiden ravinteiden suhde on tärkeä muuttuja optimaalisen anaerobisen hajoamisprosessin kannalta. Metaanin muodostumisen kannalta optimaalinen hiili-typpisuhde on noin 30:1 ja typpi-fosforisuhde noin 7:1. Myös mikroravinteiden (rauta, nikkeli, magnesium, kalsium, barium, koboltti ja sulfaatti) pitoisuudet vaikuttavat hajoamisprosessiin. Kotitalousjätteet sisältävät tavallisesti riittävästi sekä makro- että mikroravinteita, joskin kaatopaikoilla voi paikallisten ravinneköyhien tai runsasravinteisten alueiden muodostuminen olla sattumanvaraista.

pH. Anaerobisen hajoamisen optimi pH-alue on välillä 6 - 8. Alueen ulkopuolella metaanikäyminen on hitaampaa tai kokonaan pysähdyksissä. Kaatopaikan happokäymisestä vastaavat mikrobikannat tuottavat usein happoja nopeammin kuin mitä metaania tuottavat bakteerit pystyvät käyttämään, jolloin pH laskee ja metaanikäyminen voi paikallisesti hidastua.

Lämpötila. Mikrobit ovat herkkiä myös lämpötilan vaihteluille. Metaania tuottavat bakteerit ovat aktiivisia lämpötila-alueella 15 - 45 ^{o}C optimin ollessa noin 32 - 35 ^{o}C. Sekä aerobinen että anaerobinen käyminen tuottavat kumpikin lämpöä, anaerobinen prosessi kuitenkin vain noin 6 - 7 % aerobisen prosessin lämmöstä. Aerobisen käymisen aikana paikalliset lämpötilat voivat nousta jopa 70 ^{o}C, missä lämpötilassa metaanintuotanto on estynyt.

Kylmän ilmaston vaikutukset kaatopaikan lämpötilaan rajoittuvat kaatopaikan ylimpiin kerroksiin. Bingemerin ja Crutzenin (1987) mukaan yli kahden metriin syvyyksissä kaatopaikan lämpötila on riippumaton ulkoilman lämpötilasta. Suomen oloissa syvyysarvoon vaikuttavat lumipeite ja talven ankaruus.

Mikrobikanta. Metaania tuottavat bakteerit ovat herkkiä kaatopaikalla vallitseville olosuhteille (happipitoisuus, lämpötila, pH jne.). Lietteen sijoittaminen kaatopaikalle lisää mikrobikantoja ja voi nopeuttaa kaatopaikkakaasun tuotantoa. Myös lisäämällä kaatopaikalle jätteen joukkoon esimerkiksi sellulaasientsyymiä ja kierrättämällä kaatopaikan suotovesiä voidaan kaasuntuotantoa lisätä (Korhola et al. 1994).

3.1.3 Kaatopaikan kasvihuonekaasupäästöjen arvioiminen

Kaatopaikan kasvihuonekaasupäästöt voidaan laskea
- ainetaseisiin perustuvien menetelmien tai
- kokeellisesti määritettyjen päästökertoimien avulla sekä
- erilaisilla kineettisillä (dynaamisilla) malleilla, kun halutaan tarkastella kaasujen vapautumista ajan funktiona.

<u>Ainetaseisiin perustuvista arviointimenetelmistä</u> Bingemerin ja Crutzenin (1987) kehittämä menetelmä globaalien metaanipäästöjen arviointiin on tunnetuin. Myös OECD (1995) suosittelee menetelmän käyttöä tietyin varauksin. Menetelmässä

oletetaan kaiken jätteestä muodostuvan metaanin vapautuvan samana vuonna kun jäte viedään kaatopaikalle. Metaanipäästöt lasketaan yhtälöstä (1)

$$E_{CH_4} = MSW_{gen} * MSW_{landf} * DOC_{MSW} * DOC_{diss} * 0{,}5\ g\ CH_4 - C / g\ biokaasu - C * 16\ g\ CH_4 / 12\ g\ C - CH_{4\,rec} \qquad (1)$$

missä E_{CH_4} on vuotuinen metaanipäästö (kg/a), MSW_{gen} on yhdyskuntajätteen kokonaismäärä (kg/a), MSW_{landf} on kaatopaikalle viety osuus, DOC_{MSW} on yhdyskuntajätteen sisältämä hajoamiseen käytettävissä oleva hiilen osuus ja DOC_{diss} on osuus, joka hajoaa. Muodostuvan biokaasun oletetaan sisältävän 50 tilavuusprosenttia metaania ja 50 tilavuusprosenttia hiilidioksidia. Mikäli metaania otetaan talteen joko poltettavaksi soihduissa tai energiantuotantoon, vähennetään ko. määrä ($CH4_{rec}$) päästöistä.

Eniten epävarmuutta Bingemerin ja Crutzenin (1987) menetelmässä aiheuttaa biologisesti hajoavan hiilen osuuden (DOC_{diss}) määrittäminen. Bingemer ja Crutzen olettivat 80 % jätteen sisältämästä hiilestä hajoavan. Olettamalla syntyvän biokaasun sisältävän 50 % metaania muodostuisi kiloa biologisesti hajoavaa hiiltä kohden 0,5 kg metaania. Kaatopaikoilla olosuhteet eivät aina ole hajoamisen kannalta optimaaliset, ja hajoavan orgaanisen aineksen osuus kaatopaikoilla tehtyjen mittausten perusteella on arvioitu pienemmäksi.

Bognerin ja Spokasin (1993) mukaan kaatopaikoilla tehtyjen tutkimusten perusteella voidaan päätellä, että keskimäärin 25 % (0 - 47 %) hiilestä hajoaisi ja loput varastoituisi maaperään. Koska nykyisenkaltaista kaatopaikkasijoitusta on harjoitettu vasta muutaman vuosikymmenen ajan, ei voida varmuudella sanoa kuinka pysyvän hiilivaraston kaatopaikat muodostavat. Ham (1993) uskoo, että hajoamisen kannalta epäedulliset olosuhteet vain hidastavat hajoamista ja että kaikki hajoava aines hajoaa lopulta, täydellinen hajoaminen voi tosin kestää erittäin kauan.

Uusiutuvista hiililähteistä peräisin olevan hiilen varastoituminen kaatopaikoille vähentää luonnon kierrossa olevaa hiilimäärä ja siten ilmakehän hiilidioksidipitoisuutta. Kaatopaikka toimii siis paitsi kasvihuonekaasujen päästölähteenä myös hiilinieluna.

Bingemerin ja Crutzenin (1987) menetelmässä jätteen sisältämän orgaanisen aineksen hajoamisesta syntyvän metaanin oletetaan vapautuvan ilmakehään samana vuonna kuin jäte sijoitetaan kaatopaikalle. Koska kaatopaikoille sijoitettavat jätemäärät ovat kasvaneet useimmissa maissa, on arvioitu, että menetelmä yliarvioi nykyisiä päästöjä noin 20 %:lla. Menetelmä ei myöskään ota huomioon maan pintakerroksissa mahdollisesti tapahtuvaa metaanin hapettumista hiilidioksidiksi, mikä myös vähentää todellisia päästöjä.

<u>Kokeellisesti määritettyjen päästökertoimien käyttöä</u> kaatopaikkojen metaanipäästöjen arvioimisessa puoltaa se seikka, että muissa menetelmissä tarvittavaa tietoa ei useinkaan ole helposti saatavissa. On ehdotettu (Peer et al. 1993; Thorneloe 1993a), että päästöarviot tehtäisiin kaatopaikkakaasun talteenotosta saatujen

mittaustulosten perusteella määritettyjen päästökerrointen avulla. Kaatopaikkakaasun talteenoton tehokkuuteen vaikuttavat monet tekijät, mm. talteenoton aloittamisajankohta, käytetty talteenottojärjestelmä ja pinnan tiiviysaste. Keskimäärin muodostuvasta kaasusta arvioidaan saatavan talteen 20 - 80 % (Peer et al. 1993; SNV 1993b). Vuosaaren kaatopaikkakaasun käyttöönottokokeilussa talteenottoaste arvioitiin 20 - 50 %:ksi (Kauppa- ja teollisuusministeriö 1987). Kun yleinen arvio metaanin hapettumiselle maaperän pintakerroksissa liikkuu tasolla 10 %, voidaan arvioida talteenottoon perustuvien päästökertoimien aliarvioivan päästöjä 10 - 70 %:iin.

Peerin (et al. 1993) 21 Yhdysvaltalaiselta kaatopaikalta keräämien talteenottotietojen perusteella määrittämät ominaispäästöt metaanille ovat 23,5 - 61,2 kg CH_4/tonni märkää jätettä (keskimäärin 42,4 kg CH_4/tonni märkää jätettä). Koska Yhdysvalloissa yhdyskuntajätteen orgaaninen osuus on jonkin verran korkeampi (keskimäärin noin 3 %) kuin muissa OECD-maissa, saattavat annetut päästökertoimet yliarvioida muiden maiden metaanipäästöjä.

Vuosaaren kaatopaikkakaasun käyttöönottokokeilussa kaatopaikalle viedyn 1,72 miljoonan jätetonnin kaatopaikkakaasupotentiaali arvioitiin 110 - 140 Mm^3:ksi (noin 25 kg CH_4/tonni märkää jätettä, kun metaanin osuus biokaasusta mitattiin 50 %:ksi). Ettala et al. (1988) arvioivat metaanin tuotannon alhaiseksi Suomen oloissa viidellä kaatopaikalla tehtyihin mittauksiin perustuen. Mittauksissa kaatopaikkakaasun keskimääräiseksi metaanipitoisuudeksi saatiin vain 22 tilavuusprosenttia.

Sekä Bingemerin ja Crutzenin (1987) kaatopaikan hiilitaseeseen perustuvan että Peerin (et al. 1993) kokeellisen menetelmän mukaan tietyn vuoden päästöt arvioidaan samana vuonna kaatopaikalle viedystä jätemäärästä. Todellisuudessa metaani vapautuu jätteestä vasta vuosien, jopa vuosikymmenten kuluttua. Käyttämällä kineettisiä malleja voidaan aikaviive ottaa huomioon. Yleisimmin kaatopaikan metaanipäästöjen arviointiin on käytetty ensimmäisen asteen kineettistä mallia. Mallissa vuonna t_a kaatopaikalle viedystä jätteestä aiheutuvat metaanipäästöt E_a vuonna t ($t > t_a$) saadaan yhtälöstä (2)

$$E_a(t - t_a) = k\, L_0\, MSW_{gen}\, MSW_{landf}\, e^{-k(t - t_a)}. \qquad (2)$$

L_0 on jätteen metaanintuottopotentiaali (kg CH_4/tonni kaatopaikalle sijoitettua jätettä) ja k hajoamisvakio. MSW_{gen} ja MSW_{landf} on annettu yhtälössä (1). Vuoden t kokonaismetaanipäästöt E_{CH_4} kaikesta ennen vuotta t kaatopaikalle sijoitetusta jätteestä saadaan yhtälöstä (3)

$$E_{CH_4}(t) = \int_0^t E_a(t - t_a)\, dt. \qquad (3)$$

Ensimmäisen asteen kineettinen malli soveltuu hyvin yksittäisten kaatopaikkojen päästöjen arviointiin, jos yhtälössä tarvittavat muuttujat pystytään määrittämän. Peerin (et al. 1993) mukaan mallin tarkkuus paranee, jos muuttujien määrittämisessä voidaan käyttää kyseiseltä kaatopaikalta saatuja mittaustuloksia kaasun talteenotosta. Maakohtaisten päästöarviointien tekeminen on myös mahdollista

kineettisellä mallilla, mutta muuttujien valinta on huomattavasti vaikeampaa kuin yksittäisille kaatopaikoille.

Metaanintuottopotentiaali voidaan määrittää kuten Bingemerin ja Crutzenin (1987) menetelmässä ainetaseisiin perustuen tai kuten Peer et al. (1993) ehdottavat mittaustulosten perusteella. Hajoamisvakiolle k on kirjallisuudessa annettu hyvin erilaisia arvoja. Peer et al. (1993) käyttivät laskuissaan hajoamisvakiolle arvoja 0,02 - 0,04 a^{-1}, mitkä vastaavat 50 ja 25 vuoden elinaikoja jätteen hajoamiselle. van Amstel et al. (1993) käyttivät Alankomaiden metaanipäästöjen arvioinnissa hajoamisvakiolle arvoa 0,1 a^{-1}, mikä vastaa 10 vuoden elinaikaa. Ruotsissa tehdyn kaatopaikkakaasun muodostumista ja talteenottoa koskevan selvityksen mukaan hajoamisvakio vaihtelee tyypillisesti välillä 0,07 - 0,11, mikä vastaa noin 15 ja 10 vuoden elinaikoja (SNV 1993a).

Kaatopaikoille sijoitettavan jätteen määrää halutaan yleisesti vähentää teollistuneissa maissa, ja etenkin orgaanisen jätteen sijoittaminen kaatopaikoille tulee vaikeutumaan tulevaisuudessa. Tämä tarkoittaa, että kaatopaikoille vietävän jätteen hiilipitoisuus tulee laskemaan ja sen sisältämä orgaaninen aines tulee olemaan huonosti hajoavaa. Kaatopaikkojen metaanipäästöt tulevat siis vähenemään määrällisesti samalla kun hajoamiseen kuluva aika tulee kasvamaan. Kaatopaikkojen haittavaikutuksia on todennäköisesti valvottava pitempään, sillä vaikka vain epäorgaanisia yhdisteitä sijoitettaisiin kaatopaikalle, tulevat kaatopaikkojen suoto- ja valumavedet vaatimaan tarkkailua (Ham 1993).

Taulukossa 2 on esitetty yhteenvetona eri lähteiden ja menetelmien mukaan lasketut ominaispäästökertoimet taulukon 1 mukaiselle yhdyskuntajätteelle.

Taulukko 2. Yhteenveto kaatopaikkojen ominaispäästöistä taulukon 1 mukaiselle jätteelle.

	CH_4 kg /jätetonni	CH_4 kg/t k.a.	CH_4 kg/t DOC
Bingemer & Crutzen	98	140	500
KTM	22	31	112
Peer et al.	38 (21 - 55)	55 (30 - 79)	195 (108 - 282)
Bogner & Spokas	49 (38 - 60)	70 (54 - 86)	250 (192 - 307)

- Vuosaaren kaatopaikan (KTM) biologisesti hajoavan hiilen osuuden (DOC) jätteen kuiva-aineesta arvioitiin olevan 29 %.
- Peerin (et al. 1993) päästöarvion oletettiin pätevän jätteelle, jonka biologisesti hajoavan hiilen osuus on 31 % jätteen kuiva-aineesta.
- Bognerin & Spokasin (1993) arvio perustuu oletukseen, että 25 - 40 % jätteen sisältämästä kokonaishiilen määrästä hajoaisi.

3.1.4 Kaatopaikkasijoituksen kustannukset

Suomen kuntaliitto laatii määräajoin selvityksiä kuntien jätehuollosta ja jätehuollon kustannuksista kunnille lähettyihin kyselyihin perustuen (Suomen kaupunkiliitto 1993 ja Suomen Kuntaliitto 1994). Kustannusten vertailu on vaikeaa, koska jätehuollon järjestäminen kunnissa vaihtelee samoin kuin menojen kirjaaminen. Vuoden 1991 tilipäätösten mukaan kuntien jätehuollon kustannukset olivat:

- jätehuollon käyttömenot (sisältää korot ja poistot) 263 306 000 mk
- kaatopaikkainvestoinnit 67 863 000 mk.

Vuoden 1991 kaatopaikkojen kokonaiskustannuksiksi arvioitiin 60 mk/asukas/a. Kustannusarvio perustuu ainoastaan seitsemän kaupungin ja kahden kunnan tietoihin, koska ainoastaan näistä kunnista saatiin vertailukelpoiset tiedot ilman kuljetuskustannuksia. Kaatopaikan hoitokulut muodostavat suurimman osan kustannuksista (44 mk/asukas/a), loppuosa kustannuksista koostuu korko-, poisto-, hallinto- ja muista menoista.

Kaatopaikkojen hoitokuluja pystyttiin tarkastelemaan tarkemmin kuin muita menoeriä. Keskimäärin hoitokulut olivat kyselyn mukaan 35 mk/asukas/a ja kaupungeissa, joista jätemäärätiedot saatiin tonneina (seitsemän kaupunkia + YTV) keskimäärin 46 mk/t/a. Tonnia kohti lasketut kustannukset ovat siis keskimäärin 1,5-kertaiset asukasta kohti laskettuihin kustannuksiin nähden. Tämän mukaan kaatopaikkojen kokonaiskustannukset (ilman kuljetuskustannuksia) olisivat noin 90 mk/t/a.

Yllä mainitut luvut ovat keskimääräisiä, eivätkä selitä kaikkia kaatopaikkasijoituksesta mahdollisesti aiheutuvia kustannuksia. Kaatopaikkasijoituksen kustannukset vaihtelevat paljon kaatopaikan sijainnista, iästä ja hoidosta riippuen. Vanhojen kaatopaikkojen perustamiskustannukset ovat olleet pienemmät kuin nykyisten, mutta mikäli kaatopaikkojen ympäristö on saastunut, voi tilanteen korjaaminen olla hyvinkin kallista. Nämä kustannukset eivät ole mukana yllä olevissa arvioissa. Uusien kaatopaikkojen perustamiskustannukset voivat olla suuret (miljoonia markkoja), mutta ympäristöhaitat pystytään samalla hallitsemaan paremmin.

Jätteiden kaatopaikkasijoituksen kustannukset vaihtelevat suuresti eri maissa. Maan hinnan, kaatopaikan perustamiselle ja hoitamiselle asetetut vaatimukset sekä työn hinta vaikuttavat merkittävästi kustannuksiin. IEA (1994) on arvioinut eri jätteidenkäsittelymenetelmien kustannuksia jäsenmaissaan. Kaatopaikkasijoituksen käsittelykustannukset ovat arvion mukaan 10 - 100 ECU/t (noin 60 - 600 mk/t).

3.1.5 Kaatopaikkakaasun talteenotto

Kaatopaikkakaasun talteenotolla vähennetään paitsi kasvihuonekaasupäästöjä myös kaasusta aiheutuvia hajuhaittoja ja haitallisten aineiden leviämistä kaatopaikalla ja sen lähistössä sekä metaanin aiheuttamaa räjähdys- ja palovaaraa. Talteen otettu kaasu voidaan polttaa joko soihdussa tai energiantuotantosovellutuksissa

(ks. kohta 3.3.2) tai käyttää hyödyksi raaka-aineena teollisuudessa (esim. metanolin tuotannossa).

Kaatopaikkakaasun talteenoton mahdollisuuksiin vaikuttavat jätteen koostumus ja sijoitus kaatopaikalle. Mikäli hajoava jäte sijoitetaan omalle alueelleen kaatopaikalla muodostuu biokaasua enemmän ja nopeammin pinta-alayksikköä kohti, jolloin myös kaasun talteenotto on edullisempaa. Jätevedenkäsittelyssä syntyvien lietteiden sijoitus kaatopaikalle yhdyskuntajätteen sekaan lisää kaasuntuotantoa ja parantaa siten talteenoton mahdollisuuksia. Liian runsas lietteen käyttö voi toisaalta estää kaasun kulkeutumista kaatopaikalla ja vaikeuttaa talteenottoa, sillä mikäli kaatopaikalla on paljon tiiviitä kerrostumia on talteenottoputkia oltava tiheämmässä (SNV 1993b).

Kaatopaikkakaasun talteenottojärjestelmä koostuu tyypillisesti kaasun imukaivoista, kokoojaputkistoista ja kaivoista, kompressori- tai puhallinasemasta sekä tarvittavasta instrumentoinnista ja sähköistyksestä. Kompressori- tai puhallinasemalta kaasu johdetaan joko soihtuun tai hyötykäyttöön. Sovellutuksesta riippuen tarvitaan lisäksi vedenpoisto- ja kuivauslaitteistoja sekä erilaista mittaus- ja analyysilaitteistoa.

Kaatopaikkakaasun muodostuminen kiihtyy sitä mukaa kuin jätemäärä kaatopaikalla kasvaa (tavallisesti kaatopaikalle viedään jätettä 10 - 20 vuoden ajan) ja saavuttaa huippunsa kaatopaikan sulkemisen aikoihin, jonka jälkeen kaasuntuotanto vähitellen vähenee (ks. kuva 4). Kaatopaikkakaasun talteenotto aloitetaan usein vasta kaatopaikan sulkemisen jälkeen, jolloin osa muodostuneesta metaanista on jo vapautunut ilmakehään. Kaatopaikan yläpinnan peittäminen ja tiivistäminen kaatopaikan valmistuttua lisää talteenoton tehokkuutta vähentämällä talteenottoverkoston ohi ilmakehään karkaavan kaasun määrää.

Kaatopaikkakaasun talteenotto tehdään usein pystysuorien kaasukaivojen avulla, koska niiden asennus on helppoa. Haittapuolena pystysuorissa putkissa on, että niiden vaikutusalue on suhteellisen pieni, jolloin tehokkaan talteenoton varmistamiseksi putkien väliset etäisyydet on pidettävä pieninä. Horisontaalisten kaasunkeräysjärjestelmien tehokkuus on todettu noin 20 % tehokkaammaksi kuin vertikaalisten, mutta niiden asennus maahan on kalliimpaa ja niiden toiminta voi häiriintyä kaatopaikan maan painumisen seurauksena helpommin kuin pystysuorien putkien (Oonk 1994; Tanskanen ja Pelkonen 1993).

Horisontaaliset kaasunkeräysputket asennetaan kaatopaikalle täytön aikana, ja kaasun talteenotto voidaan aloittaa kun jätekerrokseen syvyys on kolme metriä. Putkistoja asennetaan tavallisesti useaan kerrokseen ja kerrosten väliset etäisyydet ovat 6 - 10 metriä. Pystysuorien kaasukaivojen asentaminen on mahdollista myös kaatopaikan täytön aikana ja tällöin säästytään reikien porauskustannuksilta. Mikäli kaatopaikka täytetään osastoittain ja kaasun talteenotto aloitetaan kaatopaikan täytön aikana, päästään pystysuorilla talteenottojärjestelmillä hyviin talteenottotehokkuuksiin.

Kaatopaikkakaasun talteenottomäärä vaihtelee kaatopaikalta toiselle ja riippuu mm. ajankohdasta, jolloin talteenottoa aloitetaan. Vuosaaren kaatopaikalta arvioi-

tiin saatavan talteen 1,6 m^3 biokaasua/t jätettä/a (Kauppa- ja teollisuusministeriö 1987). Seutulan kaatopaikalta odotetaan vastaavasti saatavan talteen noin 2,3 m^3 biokaasua/t jätettä/a. Oonkin (1994) arvioissa talteenottomäärät ovat 3 - 6 m^3 biokaasua/t jätettä/a.

3.1.6 Kaatopaikkakaasun talteenoton kustannukset

Vuosaaren kaatopaikan kaasunkeräysjärjestelmän (imukaivot, kokoojaputkistot, kompressoriasema) investointikustannukset arvioitiin noin 4,1 milj. mk:si. Seutulan talteenottojärjestelmän vastaava kustannusarvio on noin 4,7 milj. mk. Jos vuosittaiset talteenottojärjestelmän käyttökustannukset ovat arviolta vajaat 100 000 mk/a ja käyttöikä 10 - 15 vuotta, saadaan kaasun energianhinnaksi 11 %:n korkokannalla noin 50 mk/MWh.

Oonk (1994) on vertaillut eri talteenottojärjestelmien tehokkuuksia ja kustannuksia tuotettua metaanitonnia kohti (taulukko 3). Laskelma perustuu kaasuntuotantoon kaatopaikalla, jonne on viety 250 000 t jätettä kymmenen vuoden aikana. Viisi vuotta kaatopaikan sulkemisen jälkeen kaatopaikka on peitetty tiiviillä kalvolla. Kokoomaputkistojen, puhaltimien ja soihtujen kustannukset eivät ole mukana laskelmassa. Laskelman mukaan pystysuorilla kaatopaikan täytön aikana käyttöön otetuilla talteenottojärjestelmillä päästään parhaimpaan tulokseen, horisontaalisen talteenottojärjestelmän tehokkuus on myös hyvä, mutta kustannukset korkeat.

Taulukko 3. Kaatopaikkakaasun talteenottojärjestelmien vertaus (Oonk 1994).

Talteenottojärjestelmä	Talteenotto-tehokkuus %	Kustannustehokkuus NLG/t CH_4
Pystysuorat kaasukaivot, asennus kaatopaikan sulkemisen jälkeen	39	0,56
Osastoittain pystytetyt pystysuorat kaasukaivot	55	0,25
Horisontaalinen talteenottojärjestelmä	45	0,88
Pintaan asennetut salaojaputket	30	0,55

SNV (1993b) on arvioinut kaatopaikkakaasun talteenottojärjestelmän perustamiskustannusten olevan 2 - 2,5 miljoona kruunua ja käyttökustannusten 0,1 - 0,2 miljoona kruunua 1 MW:n laitokselle. Perustamiskustannuksista noin 35 - 40 % aiheutuu talteenottojärjestelmän perustamisesta, 45 - 50 % kompressoriasemasta ja 10 - 20 % soihdusta.

3.2 Biologisen käsittelyn päästöt

3.2.1 Kompostointi

Kompostointi on nopeutettua maatumista, prosessissa hajoamiskelpoinen orgaaninen jäte muuttuu mikrobien toiminnan ansiosta hiilidioksidiksi, vedeksi ja stabiiliksi humukseksi, jota voidaan edelleen käyttää maanparannusaineena. Oikein toimivassa kompostissa jätteen haju häviää ja taudinaiheuttajat kuolevat. Kompostin lämpötila voi nousta jopa 80 ^{o}C:seen, mikrobitoiminnan optimilämpötilana pidetään 55 - 65 ^{o}C:ta. Kompostin on oltava riittävän suuri lämmetäkseen tarpeeksi, lisäksi kompostoivan materiaalin hiili-typpisuhde, kosteus ja hapensaanti vaikuttavat kompostin toimintaan. Mikro-organismit käyttävät noin 20 % jätemassan orgaanisesta hiilestä aineenvaihduntaansa, noin 80 % hiilestä palvelee käyttöaineenvaihduntaa ja siis energiantuotantoa. Lämpöylimäärä on noin 33 - 41 MJ/kg hiiltä (Bilitewski et al. 1991). Kompostoinnissa syntyvää lämpöä ei pystytä tavallisesti hyödyntämään.

Pääosa kompostoinnista Suomessa tapahtuu aumoissa ja pienkomposteissa. Reaktorikompostointia harjoitetaan pääasiassa n. 100 maatilalla eri puolilla Suomea. Reaktorikompostointi on lisäämässä osuuttaan biojätteen ja lietteiden käsittelymenetelmänä.

Biojätteen erilliskeräily ja kompostointi ovat Euroopassa (esimerkiksi Saksassa ja Hollannissa) laajoja väestöpiirejä koskeva jokapäiväinen asia. Suomessa biojätteen syntypistelajittelu, jätteiden kiinteistökohtainen erilliskeräys ja keskitetty kompostointi on aloitettu jätehuoltomääräyksiin perustuen mm. Pääkaupunkiseudulla, Lahdessa, Turussa ja Mikkelissä. Muilla paikkakunnilla, kuten Jyväskylässä ja Tampereella, on menossa koetoimintaa asiasta. Yhdyskuntien jätevesilietteitä kompostoidaan Suomessa useissa kunnissa. Biojätteen erilliskeräyksellä ja kompostoinnilla pyritään vähentämään kaatopaikkojen kuormitusta ja tuottamaan laadullisesti korkeatasoista kompostihumusta, jätevesilietteen kohdalla pyritään lähinnä jätemäärän tilavuuden maksimaaliseen vähentämiseen.

Erilliskerätty biojäte täytyy ehdottomasti ennen käyttöä hygienisoida. Kompostointi on tehokas hygienisoimismenetelmä ja pienessä ja keskissuuressa mittakaavassa halvempi kuin termofiilinen anaerobinen mädätys. Toisaalta kompostointiin kytkeytyy työhygieenisiä haittatekijöitä, etenkin biojätteen aumakompostoinnissa on hajujen muodostumisen vaara. Kesällä ja syksyllä 1993 haittasi kompostiaumoista kääntöjen yhteydessä lähtevä paha haju toimintaa Espoossa Ämmässuon kompostikentällä. Aumojen todettiin joutuvan sisäosistaan varsin nopeasti anaerobiseen happokäymisen tilaan, pH laski jopa alle neljän, todettiin runsasta karboksyylihappojen muodostumista. Paikoin aumojen ytimistä mitattiin erittäin alhaisia happipitoisuuksia ja metaanin konsentraatiot olivat melko korkeita, 0,005 -0,145 %, kun hiilimonoksidin määrä oli suurimmillaan 0,069 %.

Kompostoitaessa biojätteitä tai lietettä käytetään lisänä tukiaineita, joiden tarkoituksena on säätää kompostin hiili/typpisuhdetta ja nostaa seoksen kuiva-ainepitoisuutta. Lisäksi tukiaineilla taataan, että massassa on riittävästi vapaata ilmatilaa

kaasunvaihdolle. Espoon Ämmässuon kompostikentillä käytettiin aluksi 30 % haketta tukiaineena. Määrä todettiin liian vähäiseksi ja nyt kompostiaumojen tukiainepitoisuus on noin 50 %. Aumojen korkeutta on myös laskettu.

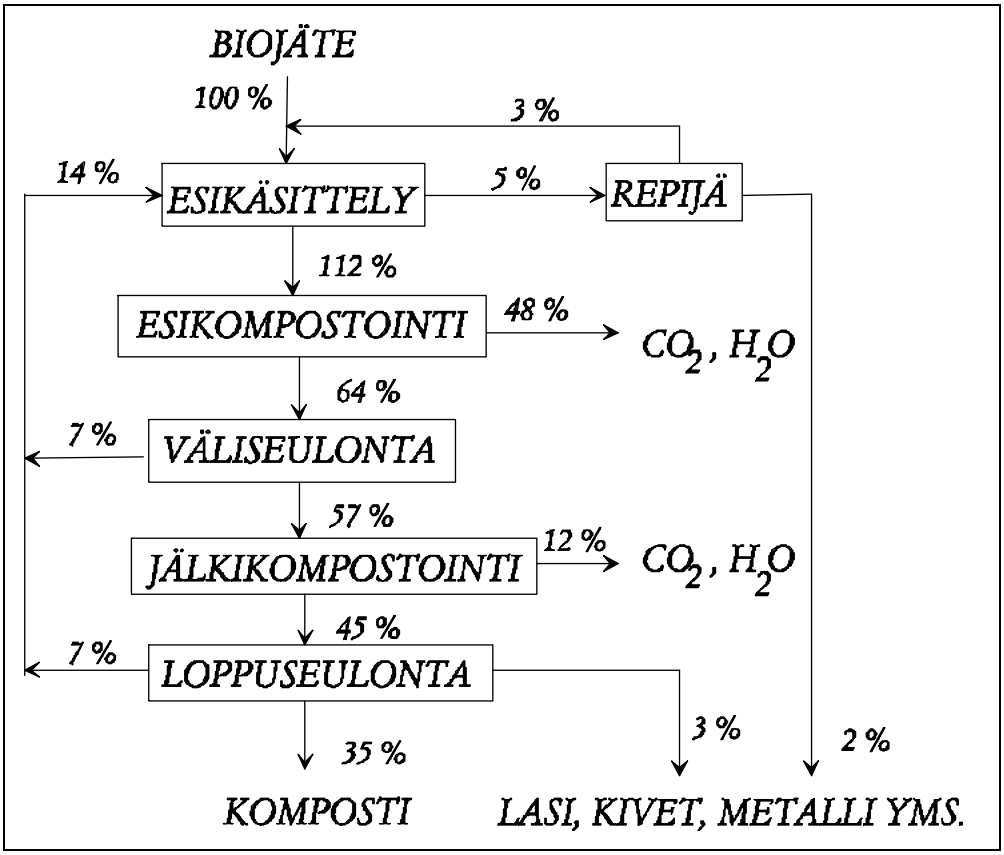
Lietteiden kompostoinnissa tukiaineiden määrä on vielä suurempi, noin kaksin- tai kolminkertainen lietemäärään nähden. Jos tukiaineen määrää on pieni, niin hienojakoinen materiaali tiivistyy liikaa. Tällaista materiaalia kompostoitaessa on kosteuspitoisuuden säätö erittäin merkityksellistä, koska huokoset ovat tilavuudeltaan pieniä ja vähäinenkin vesimäärän lisäys saattaa aiheuttaa merkittävän vähenemän materiaalin kaasunvaihtokyvyssä. Kompostoitumisen saattamiseksi käyntiin ilman tukiaineita on pyrittävä n. 40 %:n kuiva-ainepitoisuuteen.

Kompostoinnin kasvihuonekaasupäästöt

Hyvin toimivassa kompostoinnissa muodostuva kasvihuonekaasu on hiilidioksidi. Biojätteiden hiili on kokonaan peräisin uusituvista lähteistä, eikä CO_2-päästöjä näin ollen oteta huomioon päästöarvioissa. Metaanin muodostuminen kompostoinnissa on marginaalista, vaikka komposti toimisi huonostikin. Esimerkiksi Ämmässuon kompostikentältä mitatut metaanipitoisuudet olivat pieniä, vaikka komposteissa hajun perusteella oli voimakkaasti anaerobisia kohtia. Haju on merkki massan liiallisesta tiivistymisestä, jolloin kompostin sisälle muodostuu anaerobisia alueita, joissa muodostuu haisevia yhdisteitä ja metaania. Kaikki muodostunut metaani ei välttämättä vapaudu ilmakehään, vaan voi hapettua kompostin aerobisissa osissa.

Kompostoinnissa typpihäviöitä tapahtuu erikoisesti kuumavaiheen aikana, varsinkin tilanteessa, jolloin kompostin lämpötila ja pH ovat korkeita. Jälkikypsytysvaiheessa typenhäviöitä tapahtuu, jos nitraattia liukenee kompostista esim. sadevesien mukana. Kompostoinnissa tapahtuvat typpihäviöt voivat kaiken kaikkiaan olla jopa 50 % alkuperäisestä typen määrästä. Biojätteiden typpipitoisuus on kuitenkin pieni (muutaman prosentin luokkaa), ja koska typpi vapautuu suurimmaksi osaksi ammoniakkina tai molekylaarisena typpenä jäävät typpioksiduulipäästöt pieniksi. Tutkimuksessa tehtyjen mittausten alustavat tulokset tukevat väitettä.

Kompostoinnin massa- ja hiilitaseet riippuvat kompostoitavan jätteen ja tukiaineen koostumuksesta sekä kompostointiajasta ja olosuhteista. Kuvassa 7 esitetään esimerkkinä Hollannissa Deurnessa toimivan kompostointilaitoksen massatase.



Kuva 7. Kaaviokuva Hollannissa Deurnessa sijaitsevan kompostointilaitoksen ainevirroista. Prosenttiluvut ovat märän biojätteen painoprosentteja (Lokin & Oorthuys 1994).

Kompostoinnin kustannukset

Kompostoinnin kustannukset vaihtelevat paljon riippuen kompostointilaitoksen koosta ja sijainnista. Kiinteistökohtaisten pienkompostoreiden hinnat vaihtelevat alle tuhannesta markasta muutamaan tuhanteen markkaan. Lisäksi tulevat tukiaineen hankinnasta aiheutuvat kustannukset. Säästöä puolestaan saadaan käyttämällä hyväksi kompostoinnista saatava humus. Koska sekä jätteen käsittely että lopputuotteen hyväksikäyttö tapahtuvat samalla alueella ei kuljetuksia tarvita, mikä säästää merkittävästi jätehuoltokustannuksia.

Laitosmaisen kompostoinnin energiaintensiivisiä vaiheita ovat biojätteen keräys ja käsittely, lahotus (ilmastus ja käännöt) sekä kompostin loppukäsittely. Kern & Sprick (1994) ovat määrittäneet keskimääräisen energiatarpeen vaihteluväleineen 25 kilotonnin kapasiteetin omaavalle kompostointilaitokselle (taulukko 4). Vaihteluväleissä on otettu huomioon kaikkiaan 11 eri käsittelymenetelmää.

Taulukko 4. Kompostoinnin energiantarve (Kern & Sprick 1994).

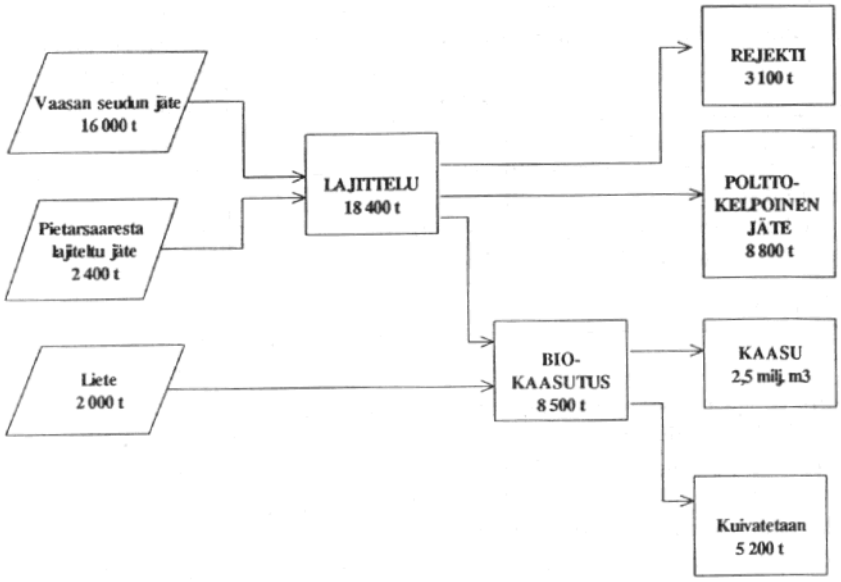
Kompostin käsittelyvaiheet	Energiantarpeen vaihteluväli kWh/t	Keskimääräinen energiantarve kWh/t
Biojätteen käsittely	1 - 22	10
Lahotus - lahotusaste I - II - lahotusaste IV - V	 15 - 25 20 - 65	 23 35
Loppukäsittely	1 - 5	3

Kern & Sprick (1994) ovat arvioineet kompostointilaitosten investointikustannuksia. Keskimääräiset kustannukset 15 - 20 kt/a käsittelevälle laitokselle ovat 850 - 1 450 DM/t. Jos laitoksen kapasiteetti on 30 - 40 kt/a, ovat investointikustannukset välillä 700 - 1 250 DM/t. Eri laitosten välillä kustannukset vaihtelevat tekijällä 1,5. Käyttökustannukset Saksassa vuonna 1994 on arvioitu 15 kt/a biojätettä käsittelevässä laitoksessa noin 200 DM/t ja 30 kt/a käsittelevässä laitoksessa noin 180 DM/t. Suomen markoiksi muunnettuna (1 DM = 3,2 mk,) kompostointilaitoksen investointikustannukset olisivat keskimäärin 2 250 - 4 500 mk/t ja käyttökustannukset noin 600 mk/t/a.

IEA:n (1994) arvion mukaan kompostoinnin käsittelykustannukset ovat 30 - 60 Ecu/t (noin 180 - 360 mk/t).

3.2.2 Anaerobinen käsittely

Anaerobisella käsittelyllä tarkoitetaan tässä erilliskerätyn tai lajitellun biojätteen mädätystä laitosmittakaavaisissa anaerobireaktoreissa. Anaerobisessa käsittelyssä muodostuva metaani otetaan talteen ja käytetään lämmön tai sähkön tuottamiseen. Itse anaerobinen mädätys tai käyminen ei juurikaan tuota lämpöä vaan prosessiin viedään lämpöä, jotta käsiteltävien massojen lämpötila olisi optimaalinen kaasunmuodostumisen kannalta. Materiaalista riippuen lämpötila pidetään tavallisesti välillä 30 - 60 ^{o}C. Korkeammissa lämpötiloissa reaktiot ovat nopeampia kuin matalissa, mutta prosessin toteuttamien vaatii enemmän energiaa. Mädätysprosessissa materiaali saa olla huomattavasti märempi kuin kompostoinnissa, mädätyksessä käytetään usein 10 - 15 % kuiva-ainepitoisuuksia.



Kuva 8. Vaasan jätteenkäsittelylaitoksen materiaalivirrat (kuiva-aineena) vuonna 1993.

Vaasan Stormossenin jätteenkäsittelylaitos Mustasaaren kunnassa on yksi maailman ensimmäisiä yhdyskuntajätteitä prosessoivia täydenmittakaavan anaerobilaitoksia. Kuvassa 8 esitetään kaaviokuva Vaasan anaerobilaitoksen prosesseista ja materiaalivirroista. Yhdyskuntajätteiden lisäksi Vaasan anaerobireaktoriin syötetään lietettä. Käsittelyprosessi on seuraava. Lajiteltu jätemateriaali murskataan niin että mikrobien työskentelypinta-ala kasvaa. Näin nopeutetaan hajoamisprosessia. Tämän jälkeen materiaali johdetaan hydrolyysireaktoriin, jossa materiaalin läpi johdetaan lämmitettyä prosessivettä ja orgaaninen aines hajotetaan yksinkertaisemmiksi yhdisteiksi (aminohapoiksi, rasvahapoiksi ja sokereiksi).

Seuraavassa vaiheessa fermentoidaan hydrolyysireaktorissa hajotetut yhdisteet mm. alkoholeiksi, etikkahapoksi ja rasvahapoiksi sekä hiilidioksidiksi ja vetykaasuksi. Prosessivesi johdetaan edelleen metaanireaktoriin. Anaerobisessa metanisointivaiheessa hajotetaan alkoholit ja rasvahapot metaanikaasuksi ja hiilidioksidiksi. Jäljelle jäävä materiaali kuivatetaan ja/tai jälkikompostoidaan. Prosessi on sama kuin kaatopaikalla tapahtuva anaerobinen hajoaminen (ks. kuva 3), mutta säädeltyjen olosuhteiden ja lämmityksen ansiosta reaktiot tapahtuvat nopeammin.

Prosessilämpötila ja viipymäaika vaikuttavat muodostuneeseen metaanimäärään, jätteen koostumus taas vaikuttaa kaasun metaanipitoisuuteen, joka esim. Vaasan laitoksella on noin 65 %. Kaasua muodostuu Vaasassa n. 300 m^3 tonnia kuiva-ainetta kohti ja viipymäaika on noin kaksi viikkoa. Kaasun energiasisältö on noin 6,5 kWh/m^3. Pitkä viipymäaika ja matala kuiva-ainetaso johtavat suuriin reaktoritilavuuksiin ja siten korkeisiin rakentamiskustannuksiin. Vaasan anaerobireaktorin tilavuus on 1 500 m^3 ja siinä käsiteltiin jätteitä ja lietteitä noin 18,4 kt (k.a.) vuonna 1993.

Suljetussa prosessissa muodostunut metaanikaasu poltetaan yleensä laitoksen yhteydessä, joten metaania ei normaalisti pääse ympäristöön mahdollisia häiriötilanteita lukuunottamatta. Kaasun poltosta saatava lämpö käytetään mm. prosessiveden lämmittämiseen ja kaasumoottorilla tehty sähkö laitoksen laitteiden ajamiseen. Pienten laitosten kohdalla energiantuotantoon liittyy ongelmia. Ylijäämäenergiaa on usein vaikea myydä ellei kaasulle ja lämmölle löydy läheltä ostajaa, tai koska sähkön tuottaminen huonolla hyötysuhteella, kun myyntihinta on matala, ei kannata.

Anaerobinen käsittely sopii materiaaleille, jotka sisältävät biologisesti helposti hajoavia ainesosia kuten hiilihydraatteja, proteiineja ja rasvoja eli esim. ruokajätteelle, erilaisille lietteille ja lannalle. Puussa ja paperissa olevaa selluloosa, hemiselluloosa ja ligniini hajoavat hitaasti ja tuottavat näin ollen vähän kaasua hiilisisältöönsä nähden. Muovit yms. eivät hajoa biologisesti ja haittaavat prosessia, joten ne on poistettava alkukäsittelyn yhteydessä. Vaasassa poistetaan myös suuri osa papereista ja puumateriaaleista alkukäsittelyn yhteydessä.

Vaasan anaerobilaitoksen tuottamasta energiasta yli puolet kuluu laitoksen omaan käyttöön. Ulkopuolisille myytävää energiaa syntyy vähän alle 500 kWh prosessiin syötettyä hiilitonnia kohti. Vaasan laitoksen aine- ja energiataseet esitetään taulukossa 5.

Anaerobisen käsittelyprosessin tuottamat kasvihuonekaasupäästöt rajoittuvat satunnaisiin prosessihäiriöstä aiheutuviin metaanipäästöihin sekä kaasun polton päästöihin. Polton hiilidioksidipäästöjä ei lasketa nettopäästöiksi, koska hiililähde on uusiutuva. Polton muita kasvihuonekaasupäästöjä voidaan arvioida maakaasun polton keskimääräisiin päästöjen mukaan, päästökertoimia on annettu mm. OECD:n (1995) ohjeissa (ks. kohta 2.2.3).

Anaerobisen käsittelyn kustannukset

Anaerobilaitoksen kustannuksista on suhteellisen vähän tietoa saatavilla, koska useimmat laitokset ovat uusia ja prosessit ovat vielä kehitteillä. Vaasan Stormossenin laitoksen investointikustannukset olivat noin 40 Mmk. Osa kustannuksista on johtunut muutostöistä, joita laitoksen toimintakuntoon saattaminen on edellyttänyt (Åkers 1992).

IEA:n arvioissa anaerobisen jätteidenkäsittelyn kustannukset ovat jonkin verran suuremmat kuin kompostoinnin, 40 - 70 ECU/t (noin 240 - 420 mk/t).

Taulukko 5. Vaasan anaerobilaitoksen aine- ja energiataseet vuodelle 1993.

	Ainemäärä k.a., kaasu m^3:einä	Epäorg. (arvio)	Hiili (k.a) (arvio)	Energia (arvio) MWh	Huom!
SISÄÄN: Vaasa, sekajäte	**16 000 t**	4 000 t	6 100 t	(16 MJ/kg) 70 000	25% epäorg. C 38 %
Ekorosk, laj. jäte	**2 400 t**	600 t	900 t		25% epäorg. C 37 %
Liete	**2 000 t**	1 200 t	400 t		60% epäorg. C 20 %
Yhteensä sisään	**20 400 t**	5 800 t	7 400 t		
LAJITTELU: SISÄÄN:	**18 400 t**	4 600 t	7 000 t		
ULOS: Rejekti (metalli, hiekka, kiviä ym. Polttokelpoinen jae Biojae	**3 100 t** **8 800 t** **6 500 t**	2 480 t 1 320 t 800 t	310 t 4 140 t 2 550 t	(20 MJ/kg) 48 000	80% epäorg. C 10 % 15% epäorg. C 47 % 12% epäorg. C 40 %
ANAEROBIKÄSITTELY: SISÄÄN: - biojäte - liete	**6 500 t** **2 000 t**	800 t 1 200 t	2 550 t 400 t		
ULOS: - Humus - Kaasu	**5 200 t** **2,5 milj.m^3**	2 000 t	1 600 t 1 350 t		40% epäorg. 65% CH_4, loput $C0_2$
ENERGIATUOTANTO: - Kaasun tuotanto Kaasun käyttö lämmitykseen Sähkömoottoriin Sähköenergia (30 %) Oma käyttö Ylijäämä	**2,5 milj.m^3** **0,9 milj.m^3** **1,6 milj.m^3**			16 250 5 850 **10 400** **3 120** **-1 700** **1 420**	6,5 kWh/m^3

Lihavoidut arvot saatu Avecon Oy:stä (Jan Teir 15.8.1994).

3.2.3 Biologisessa käsittelyssä jäljelle jäävän humuksen määrä ja hajoamisprosessi

Kompostoinnissa ja anaerobisessa käsittelyssä on hyvin monia tekijöitä, jotka vaikuttavat käsittelyssä syntyvään humuksen määrään ja laatuun. Mm. massan kosteus ja hiili/typpipitoisuus määräävät miten nopeasti hajoamisreaktiot edistyvät. Orgaanisen materiaalin määrä vähenee tyypillisesti kuiva-aineena laskettuna kompostoinnissa noin neljäsosaan ja anaerobisessa käsittelyssä noin puoleen alkuperäisestä.

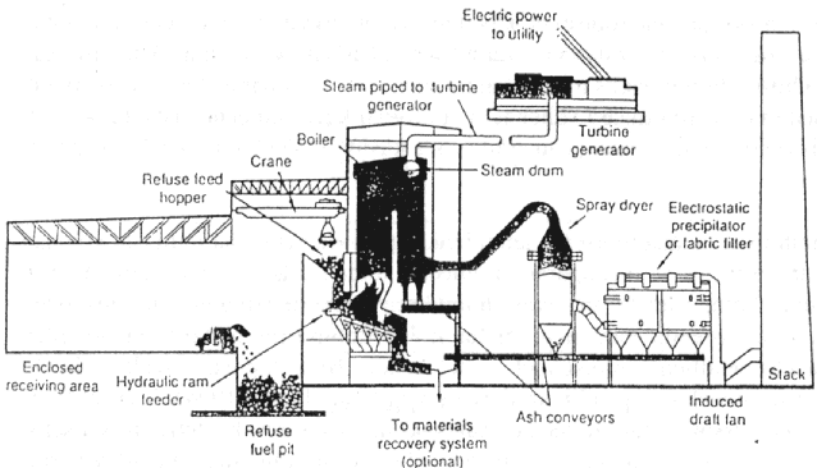
Kompostoinnissa ja anaerobisessa jätteidenkäsittelyssä syntyvää humusta voidaan käyttää lannoitteena ja maanparannusaineena niiden laadusta riippuen. YTV:n Ämmässuon komposteista saatavan humuksen lannoitevaikutus on alustavien tutkimusten perusteella vähäinen, mutta myös kompostin haitallisten aineiden (esim. raskasmetallien) pitoisuudet ovat pienet. Biokomposti soveltuu hyvin maanparannusaineeksi, jopa elintarvikeviljelyyn (Paavilainen 1994). Vaasan Stormossenin prosessin lopputuotteena saatavaa humusta on käytetty toistaiseksi vieressä sijaitsevan kaatopaikan peitemaana. Humuksen suunniteltu käyttö viherrakentamisessa tai maanparannusaineena on estynyt humuksen korkean raskasmetallipitoisuuden takia. Uuden magneettierottimen käyttöönoton ja lajittelun ohjeita koskevan tiedotuksen lisäämisen odotetaan kuitenkin parantavan humuksen laatua (Sairinen 1994).

Biologisessa käsittelyssä jäljelle jäävän humuksen hajoamisnopeus riippuu mm. kosteus-, pH- ja lämpötilaolosuhteista. Tietyissä olosuhteissa esim. havumetsässä, jossa pH on alhainen ja mikrobitoiminta vähäistä, kasvaa humuskerros jatkuvasti hitaasti ellei materiaali pala esim metsäpalon tai kaskipolton yhteydessä. Humusmateriaalin mineralisoitumisnopeus on sen muodostumisnopeutta pienempi. Humuksen mineralisoituminen tapahtuu pääosin aerobisissa olosuhteissa, jolloin kasvihuonekaasupäästöjä ei synny hiilidioksidipäästöjä lukuunottamatta (muodostuvaa hiilidioksidia ei lasketa nettopäästöksi).

3.3 Polton päästöt

3.3.1 Massapoltto

Yhdyskuntajätettä poltetaan pääasiallisesti massapolttona mm. Keski-Euroopassa, Yhdysvalloissa, Japanissa ja Ruotsissa. Lisääntyneen jätteiden kierrätyksen ja syntypistelajittelun vuoksi myös RDF:n (refuse derived fuel) ja syntypistelajitellun jätteen poltto on yleistynyt mm. Ruotsissa, Yhdysvalloissa ja Japanissa. Jätteiden massapoltto tapahtuu Keski-Euroopassa lähes yksinomaan arinapolttona. Japanissa ja Yhdysvalloissa on käytössä arinapolton ja stokeripolton lisäksi myös leijukerrospolttolaitoksia. Kuvassa 9 esitetään yhden jätteenpolttolaitoksen toimintakaavio. Massapolttona voidaan esim. Amsterdamin uudessa arinapolttoon perustuvassa jätteenpolttolaitoksessa polttaa neljässä kattilassa yhteensä maksimissaan 800 000 t/a. Japanissa kolmen kattilan leijukerroslaitoksessa poltetaan noin 150 000 t/a.



Kuva 9. Massapolttoon perustuvan jätteenpolttolaitoksen toimintakaavio.

Suomen ainoa toimiva jätteenpolttolaitos on Turussa. Turun arinapolttoon perustuvan jätteenpolttolaitoksen kapasiteetti on 53 000 t/a. Laitosta ollaan parhaillaan uudistamassa, tavoitteena on lisätä laitoksen kapasiteettia, pienentää päästöjä ja uusia polttolinjoja siten, että ne soveltuisivat lajitellun jätteen polttoon. Esilajitellun jätteen polton etuna ovat mm. jätteen korkeampi lämpöarvo ja pienemmät päästöt. Etenkin HCl- ja CO-päästöt ovat nykyisin liian korkeat.

Periaatteena massapolttolaitoksissa on, että jäte tuodaan jätteenkuljetusautoilla laitoksille ja laitetaan jätebunkkeriin. Bunkkerista jätettä nostetaan nosturilla tietyin välein polttouuniin. Jäte poltetaan, jonka jälkeen savukaasut johdetaan erilaisten puhdistinlaitteiden kautta savupiipun kautta ulos. Savukaasujen puhdistustekniikka vaihtelee suuresti laitoksen iän ja käyttömaan suhteen. Suomen ainoassa jätteenpolttolaitoksessa Turussa on savukaasujen puhdistimena sähkösuodatin. Keski-Euroopassa on useissa laitoksissa sähkösuodattimen lisäksi pesureita rikkidioksidipäästöjen vähentämistä varten sekä erillisiä deNO_x-laitoksia typen oksidien vähentämistä varten. Joissakin laitoksissa käytetään lisäksi esim. aktiivihiilisuotimia polykloorattujen dibentso-p-dioksiinien ja dibentsofuraanien vähentämistä varten.

Brunnerin (1989) mukaan jätteenpoltossa sisään tulevasta hiilestä 98 massaprosenttia poistuu hiilidioksidina savukaasussa ulos, 1,6 massaprosenttia menee pohjatuhkaan ja 0,4 massaprosenttia lentotuhkaan. Pohjatuhkassa hiiltä on keskimäärin 15 g/kg, lentotuhkassa 44 g/kg ja savukaasussa 20 g/m^3_n (Brunner & Mönch, 1986). Poltossa jätteestä kolme neljäsosaa massasta menee hiilidioksidina ja vetenä ilmaan. Noin 20 - 30 % alkuperäisestä massasta täytyy sijoittaa esim. kaatopaikalle tai hyötykäyttöön tuhkina. Energiaa sekajätteen poltossa saadaan noin 16 - 17 MJ/kg kuiva-ainetta.

Jätteenpoltossa syntyy de Soeten mukaan taulukossa 6 esitetyt määrät dityppioksidia, N_2O.

Taulukko 6. Jätteenpolton typpioksiduulipäästöjä (de Soete 1993).

Jätteen luonne	Laitos	Lämpö-tila °C	N_2O päästö ppmv keskiarvo	N_2O päästö ppmv max	N_2O päästö g N_2O/ t jätettä
Yhdyskuntajäte	10 uunia (65-300 t/d)		8	18	
Yhdyskuntajäte	Porrasarina Porrasarina Leijupeti	780-880 780-980 830-850		4,9 24 10,5	11-43 40-220 14-123
Yhdyskuntajäte	5 stokeria 20-400 t/d 3 leijupetiä kiertouuni 120 t/d		7 9,8 11,1	12 17,1 12,1	26-270 97-293 135-165
Puhdistamoliete	4 polttouunia 150-300 t/d		87	125	
Liete	Pyörivä arina Leijupeti " " "	750 770-812 838-854 834-844 853-887	50,7	 600 292 320 145	227 580-1528 684-1508 275-886 101-307

de Soete on kerännyt taulukossa esitetyt arviot eri viitteistä

RDF (Refuse Derived Fuel) on yhdyskuntajätteestä erityisessä jätteenkäsittelylaitoksessa valmistettu polttoaine. Se voi olla revittyä tai pelletoitua. Suomessa RDF:ää valmistetaan Stormossenin jätteenkäsittelylaitoksessa. Siitä otetun polttoainenäytteen hiilipitoisuus oli 49,6 % ja typpipitoisuus 0,95 %. RDF:ää voidaan polttaa yksinään samanlaisissa laitoksissa kuin yhdyskuntajätettäkin tai sitä poltetaan muu polttoaineen kanssa yhteispolttona. Stormossenin laitoksessa syntyvä RDF poltetaan nykyään Alhströmin papaeritehtaalla kivihiilen ja turpeen kanssa. Koepoltoissa RDF on parantanut palamisprosessia niin, että päästömäärät ovat olleet samat kuin ilman RDF:ää (Sairinen 1994).

Suomessa on tehty RDF:n yhteispolttokokeita kivihiilen, turpeen ja hakkeen kanssa. Yhdysvalloissa RDF:ää poltetaan yhteispolttona hakkeen ja kivihiilen kanssa. Suomessa tehdyissä kokeissa RDF:n lämpöarvo on ollut noin 18 - 20 MJ/kg kuiva-ainetta. Polttokokeissa ei ole mitattu typpioksiduulipäästöjä. Metaanipäästöt on määritetty kokonaishiilivetypitoisuuksista ja ne ovat olleet pienet, keskimäärin 1 - 5 mg CH_4/MJ.

3.3.2 Biokaasun poltto

Kaatopaikkakaasu sisältää noin 60 % (0 - 85 %) metaania ja 40 % (0 - 88 %) hiilidioksidia. Yksi kuutiometri tällaista kaasua voi korvata 0,5 litraa dieselöljyä. Tavallisesti käytetään kaasun talteenottomääräksi 2,5 - 8,8 m^3/t jätettä vuodessa. Kaatopaikkakaasu sisältää pieniä määriä useita orgaanisia ja epäorgaanisia aineita. Niistä hiilimonoksidi ja hiilivedyt palavat hiilidioksidiksi. Kaatopaikkakaasua voidaan hävittää polttamalla ilman energiantuotantoa soihdussa. Lämpöä tuottaen sitä voidaan polttaa suorana polttona. Sitä voidaan polttaa myös injektoimalla sitä maakaasuverkkoon. Kaatopaikkakaasua käytetään myös moottoreissa ja turbiineissa. Nämä ovat samanlaisia käyttötarkoituksia kuin mihin biokaasua voidaan käyttää.

Kaatopaikkakaasun täydelliseen polttoon vaaditaan 800 Celsius-asteen minimilämpötila. Kaikki hiilivedyt ovat varmasti palaneet, jos käytetään 1 000 - 1 100 °C:n polttolämpötilaa ja riittävää viipymäaikaa 0,25 - 2 s. Yleisimmin käytetty soihtu on jalustintyyppinen, jossa on automaattinen sytytys. Soihtutyyppejä on kaksi: avoin ja suljettu liekkityyppi. Soihdun käyttö on yleistä hajujen poistamiseen. Soihtua voidaan käyttää turvallisuussyistä myös energiakäytössä. Soihdun hajotustehokkuus on 98,0 - 99,5 %. Soihdussa saadaan helposti ylläpidettyä stabiilia palamista, kun kaatopaikkakaasu sisältää 30 - 60 % metaania. Suljetut soihdut pystyvät hajottamaan paremmin typen oksideja, hiilimonoksidia ja hiilivetyjä.

Suora poltto on yksinkertaisin ja halvin tapa käyttää kaatopaikkakaasua. Kaatopaikkakaasun suora käyttö kattiloissa on suhteellisen yksinkertaista. Tarvitaan ainoastaan hiukkassuodatin ja jäähdytys veden poistamista varten (jota voi olla 5 %:sta kyllästettyyn pitoisuuteen). Putkijohtolaatuista kaasua varten vaaditaan lisäksi CO_2:n, ei-metaanihiilivetyjen ja syövyttävien H_2S:n, merkaptaanien, halogeenihiilivetyjen sekä lopun veden poistamista. Jos poltettava kaasu on maakaasun ja kaatopaikkakaasun seos, polttimen muutostarpeet ovat suhteellisen yksinkertaisia ja korroosio-ongelmat vähäisiä. Kaatopaikkakaasua poltetaan usein suurissa teollisuuskattiloissa, tiilenpolttouuneissa, kalkki- tai sementtiuuneissa. Kaatopaikkakaasua käytetään myös kasvihuoneiden ja aluelämmitykseen.

Anaerobisessa käsittelyssä (mädätyksessä) muodostuvan biokaasun pääkomponentit ovat metaani 45 - 80 % ja hiilidioksidi 20 - 45 %. Täydellisessä palamisessa biokaasusta muodostuu hiilidioksidia ja vettä. Yksinkertaisin ja myös tavallisin biokaasun käyttömuoto on lämmöntuotanto. Lämmöntuotanto voi tapahtua normaalisti kaukolämpölaitoksessa, josta lämpö siirretään vesiverkon kautta asiakkaille. Vaihtoehtoisesti voidaan johtaa kaasua kaasuverkkoa pitkin asiakkaalle, joka paikallisesti tuottaa lämpöä.

Biokaasua käytetään tavallisesti yhdistetyssä lämmön ja voiman tuotannossa. Voiman ja yhdistetyn lämmön ja sähköntuotantoon käytetään polttomoottoreita, höyryturbiineita, kaasuturbiineita, mäntähöyrykoneita ja polttokennoja. Sähköä voidaan tuottaa suhteellisen suurella hyötysuhteella, noin 35 %:n konversiolla. Tanskassa on useita lantaa sekä lantaa ja teollisuuden biojätteitä prosessoivia anerobilaitoksia. Metaanin tuotto on arvioitu 22,5 m^3 biomassakuutiota (m^3) kohti

ja biokaasulaitoksilla on arvioitu saavutetavan metaanipäästön väheneminen, joka vastaa noin 20 % biokaasun tuotosta (se on 4,5 m^3 (= 3,2 kg) metaania mädätettyä biomassakuutiota (m^3) kohti vuonna 1992).

Biokaasun polton kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu pieniksi. de Soeten määrittämä (OECD 1995) päästökerroin kaasunpolton typpioksiduulipäästöille on 0,1 mg/MJ (epävarmuusväli 0 - 1,1 mg/MJ). Maakaasun polton metaanipäästöille OECD (1995) antaa päästökertoimia välillä 1 - 4 mg/MJ.

3.3.3 Jätteenpolton kustannukset

Jätteenpolton kustannukset vaihtelevat paljon laitoksen koosta sekä poltto- ja puhdistustekniikasta riippuen. Amsterdamin jätteenpolttolaitos on esimerkki kalliimmasta päästä. Laitoksen perustamiskustannukset olivat 950 milj. NLG, josta rakentamiskustannukset muodostivat 750 milj. NLG. Laitoksen käyttökustannukset eivät ole tiedossa.

IEA:n (1994) mukaan jätteen polton kustannukset vaihtelevat 0 - 100 ECU/t (0 - 600 mk/t).

3.4 Jätteiden kuljetuksesta aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt ja kustannukset

Jätteiden kuljetuksesta aiheutuvat päästöt muodostavat merkittävän osan jätehuollon kasvihuonekaasupäästöistä. Kaikissa keskitetyissä jätteidenkäsittelyvaihtoehdoissa jätteet on kuljetettava niiden syntypaikoilta käsittelypaikoille. Jätteiden käsittelypaikkojen keskittäminen yhä harvempaan yksikköön tulee lisäämään kuljetettavien matkojen pituutta ja siten kuljetuksista aiheutuvia päästöjä. Jätteiden lajittelu ja jatkokäsittely eri paikoissa lisää kuljetuksia. Kuljetuksista aiheutuvat päästöt tulevat lisääntymään myös laitosmaisen kompostoinnin, anaerobisten prosessien ja jätteiden polton yleistymisen myötä, sillä käsittelyissä syntyvä lopputuote (humus, tuhka) on kuljetettava edelleen käyttö- tai loppusijoituspaikkaan.

Eri käsittelyvaihtoehtojen vaikutuksia jätteiden kuljetuksesta aiheutuviin päästöihin voidaan arvioida ainoastaan käytännön esimerkkien avulla. Vaasan Stormossenin jätteidenkäsittelylaitoksen käyttöönotto on lisännyt kuljetuskustannuksia noin 25 %, mikä johtuu siitä, että lajittelun eri jakeet joudutaan hakemaan jätteiden syntypaikoilta käsittelypaikoille eri kerroilla. Tämän työn jatko-osassa jätteiden kuljetuksista aiheutuvat päästöt tullaan ottamaan huomioon tarkastelemalla kolmen todellisen jätteenkäsittelyalueen vaihtoehtoisia jätteidenkäsittelyketjuja ja niiden vaikutuksia jätehuollon kasvihuonekaasupäästöihin.

Jätteiden kuljetus on merkittävä kustannustekijä, joskin kustannukset vaihtelevat paljon paikkakunnasta toiseen. Suomen kaupunkiliiton (1993) mukaan kuntien jätehuollon kuljetuskustannukset olivat vuonna 1991 keskimäärin 120 mk/asukas/a. Jos tonnia kohden ja asukasta kohden laskettujen menojen suhteelle

käytetään arvoa 1,5, ovat kuljetuskustannukset keskimäärin 180 mk/t. Koska vain osa kuljetuskustannuksista kulkee kuntien budjettien kautta, tulee lukua pitää vain karkeana arviona.

3.5 Vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöt

Jätteidenkäsittelytekniikoiden kasvihuonekaasupäästöjen vertailu on vaikeaa, koska käsittelytekniikat eivät ole rinnakkaisia vaan toisiaan täydentäviä. Kaatopaikka-käsittely ja jätteiden massapoltto ovat sekajätteen käsittelymenetelmiä, kompostointi ja anaerobinen käsittely sopivat ainoastaan biologisesti hajoaville jätteille jne. Seuraavassa yhteenvedossa on siksi verrattu erilaisten jätteidenkäsittely-ketjujen kasvihuonekaasupäästöjä keskenään. Käsiteltävän jätteen laatu ja ominaisuudet vaikuttavat päästöihin, ja siksi ominaispäästöt on arvioitu olettamalla käsiteltävän jätteen olevan taulukon 1 käsittelyyn menevän jätteen mukaista.

Vertailussa on arvioitu yhden jätetonnin (kuiva-ainetta) käsittelystä aiheutuvat päästöt. Jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöjen lisäksi on arvioitu tuotetun energian määrä ja sitä kautta saavutettava kasvihuonekaasupäästöjen pieneneminen olettamalla, että fossiilisten polttoaineiden käyttöä voidaan vähentää vastaavasti. Myös uusiutuvista lähteistä peräisin olevan hiilen varastoitumisen kaatopaikoille on oletettu vähentävän ilmakehän hiilidioksidipitoisuuksia.

Kompostoinissa ja anaerobisessa käsittelyssä syntyvä humus voi myös muodostaa hiilinielun. On kuitenkin todennäköistä, että humuksen sisältämä orgaaninen aines osallistuu hiilen kiertoon nopeammin kuin kaatopaikoille varastoitunut hiili, ja siksi humusta ei ole otettu huomioon hiilinieluna laskelmissa.

Päästöt on arvioitu kasvihuonekaasuittain ja lisäksi on laskettu ketjun kokonais-kasvihuonekaasupäästöt, jotka on ilmoitettu CO_2-ekvivalentteina. Jätteidenkäsittelyketjussa tuotetulla energialla aikaansaatava päästöjen väheneminen ja kaatopaikoille varastoituva hiili on ilmoitettu myös CO_2-ekvivalentteina. Metaanille ja typpioksiduulille CO_2-ekvivalentit on laskettu käyttämällä seuraavia GWP-arvoja (GWP = Global Warming Potential, tarkasteluaika 100 vuotta): metaani 24,5 ja typpioksiduuli 320 (IPCC 1994).

Seuraavien käsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöt jätetonnia (k.a.) kohti on arvioitu ja arvion tulokset on esitetty taulukossa 7.

1. *Kaikki jäte sijoitetaan kaatopaikalle*. Arviossa on käytetty ominaispäästökertoimelle arvoa 60 kg CH_4/t jätteen kuiva-ainetta (42 kg CH_4/t märkää jätettä tai 214 kg CH_4/t DOC).
2. *Kaikki jäte sijoitetaan kaatopaikalle ja muodostunut kaatopaikkakaasu otetaan talteen ja poltetaan soihdussa.* Talteenoton on oletettu vähentävän metaanipäästöjä 40 % ja soihdun kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu merkityksettömiksi.
3. *Kaikki jäte sijoitetaan kaatopaikalle ja muodostunut kaatopaikkakaasu otetaan talteen ja poltetaan esim. kaukolämpökattilassa.* Talteenotto vähentää

metaani-päästöjä 40 %. Kaatopaikkakaasun lämpöarvolle on käytetty arvoa 50 MJ/kg CH_4. Polton kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu merkityksettömiksi.

4. *Biojäte kerätään talteen erikseen ja kompostoidaan. Muu jäte sijoitetaan kaatopaikalle.* Kompostoinnin kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu merkityksettömiksi.
5. *Biojäte kerätään talteen erikseen ja käsitellään anaerobilaitoksessa. Muu jäte sijoitetaan kaatopaikalle.* Anerobikäsittelyssä muodostunut metaanikaasu poltetaan ja poltosta saatava energia käytetään hyödyksi osittain laitoksen omissa prosesseissa ja myydään osittain ulkopuolisille. Ainoastaan ulkopuolisille myytävä osuus on otettu huomioon tuotettuna energiana taulukossa 7. Prosessin osuus tuotetusta energiasta on arvioitu Vaasan anaerobilaitokselle esitetyn ainetaseen mukaiseksi (taulukko 5). Biokaasun polton kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu merkityksettömiksi.
6. *Palavat jakeet (paperi ja pahvi sekä muovit) kerätään talteen erikseen ja poltetaan. Muu jäte viedään kaatopaikalle.* Palavien jakeiden lämpöarvona on käytetty 20 MJ/kg k.a. Palavien jakeiden polton päästöt on arvioitu seuraavasti. Muovien sisältämästä hiilestä 98 % hapettuu poltossa muodostaen hiilidioksidia. Metaanipäästöjä poltossa syntyy 5 mg/MJ ja typpioksiduulia 85 g/t jätettä (k.a.).
7. *Biojätteet ja palavat jakeet (paperi ja pahvi sekä muovit) kerätään talteen erikseen. Biojätteet käsitellään anaerobisesti ja palavat jakeet poltetaan. Muu jäte viedään kaatopaikalle.* Anaerobisen käsittelyn päästöt ja energiantuotanto arvioidaan kuten vaihtoehdossa 5, polton päästöt ja energiantuotanto kuten vaihtoehdossa 6.
8. *Kaikki jäte poltetaan massapolttona.* Sekajätteen lämpöarvoksi on otettu 16 MJ/kg k.a. ja poltossa on arvioitu muodostuvan kasvihuonekaasuja, kuten palavien jakeiden poltossa.

Jätteiden käsittelyssä tuotetulla energialla on arvioitu korvattavan kaukolämpöä, jota tuotetaan polttamalla öljyä. Kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu seuraavasti, öljyn poltosta oletetaan muodostuvan CO_2:ta 77 g/MJ, CH_4:ää 8 mg/MJ ja N_2O:ta 2 mg/MJ (Boström et al. 1992) eli CO_2-ekvivalentiksi saadaan 0,08 kg CO_2/MJ.

Kaatopaikoille varastoituva hiilimäärä on laskettu seuraavasti: kaatopaikoille vietävästä biologisesti hajoavan hiilen määrästä vähennetään metaani- ja hiilidioksidipäästöjen mukana poistuva hiili. Tilavuusyksikköä kohti hiilidioksidia oletetaan muodostuvan yhtä paljon kuin metaania.

Saatujen tulosten mukaan kaatopaikkasijoitus aiheuttaa suurimmat kasvihuonekaasupäästöt. Ottamalla kaatopaikoilla muodostunut kaasu talteen ja hävittämällä se polttamalla pystytään päästöjä vähentämään merkittävästi. Biojätteen erilliskeräilyllä ja biologisella käsittelyllä pystytään vähentämään kasvihuonekaasupäästöjä suunnilleen saman verran kuin kaatopaikkakaasun talteenotolla.. Kompostoinnin ja anaerobisen käsittelyn vaikutukset kasvihuonekaasupäästöjen vähentämisessä ovat saman suuruiset. Eniten jätehuollon kasvihuonekaasupäästöjä voidaan vähentää polttamalla kaikki jätteet tai jätteen sisältämät palavat jakeet.

Taulukko 7. Vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöt. Päästöt (kg), tuotettu energia (MJ) ja päästösäästöt (kg) on laskettu taulukon 1 mukaiselle yhdyskuntajätteelle jätteen sisältämää kuiva-ainetonnia kohti.

	Jätteenkäsittelyketju	**Päästöt**					Päästö-säästö	Kaatopaikalle varastoituva hiili	**Netto-päästöt**
		CO_2	CH_4	N_2O	***Yhteensä CO_2-ekv***	Tuotettu energia	*CO_2-ekv*	*CO_2-ekv*	**CO_2-ekv**
1	Kaatopaikkasijoitus		60		***1 470***			*697*	**773**
2	Kaatopaikkasijoitus + kaasun talteenotto ja poltto soihdussa		36		***882***			*697*	**185**
3	Kaatopaikkasijoitus + kaasun talteenotto ja poltto energiantuotantoon		36		***882***	1 200	*93*	*697*	**92**
4	Biojätteen erilliskeräys ja kompostointi + kaato-paikkasijoitus		37		***907***			*433*	**474**
5	Biojätteen erilliskeräys ja anaerobinen käsittely + kaatopaikkasijoitus		37		***907***	550	*43*	*433*	**431**
6	Palavien jakeiden erilliskeräys ja poltto + kaato-paikkasijoitus	150	28	0,04	***849***	9 000	*701*	*331*	**-182**
7	Biojätteen erilliskeräys ja anaerobinen käsittely + palavien jakeiden erilliskeräys ja poltto + kaato-paikkasijoitus	150	6	0,04	***310***	9 550	*744*	*67*	**-501**
8	Massapoltto	150	0,08	0,09	***181***	16 000	*1246*		**-1063**

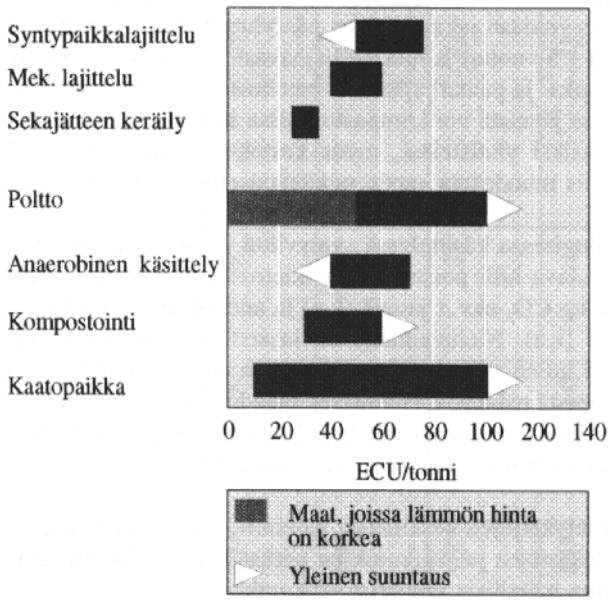
Taulukon 7 arvot on laskettu karkeilla oletuksilla, joten tuloksia voidaan pitää ainoastaan suuntaa antavina. Kuljetusten ja jätteiden mekaanisen käsittelyn (koneellinen tiivistäminen kaatopaikoilla, kompostien kääntäminen jne.) vaatima energia ja siitä aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt ovat kokonaan tarkastelun ulkopuolella.

Epätarkkuutta taulukon 7 arvoihin aiheuttaa myös oletus, että biologisessa käsittelyssä (kompostoinnissa ja anaerobisessa käsittelyssä) syntyvä humus ei muodosta hiilinielua. Humus voidaan jakaa kahteen pääryhmän: helposti hajoavaan ravintohumukseen (ikä 1 - 5 vuotta) ja hitaasti hajoavaan kestohumukseen (ikä 10 - 500 vuotta). Pääosa ruoka- ja puutarhajätteistä muodostuneesta humuksesta on ravintohumusta, mutta osa jätteistä voi kompostoinnissa sitoutua ligniinipitoisten kuivikkeiden kanssa uusiksi yhdisteiksi, myös kestohumukseksi (Rajala 1995). Osa humuksesta voi siis muodostaa varsin pitkäaikaisenkin hiilinielun.

Mikäli 50 % biologisessa käsittelyssä syntyvästä humuksesta muodostaisi kestohumusta ja siinä oleva hiili poistuisi hiilenkierrosta, olisi nieluvaikutus kompostoinnin osalta 49 kg CO_2-ekv./t jätettä (k.a) ja anerobisen käsittelyn osalta 97 kg CO_2-ekv./t jätettä (k.a). Nieluvaikutus on laskettu olettamalla kompostoinnissa jätteen sisältämän hiilen vähenevän neljännesosaan ja anaerobisessa käsittelyssä puoleen alkuperäisestä määrästä. Humuksen mahdollinen nieluvaikutus pienentäisi vaihtoehtojen 4, 5 ja 7 nettokasvihuonevaikutusta, mutta ei muuttaisi jätteidenkäsittelyketjujen keskinäistä järjestystä tätä arvioitaessa.

Eri jätteidenkäsittelyketjujen keskinäistä paremmuutta ei voi ratkaista ainoastaan kasvihuonekaasupäästöjen ja -vaikutuksen perusteella, koska jätteiden kästtelyyn liittyy monia muita haitallisia ympäristövaikutuksia.

Verrattaessa todellisia strategioita tulee myös eri tavalla käsiteltävien jätemäärien volyymit ja käsittelyketjujen kustannusvaikutukset ottaa huomioon. Kuvassa 10 on esitetty yhteenveto IEA:n (1994) arvioimista eri jätteidenkäsittelymenetelmien kustannuksista. Kuvasta näkyy myös kustannusten arvioitu kehitys. Kuvan mukaan on vaikea arvioida eri vaihtoehtojen edullisuutta, koska kustannusten vaihteluvälit ovat suuret.

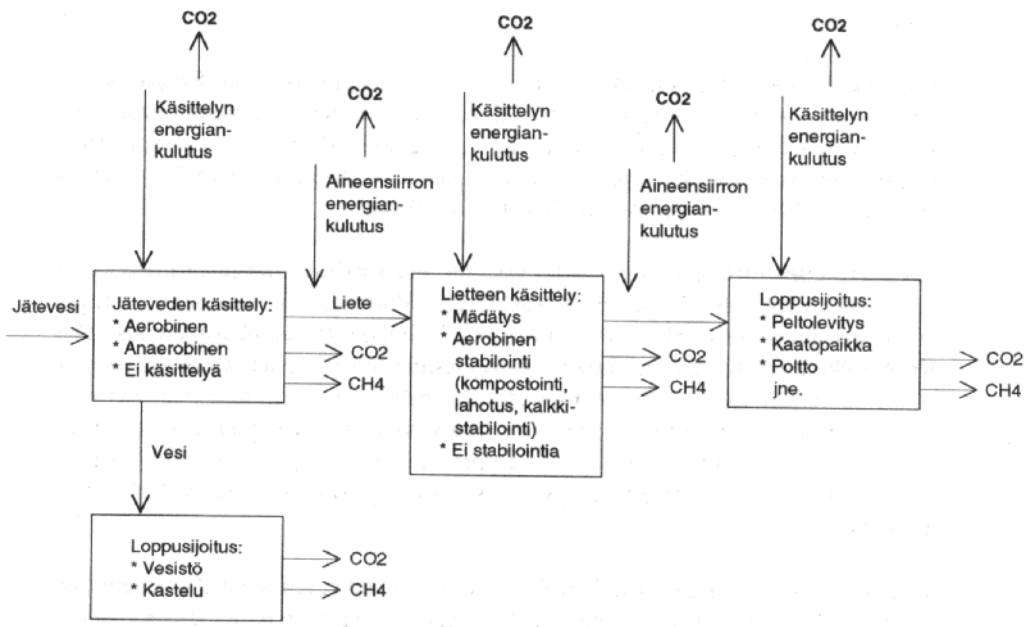


Kuva 10. Yhteenveto eri jätteidenkäsittelymenetelmien kustannuksista (IEA 1994).

4 LIETTEIDEN KÄSITTELY JA SIIHEN LIITTYVÄT KASVIHUONEKAASUPÄÄSTÖT

Jätevedet sisältävät suuren määrän orgaanista ainesta, joka voi muodostaa merkittävän metaanilähteen anaerobisissa olosuhteissa. Jätevesien käsittelyssä osa orgaanisesta aineksesta hajoaa, osa muodostaa lietettä ja osa poistuu puhdistetun jäteveden mukana vesistöön. Mikäli jäteveden käsittely tapahtuu aerobisissa olosuhteissa ovat hajoamistuotteet pääasiassa vettä ja hiilidioksidia, anaerobisessa jätevedenkäsittelyssä muodostuu hiilidioksidia ja metaania. Muodostuvan lietteen määrä ja ominaisuudet määräytyvät jäteveden ominaisuuksien ja käsittelytavan mukaan. Anaerobinen jätevedenkäsittely tuottaa lietettä keskimäärin vähemmän kuin aerobinen käsittely. Lexmondin ja Zeemanin (1995) mukaan anaerobisessa jätevedenkäsittelyssä noin 10 % ja aerobisessa jätevedenkäsittelyssä noin 40 % jäteveden orgaanisesta aineksesta muodostaa lietettä.

Kuvassa 11 on esitetty jätevesien puhdistuksen ja siinä syntyvien lietteiden käsittelyn eri vaiheita. Hiilidioksidi- ja metaanipäästöjä voi syntyä lähes kaikissa käsittelyvaiheissa ja loppusijoituksessa käsittelytavasta riippuen.



Kuva 11. Jätevesien ja lietteen käsittelyn orgaanisen aineksen virtauskaavio ja eri käsittelyvaiheisiin liittyvät hiilidioksidi- ja metaanipäästöt. Energiankulutuksen hiilidioksidipäästöt on lihavoitu erotukseksi orgaanisen aineksen biologisen hajoamisen hiilidioksidipäästöistä (Lexmond & Zeeman 1995).

Jätevesien orgaanisen aineksen kuormitusta voidaan kuvata kahdella parametrilla: COD- tai BOD-pitoisuudella. COD (Chemical Oxygen Demand) mittaa jätevedessä olevan hapettuvan hiilen kokonaismäärää ja BOD (Biological Oxygen Demand) puolestaan kertoo jäteveden sisältämän hiilimäärän, joka on biologisesti hajoavaa hapellisissa olosuhteissa. BOD-määritykseen käytetty aika kertoo onko määrityksessä otettu huomioon ainoastaan helposti hajoavat yhdisteet (esim. BOD_5) vai myös vaikeammin hajoavat yhdisteet (esim. BOD_{20}).

OECD:n (1995) mukaan jätevedenkäsittelyn metaanipäästöt arvioidaan jätevesien BOD_5-pitoisuuden mukaan. Orgaanisen aineen anaerobisessa hajoamisessa on metaania arvioitu muodostuvan 0,22 kg CH_4/kg BOD_5 (OECD 1995, Parkin & Owen 1986, Toprak 1993 ja Thorneloe 1993b). Lexmondin ja Zeemanin (1995) mukaan BOD_5-pitoisuuteen perustuva arviointi voi aliarvioida metaanipäästöjä ja he suosittelevat päästöjen arviointia COD-pitoisuuden mukaan (päästökerroin 0,35 m^3 CH_4/kg COD ≈ 0,25 kg CH_4/kg COD). Koska yhdyskuntien jätevesien orgaaninen kuormitus ilmoitetaan tavallisesti BOD-pitoisuutena, suosittelevat Lexmond ja Zeemann (1995) päästöjen arvioinnissa käytettäväksi päästökertoimeksi 0,5 m^3 CH_4/kg BOD_5 (≈ 0,35 kg CH_4/kg BOD_5).

Lietteenkäsittelyn ja loppusijoituksen metaanipäästöt voidaan arvioida, kuten jätevedenkäsittelyssä, COD- tai BOD-pitoisuuksiin perustuen tai lietteiden sisältämän hiilimäärän perusteella. Päästöjä arvioitaessa on otettava huomioon se, että eri käsittelytekniikat tuottavat erilaisia lietteitä. Lietteet, joiden orgaaninen aines on pitkälle mineralisoitunut tuottavat vähemmän metaania anaerobisissa olosuhteissa.

Jätevesien ja lietteiden käsittelyssä vapautuu myös typpioksiduulia. Typpioksiduulin vapautumiseen vaikuttavat paljon jätevesien ja lietteiden typpipitoisuus sekä käsittelymenetelmä. Ruotsissa on arvioitu, että kunnallisiin jätevedenpuhdistamoihin tulevan jäteveden typpisisällöstä vapautuu keskimäärin 0,15 % (vaihteluväli 0,017 - 0,37 %) typpioksiduulina (SNV 1994).

Sekä jäteveden että lietteiden käsittelyssä tarvitaan paljon energiaa (aineensiirto, ilmastus, mekaaniset ja termiset käsittelyt). Vaihtoehtoisten käsittelyketjujen energiankulutus on merkittävä tekijä myös kasvihuonekaasupäästöjen kannalta. Käsittelyketjun valintaan vaikuttavat monet tekijät (käsiteltävän jäteveden ominaisuudet ja lietteen hyötykäyttö- ja loppusijoitusmahdollisuudet), joiden arvioiminen ei tämän työn puitteissa ole mahdollista. Siksi kasvihuonekaasupäästöjä arvioitaessa on rajoituttu tarkastelemaan käsittelyproseississa syntyviä kasvihuonekaasupäästöjä ja käsittelyn energiantarpeesta syntyvät päästöt on jätetty tarkastelun ulkopuolelle.

Seuraavissa kappaleissa on tarkasteltu ainoastaan lietteiden käsittelymenetelmiä. Yhdyskuntien ja teollisuuden jätevedenkäsittelyssä syntyvien lietteiden ominaisuudet ja käsittelymenetelmät eroavat toisistaan, joten yhdyskuntalietteiden ja teollisuudessa muodostuvien lietteiden käsittelyn päästöjä on tarkasteltu erikseen.

4.1 Yhdyskuntalietteen käsittelyn päästöt

4.1.1 Yhdyskuntalietteen stabilointi

Lietteen stabiloinnilla tarkoitetaan lietteessä tapahtuvan biologisen toiminnan keskeyttämistä tai saattamista niin pitkälle, ettei lietteestä aiheudu ympäristöhaittoja jatkokäsittelyssä ja loppusijoituskohteessa. Lietteen stabiloinnissa ovat käytössä seuraavat menetelmät:
- kalkkistabilointi
- aerobinen lahotus/lämpölahotus
- anaerobinen mädätys
- kompostointi.

Eri stabilointimenetelmiä voidaan myös yhdistää: esim. liete lämpölahotetaan ennen mädätystä tai mädätetään ennen kompostointia.

Kalkkistabiloinnissa liete käsitellään kalkilla siten, että sen pH > 11 vähintään 14 vuorokauden ajan + 20 ^{o}C:ssa. Tämä muuttaa mikro-organismien elinympäristöä siten, että niiden elintoiminnot pysähtyvät. Sekä märkä että kuiva liete voidaan stabiloida kalkilla.

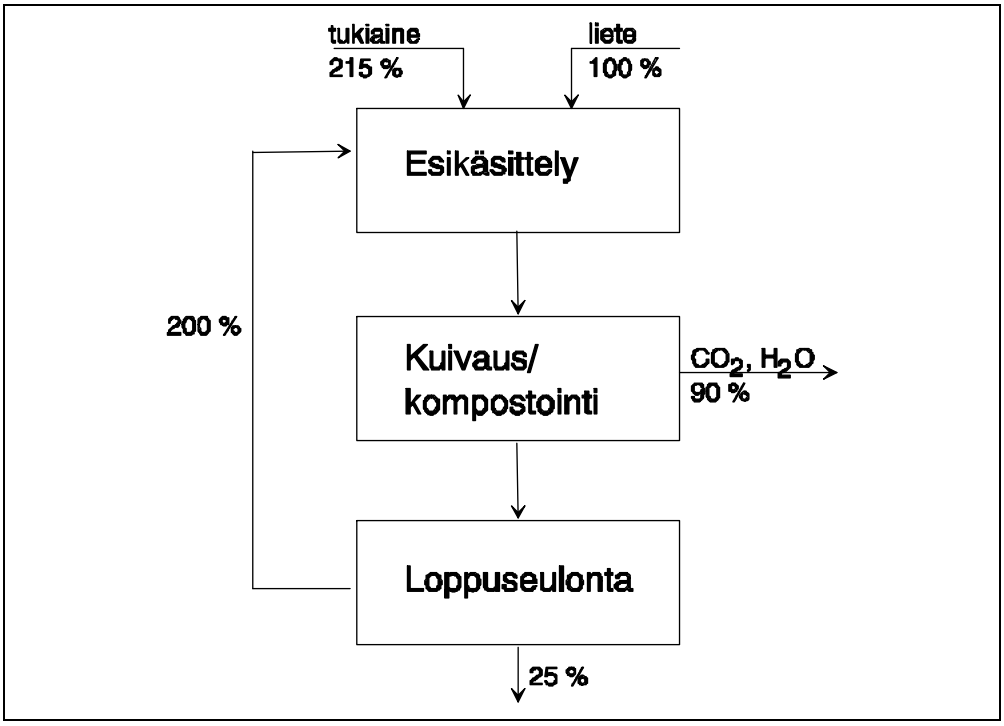
Lämpölahotus ja kompostointi ovat periaatteessa sama prosessi. Edellisessä olomuotona on nestemäinen kuivaamaton 3 - 8 % kuiva-ainetta sisältävä liete ja jälkimmäisessä kuivattu 15 - 25 % kuiva-ainetta sisältävä liete, johon on lisätty tukiainetta (turvetta/puunkuorta). Lämpölahotuksessa hajoitustoiminta tapahtuu lämpöeristetyssä altaassa, joka on varustettu ilmastusjärjestelmällä. Viipymä on 4 - 7 vuorokautta ja hajoamisaste n. 50 %. Myös tavallista lahotusta on kokeiltu Suomessa, mutta kokemukset ovat olleet huonot.

Yleisin lietteen kompostointimenetelmä on aumakompostointi, mutta myös reaktorikompostointi on yleistymässä. Aumakompostoinnissa liete ja tukiaine sekoitetaan keskenään ja kompostoidaan 3 - 10 m leveissä ja 2 - 3 m korkeissa aumoissa. Lietteen ja tukiaineen sekoitussuhde on noin 1,0:1,5. Aumat käännetään 3 - 5 kertaa, jonka jälkeen seuraa kypsytysvaihe. Kompostointi- ja jälkikypsytysvaiheet ovat suunnilleen yhtä pitkät, 6 - 12 kk. Reaktorikompostoinnissa ilmastus ja sekoitus on yleensä tehokkaampaa kuin aumakompostoinnissa ja kompostointiaika huomattavasti lyhyempi; alle 10 vrk. Jälkikompostointiaika voidaan pitää samalaisena kuin aumakompostoinnissa.

Kuvassa 12 on esitetty Hollannissa Tielissä toimivan lietteiden kompostointilaitoksen ainetase.

Mädätyksessä (ks. biojätteiden anaerobinen käsittely) anaerobiset mikro-organismit hajottavat 40 - 60 % orgaanisesta aineksesta. Mädätyksessä muodostuu biokaasua, josta 60 - 65 % on metaania ja 35 - 40 % hiilidioksidia. Biokaasu sisältää myös pieniä määriä muita kaasuja kuten rikkivetyä ja typpikaasua. Lämpötila mädätyksessä pyritään yleensä pitämään alueella 32 - 37 ^{o}C. Termofiilisessa mädätyksessä lämpötila on korkeampi, yli 50 ^{o}C. Lietteen viipymäaika mädättä-

mössä on n. 15 vuorokautta. Mädätyksessä syntyvä kaasu johdetaan kaasukellon kautta polttoon. Kokonaiskaasumäärästä 30 - 50 % käytetään mädättämön lämmittämiseen.



Kuva 12. Hollannissa Tielissä toimivan lietteen kompostointilaitoksen aine-virrat. Annetut prosentit ovat painoprosentteja (Lokin & Oorthuys 1994).

Lietteiden stabilointimenetelmien kasvihuonekaasupäästöt syntyvät pääasiassa prosessien energiantarpeesta. Mädätyksessä muodostuu metaania, mutta mikäli metaani otetaan talteen ja hyödynnetään, rajoittuvat päästöt mahdollisiin häiriötilanteisiin. Mädätyksen tuottama energia vähentää fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvia kasvihuonekaasupäästöjä.

Taulukossa 8 on annettu eri stabilointiprosessien käsittelykustannusten suuruusluokka (mk/kg kuiva-ainetta) erisuuruisille puhdistamoille.

Taulukko 8. Stabilointiprosessien käsittelykustannusten suuruusluokat (Runeberg 1993).

Asukasmäärä Lietemäärä (m^3/d) Kuiva-aine kg k.a./d	5 000 12 400	30 000 70 2 400	80 000 180 6 400
Menetelmän kustannus (mk/ kg k.a.)			
Kalkkistabilointi Lämpölahotus Mädätys Aumakompostointi	410 1 200 1 780 820	230 580 700 660	200 500 450 660

Eri stabilointimenetelmiä verrattaessa on muistettava, että kalkkistabiloinnissa lietemäärä kasvaa suhteessa 100/130, kun taas mädätyksessä ja lahotuksessa lietemäärä vastaavasti pienenee suhteessa 100/65. Tämä vaikuttaa mm. kuljetuskustannuksiin. Kalkkistabiloitu liete soveltuu hyvin maatalouskäyttöön. Jos liete halutaan käyttää viherrakentamiseen, on se kompostoitava. Kalkkistabiloitu, lahotettu tai mädetty liete haisee aina jonkin verran, kun kompostoitu liete on hajutonta.

4.1.2 Lietteiden loppusijoitus

Stabiloitu ja kuivattu yhdyskuntaliete käytetään Suomessa viherrakentamiseen, viedään pelloille tai kaatopaikoille. Kaatopaikoilla penkkaan peitetyn lietteen sisältämän orgaanisen aineksen hajoaminen jatkuu. Lietteiden mikrobit ja kosteus voivat edistää myös muiden jätteiden hajoamista kaatopaikoilla. Viherrakentamisessa ja pelloilla sekä kaatopaikoilla nurmetukseen käytetyn lietteen hajoaminen tapahtuu suurimmaksi osaksi aerobisissa olosuhteissa, jolloin metaanipäästöjä ei synny.

Pelloille sijoitetun lietteen typpi voi vapautua typpioksiduulina maaperän nitrifikaatio- ja denitrifikaatioprosesseissa. Maaperän typpikuormituksen lisäämisestä aiheutuviin typpioksiduulipäästöihin vaikuttavat monet tekijät: maaperän mikrobikanta, lämpötila, pH, ammonium- ja nitraattipitoisuudet, orgaanisen aineksen määrä jne. Keskimäärin maaperään lisätystä typestä arvioidaan vapautuvan 1 - 3 % typpioksiduulina. Yhdyskuntalietteen typpipitoisuus vaihtelee välillä 3 - 5 % lietteen kuiva-aineesta.

Kunnallisen puhdistamolietteen poltto on nousemassa Keski-Euroopassa varteenotettavaksi loppusijoitusvaihtoehdoksi. Suomessa yhdyskuntalietteitä ei tänä päivänä polteta. Tilanne voi muuttua jos lietteiden käyttö maataloudessa ja viherrakentamisessa vaikeutuu esim. lietteen raskasmetallipitoisuuksia koskevien rajoituksien kautta. Yhdyskuntalietteiden vesipitoisuus on kuitenkin nykyisellään liian korkea polttoon. Yhdyskuntalietteiden poltossa typpioksiduulipitoisuudet voivat muodostua suuriksi (ks. kohta 2.2.3).

4.2 Teollisuuden jätelietteiden käsittelyn päästöt

Teollisuuden jätevedet eroavat yhdyskuntien jätevesistä koostumukseltaan. Suomessa suurimman orgaanisen jätevesikuormituksen aiheuttajan, paperi- ja metsäteollisuuden, jätevedet sisältävät enemmän puusta peräisin olevia ainesosia (ligniinijohdannaisia, selluloosaa ja muita hiilihydraatteja) ja tuhkaa sekä vähemmän rasvaperäisiä ainesosia kuin yhdyskuntien jätevedet. Teollisuuden jätevesien ja lietteiden typpipitoisuus on myös keskimäärin pienempi kuin yhdyskuntien jätevesien ja lietteiden. Seuraavassa tarkastellaan tarkemmin ainoastaan metsäteollisuuden lietteiden käsittelyä.

Metsäteollisuuden lietteiden käsittely poikkeaa yhdyskuntalietteiden käsittelystä siinä, ettei lietteitä yleensä stabiloida, eikä niitä pääsääntöisesti tarvitse hygienisoida. Lietteiden mädätys ei kannata, koska lietteissä on pääasiassa puukuituja, jotka hajoavat hitaasti. Mädätys vähentäisi näin ollen massan tilavuutta vain vähän eikä tuottaisi energiaa juurikaan. Metsäteollisuuden lietteiden kompostointi on myös ollut vähäistä, joskin menetelmän katsotaan soveltuvan hyvin metsäteollisuuden biolietteiden käsittelyyn. Etenkin kun biolietteiden kuivaus on hankalaa ja siinä päästään vain harvoin polton kannalta edullisiin kuiva-ainepitoisuuksiin (Halminen 1986).

Tyypillinen teollisuuslietteiden käsittelyketju muodostuu kuivauksesta ja kuivatun lietteen poltosta tai sijoittamisesta kaatopaikalle Kuivauksessa käytetään yleisesti suotonauhapuristimia ja linkoja. Linkouksella voidaan päästä kuiva-ainepitoisuudessa 15 - 25 %:iin ja suotonauhapuristimella parhaimmillaan 22 - 30 %:iin (Korelin 1992).

4.2.1 Poltto

Koska primääriliete on pääosin prosessista jätevesijärjestelmään pääsyttä puukuitua, ei kuivaaminen ja polttaminen yleensä tuota vaikeuksia. Biolietteen polttaminen sen sijaan on aiheuttanut ongelmia miltei jokaisella kattilalaitoksella. Biolietteessä osa vedestä on solujen sisällä, mikä tekee veden poiston hankalaksi. Märän biolietteen poltossa palaminen on epätasaista, savukaasumäärät suuria ja kuorenpolttokapasiteetti pieni. Lietettä ei tavallisesti mielletä polttoaineeksi, vaan polttaminen on hävityskeino, jolla lietteen määrä pienennetään ennen kaatopaikalle vientiä.

Lietteen kuiva-aineen lämpöarvo vaihtelee laajasti, n. 8 - 20 MJ/kg k.a. Tämä johtuu pääasiassa tuhkapitoisuuden vaihtelusta (15 - 50 %). Metsäteollisuuden lietteiden typpisisältö on tyypillisesti välillä 0,5 - 2,0 %. Lietteen lämpöavo voi kosteus- ja tuhkapitoisuudesta riippuen olla hyvin alhainen, jopa negatiivinen. Liete voidaan polttaa ilman tukipolttoaineita vasta, jos kuiva-ainepitoisuus on yli 35 - 45 % ja kuiva-aineen lämpöarvo luokkaa 8 - 14 MJ/kg.

Lietteet poltetaan tavallisesti tehtaan kuorikattiloissa sekoittamalla liete suureen kuorimäärään. Lietteen osuus on yleensä alle 10 tilavuusprosenttia. Lietteen sekoittaminen tasaisesti kuoren joukkoon on tärkeää polton onnistumisen kannalta. Yleisimmät polttotavat ovat arina- ja leijukerrospoltto. Lietettä on myös poltettu kiertoleijupolttokattiloissa. Poltettava liete on kuitulietettä tai kuitu- ja biolietteen seosta, sekalietettä.

Tyypillisiä arvoja seoslietteelle on annettu taulukossa 9. Poltettavan lietteen tehollinen lämpöarvo vaihtelee 1 - 3 MJ/kg kuiva-ainepitoisuuden ollessa 20 - 35 %. Vaikka lietteen poltossa vapautuu lämpöä, on lietteen hävittäminen polttamalla kustannustekijä. Kustannuksia aiheuttavat lietteen vedenerotus, kattilahyötysuhteen alentaminen, sähköomakäyttötehon kasvu, lisääntynyt nuohous, tukkeutumisesta aiheutuneet seisokit, lisääntynyt kunnossapito sekä tuki-

polttoaineen käyttö. Kustannuksia alentava vaikutus on lietteen pienenentynyt tilavuus, joka säästää sekä kuljetuskustannuksia että kaatopaikkakustannuksia.

Taulukko 9. Tyypillisiä lämpöarvoja metsäteollisuudessa poltettaville seoslietteille (ETY-TLV 1991, ETY 1988).

	Sellutehdas	Paperitehdas	Siistausliete
Kuiva-aine, %	20 - 35	20 - 35	30 - 45
Tuhka, % ka:ssa	16 - 21	12 - 20	35 - 60
Hiili, % ka:ssa	40 - 42	44 - 46	25 - 45
Typpi, % ka:ssa	1,3 - 1,6	0,5 - 0,7	0,2 - 0,6
Tehollinen lämpöarvo kuiva-aineessa, MJ/kg	14 - 16	16 - 18	8 - 13
Tehollinen lämpöarvo käyttökosteudessa MJ/kg	1,6 - 3,2	2,0 - 3,9	

Lietteiden poltossa on todettu muodostuvan enemmän typpioksiduulia kuin esimerkiksi hiilen poltossa. Taulukossa 6 on yhdyskuntalietteen poltossa mitattuja ominaispäästökertoimia typpioksiduulille. Poltossa lietteen ominaisuuksilla sekä polttotekniikalla ja -olosuhteilla on suuri vaikutus päästöihin. Teollisuuslietteiden vesipitoisuus on keskimäärin alhaisempi kuin yhdyskuntalietteiden vesipitoisuus ja typpipitoisuus on keskimäärin vain puolet yhdyskuntalietteiden typpipitoisuudesta.

4.2.2 Kaatopaikkaläjitys

Metsäteollisuuden lietteet läjitetään useimmiten teollisuuden omille kaatopaikoille. Metaanipäästöt voidaan arvioida samoja menetelmiä soveltaen, jotka on esitetty yhdyskuntalietteen kaatopaikkasijoitukselle.

4.3 Yhteenveto lietteiden käsittelyn kasvihuonekaasupäästöistä

Vaihtoehtoisten lietteidenkäsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöjä ei ole järkevää vertailla ilman että eri käsittelyprosessien energiantarpeet otetaan huomioon. Lietteen laatu ja määrä sekä loppusijoitus vaikuttavat myös ratkaisevasti käsittelymahdollisuuksiin. Stabiloimalla yhdyskuntalietteet mädättämällä voidaan tuottaa energia 50 - 70 % yli prosessin oman tarpeen. Mädättämöiden rakentaminen ja kaasun talteenotto on kuitenkin kannattavaa vain, jos käsiteltävä lietemäärä on riittävän suuri ja sen sisältämä orgaaninen aines helposti hajoavaa.

Kalkkistabilointi on useimmille lietteille sopiva edullinen stabilointimuoto, mutta suurten lietemäärien kalkkistabilointi ei yleensä ole kannattavaa, sillä lietteen määrä kasvaa kalkkistabiloinnissa. Kalkkistabiloitua lietettä ei myöskään voida käyttää viherrakentamiseen ellei sitä ensin kompostoida. Kompostointi on edulli-

nen ja varmatoiminen lietteiden käsittelymenetelmä. Suurten lietemäärien kompostointia voi rajoittaa kompostoinnin suuri tilantarve, suhteellisen pitkä käsittelyaika ja valmiin kompostin markkinoinnin työläys.

Lietteiden polton tekniikka on kehittynyt merkittävästi viime vuosina ja mahdollistanut märempien lietteiden hävittämisen polttamalla. Energiantuotannon kannalta poltto ei läheskään aina ole tehokas lietteiden hävitysmenetelmä, sillä lietteiden lämpöarvot ovat alhaiset verrattuna muihin polttoaineisiin. Lietteiden kuivaus ennen polttoa voi vaatia runsaasti energiaa. Lietteiden poltto on kuitenkin usein järkevä vaihtoehto kaatopaikkasijoitukselle. Lietteiden anaerobinen hajoaminen kaatopaikoilla tuottaa metaania ja lietteiden kaatopaikoille tuoma mikrobi- ja kosteuslisäys voi edistää muiden jätteiden hajoamista.

5 SUOMEN JÄTEHUOLLON KASVIHUONEKAASUPÄÄSTÖT

Seuraavissa kappaleissa on tarkasteltu Suomen nykyisiä jätekertymiä ja niistä aiheutuvia kasvihuonekaasupäästöjä. Tarkastelussa on arvioitu yhden vuoden jätekertymästä aiheutuvat päästöt.

5.1 Yhdyskuntajätteet

Jätehuollon neuvottelukunnan (1992) mukaan Suomen yhdyskuntajätteiden kertymä vuonna 1989 oli 3,1 miljoonaa tonnia, josta noin 2,45 miljoonaa tonnia sijoitettiin kaatopaikoille, 0,05 miljoonaa tonnia poltettiin ja 0,60 miljoonaa tonnia kierrätettiin. Suomen kaupunkiliiton (1993) kyselyn tulosten perusteella jätemäärät eivät 1990-luvun alkupuolella ole muuttuneet oleellisesti. Selvityksen mukaan vuonna 1991 kaatopaikoille tuotujen jätteiden (yhdyskuntajätteet, lietteet ja erityisjätteet) määrät asukasta kohden vaihtelivat kaupungeissa ja kunnissa jonkin verran. Kaupungeissa ne olivat keskimäärin 660 kg/asukas/a ja muissa kunnissa keskimäärin 240 kg/asukas/a eli yhteensä noin 2,5 miljoonaa tonnia vuodessa. Lietteiden osuus ko. määrästä oli selvityksen mukaan noin 0,4 miljoonaa tonnia.

Suurin osa käsittelyyn tulevasta yhdyskuntajätteiden määrästä sijoitetaan edelleen kaatopaikoille. Suomen ainoassa toimivassa jätteiden polttolaitoksessa Turussa poltetaan jätteitä noin 50 000 t vuodessa. Biojätteen erilliskeräys ja biologinen käsittely on lisääntynyt. YTV:n alueella on biojätteitä kerätty koeluontoisesti Itä-Helsingin ja Espoon alueilta kompostoitavaksi Ämmässuon kaatopaikalle. Kompostoitavaksi tuleva biojätemäärä arvioitiin noin puoleksi alueella syntyvästä biojätemäärästä ennen keräilyn ulottamista Espoon alueelle (Paavilainen 1994). Vaasan alueella on erilliskerättyä biojätettä, sekajätteestä erotettua biojätettä sekä puhdistamolietettä mädätetty Stormossenin biologisessa jätteenkäsittelylaitoksessa vuodesta 1990. Vuonna 1993 laitoksessa käsiteltävä jätemäärä oli noin 20 000 t, josta vajaat puolet käsiteltiin anaerobireaktorissa. Laitoksessa eroteltu polttokelpoinen jae poltettiin Ahlströmin paperitehtaalla. Biojätteiden erilliskeräily on aloitettu koeluontoisesti myös muilla paikkakunnilla, myös kiinteistökohtainen biojätteen kompostointi on lisääntynyt.

Yhdyskuntajätteiden nykyisestä käsittelystä aiheutuvat kasvihuonepäästöt on arvioitu seuraavasti: Käsiteltävän jätteen määrä on Suomen kaupunkiliiton kyselyn (1993) mukaisesti arvioitu 2,1 miljoonaksi tonniksi vuodessa. Käsittelyyn tulevan jätteen koostumuksen on oletettu olevan taulukon 1 mukainen. Käsiteltävästä määrästä arvioidaan 1,7 miljoonaa tonnia sijoitettavan kaatopaikoille, 0,3 miljoonaa tonnia eli noin kolmasosan biojätekertymästä kompostoitavan, 0,01 miljoonaa tonnia käsiteltävän anaerobisesti ja 0,06 miljoonaa tonnia poltettavan.

Kaatopaikoille vietävän jätteen kosteus- ja hiilipitoisuudet muuttuvat, kun osa biojätteestä ja palavista jätteistä käsitellään erikseen. Kosteuspitoisuus laskee noin 25 %:iin ja biologisesti hajoavan hiilen osuus noin 27 %:iin jätteen sisältämästä kuiva-aineesta. Jätemäärää kohti muodostuvan metaanin määrä pienenee hieman

ja hajoaminen kaatopaikalla on hitaampaa. Kun kaatopaikkojen metaanipäästöt lasketaan samaa päästökerrointa käyttäen kuin taulukossa 7, saadaan kokonaispäästöiksi 75 Gg CH_4. Uusiutuvista lähteistä peräisin olevaa hiiltä kaatopaikalle varastoituu noin 900 CO_2-ekvivalentin verran.

Biojätteen kompostoinnista ja anerobikäsittelystä ei aiheudu kasvihuonekaasupäästöjä, mutta anaerobikäsittelyn ulkopuolisille tuottama energia säästää fossiilisista polttoaineista aiheutuvia päästöjä noin 1 Gg CO_2-ekv. Massapoltosta aiheutuvat päästöt ovat 0,003 Gg CH_4, 0,003 Gg N_2O ja 5 Gg CO_2. Massapolton tuottamalla energialla puolestaan saavutetaan 45 Gg CO_2-ekv. säästö. RDF:n polton päästöt ovat vastaavasti 0,0009 Gg CH_4, 0,0008 Gg N_2O ja 3 Gg CO_2. Energiaa RDF:n poltto tuottaa 180 Tg (päästösäästö noin 14 Gg CO_2-ekv.).

Yllä olevien oletusten mukaan vuoden aikana tapahtuvasta yhdyskuntajätteiden käsittelystä aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt olisivat noin 1 850 Gg CO_2-ekv., jätteiden avulla tuotetulla energialla saavutettaisiin noin 60 Gg CO_2-ekv. suuruinen päästösäästö ja kaatopaikoille varastoituisi uusiutuvista lähteistä peräisin olevaa hiiltä noin 900 Gg CO_2-ekv. verran. Jätteidenkäsittelyn nettopäästöt olisivat siis suuruudeltaan noin 900 Gg CO_2-ekv.

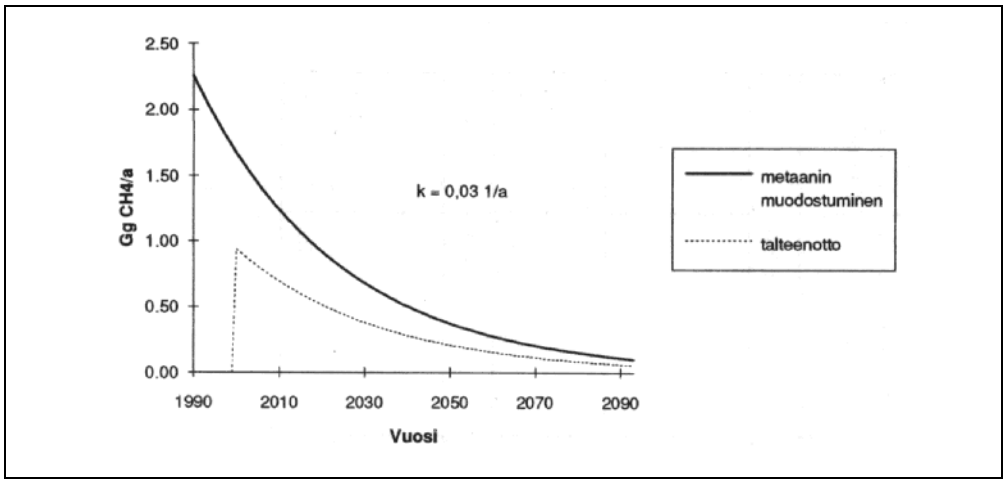
Jos kaatopaikkakaasun talteenottoa tullaan lisäämään tulevaisuudessa, saadaan osaa nyt kaatopaikoille vietävästä jätteestä muodostuvasta metaanista talteen. Jos talteenotto aloitetaan kymmenen vuoden kuluttua ja talteenottotehokkuus on 40 %, saadaan talteen 30 Gg metaania. Mikäli metaani poltetaan energiantuotannossa, saadaan siitä energiaa noin 1 500 TJ, mikä merkitsee että vähentämällä fossiilisten polttoaineiden polttoa vastaavasti, saavutetaan 120 Gg CO_2-ekv. säästö päästöissä. Talteenotto vähentäisi Suomen yhdyskuntajätteiden käsittelystä aiheutuvia kasvihuonekaasupäästöjä merkittävästi, nettopäästöt olisivat talteenotto huomioon ottaen enää vajaat 30 Gg CO_2-ekv. Arvio saattaa olla turhan optimistinen, sillä kun orgaanisesti hajoavan jätteen osuus kaatopaikoilla vähenee, pienenee myös talteenoton tehokkuus ja kannattavuus.

Yllä olevilla oletuksilla lasketut nykyisen (1993/1994) vuosittain käsiteltävän jätemäärän kasvihuonepäästöt on koottu taulukkoon 10.

Kaatopaikoille sijoitettavasta jätteestä metaani vapautuu hitaasti, kun muut kasvihuonekaasupäästöt tapahtuvat välittömästi käsittelyn yhteydessä. Kuvassa 13 esitetty kaatopaikalla muodostuvan metaanin vapautuminen ja mahdollisen talteenoton vaikutus päästöihin. Metaanin muodostuminen on laskettu olettamalla jätteen hajoamisen elinajan olevan noin 30 vuotta (hajoamisvakio = 0,03 a^{-1}).

Taulukko 10. Nykyisen yhdyskuntajätteiden vuosittaisen käsittelyn aiheuttamat kasvihuonekaasupäästöt.

Käsittely-menetelmä	Käsiteltävä jätemäärä Gg k.a.	Päästöt Gg				Tuotettu energia TJ	Päästö-säästö Gg	Kaatopaikalle varastoituva hiili Gg	Netto-päästöt Gg
		CO_2	CH_4	N_2O	*Yhteensä CO_2-ekv.*		CO_2-ekv.	CO_2-ekv.	CO_2-ekv.
Kaatopaikka	1 300		75		*1838*			906	932
Biologinen käsittely - kompostointi - anaerobinen	 120 7					 5	 1		 -1
Poltto - sekajäte - RDF	 35 9	 5 3	 0,003 0,0009	 0,003 0,0008	 *6* *3*	 560 180	 45 14		 -39 -11
YHTEENSÄ		8	75	0,004	*1 847*	745	60	906	881
Kaatopaikka-kaasun talteen-ottopotentiaali			-30		*-735*	1 500	120		-855
YHTEENSÄ		8	45	0,004	*1112*	2 245	180	906	26



Kuva 13. Vuoden 1991 yhdyskuntajätteiden kaatopaikkasijoituksen metaanipäästöt ja mahdollisen talteenoton oletettu vaikutus päästöihin (ajan yli integroitu kokonaistalteenottotehokkuus 40 %).

5.2 Rakennustoiminnan jätteet

Talonrakentamisen sekä maa- ja vesirakentamisen arvioidaan tuottavan jätettä 5 - 10 miljoona tonnia vuodessa, mikä on noin 10 % Suomen jätekertymästä. Rakennusjätteet muodostuvat suurimmaksi osaksi (80 %) ylijäämämaasta, joka käytetään täytemaana tai viedään kaatopaikoille. Uudis- ja korjausrakentamisesta sekä purkamisesta syntyi vuonna 1990 noin 1,7 miljoonaa tonnia jätettä (Ympäristötietokeskus 1993). Suurin osa jätteestä oli betonia ja tiiltä, puun osuus arvioitiin 30 prosentiksi eli noin 0,5 miljoonaksi tonniksi (Isaksson 1993).

Puun osuus rakennusjätteistä vaihtelee paljon vuosittain rakentamisen suhdanteiden ja rakenteiden mukaisesti. Korjausrakentamisesta syntyy runsaasti puujätettä, lähes puolet jätekertymästä on puuta, kun uudisrakentamisen ja rakennusten purkamisen jätteistä vain noin neljännes on puujätettä.

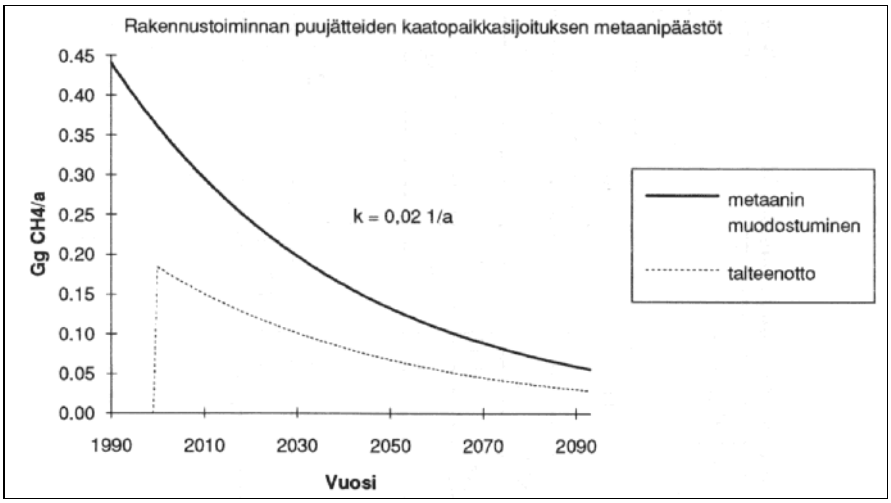
Jätteiden käsittelystä ei ole tarkkoja tietoja, mutta suurin osa päätynee kaatopaikoille. Puun hajoaminen kaatopaikalla on hidasta, hajoaminen voi kestää 20 - 100 vuotta ja puun sisältämä ligniini hajoaa vieläkin hitaammin, jos olleenkaan (Bingemer & Crutzen 1986).

Rakennusjätteiden kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu seuraavasti: 60 % puusta päätyy kaatopaikoille, 20 % poltetaan ja 20 % käytetään muuten hyödyksi. Jätepuun oletetaan olevan kuivaa ja hiilipitoisuus arvioidaan noin 50 prosentiksi, josta ligniinin osuus on noin 30 %. Puun hajoaminen kaatopaikalla tuottaa noin 22 Gg CH_4/a. Hiiltä kaatopaikalle varastoituu noin 400 Gg CO_2-ekv. verran. Arvioimalla kaatopaikkakaasun talteenottotehokkuus saman suuruiseksi kuin yhdyskuntajätteelle, saadaan mahdollisesti talteenotettavaksi metaanimääräksi noin 9 Gg/a, jolloin kaasun poltolla voidaan savuttaa noin 36 Gg:n CO_2-ekv. säästö fossiilisten polttoaineiden poltossa aiheutuvissa päästöissä.

Jätepuun poltosta aiheutuvat päästöt on arvioitu puun pienpoltolle annettujen päästökertoimien avulla (Boström et al. 1992). Käytetyt päästökertoimet ovat: 200 mg CH_4/MJ ja 2 mg N_2O/MJ. CO_2-päästöjä ei arvioida, koska puu on uusiutuva hiililähde. Puun lämpöarvona on käytetty arvoa 19 MJ/kg, ja kun poltettavan puun määrä on 0,1 Mt/a, saadaan päästöiksi 0,4 Gg CH_4 ja 0,004 Gg N_2O.

Rakennustoiminnan puujätteiden käsittelyn kasvihuonekaasupäästöt ovat siis noin 550 Gg CO_2-ekv./a. Kun otetaan huomioon kaatopaikalle varastoituva hiili ja jätepuulla tuotettu energia, ovat arvioidut nettopäästöt negatiiviset, noin - 30 Gg CO_2-ekv./a,. Mahdollinen kaatopaikkakaasun talteenotto ja poltto energiantuotannossa vähentäisi edelleen päästöjä noin 250 Gg:lla CO_2-ekv./a.

Rakennustoiminnasta aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt on koottu taulukkoon 11 ja kuvassa 14 on esitetty kaatopaikan metaanipäästöt ajan funktiona. Rakennusjätteen hajoamisen on oletettu olevan hitaampaa kuin yhdyskuntajätteen (elinaika 50 vuotta, hajoamisvakio 0,02 a^{-1}).
Kuva 14. Rakennustoiminnan vuoden 1990 jätteiden kaatopaikkasijoituksen metaanipäästöt ja mahdollisen talteenoton oletettu vaikutus ajan funktiona.



Kuva 14. Rakennustoiminnan vuoden 1990 jätteiden kaatopaikkasijoituksen metaanipäästöt ja mahdollisen talteenoton oletettu vaikutus ajan funktiona.

Taulukko 11. Vuoden 1990 rakennustoiminnan puujätteiden käsittelystä aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt.

Käsittely-menetelmä	Käsiteltävä jätemäärä Gg k.a.	Päästöt Gg			Tuotettu energia TJ	Päästö-säästö Gg	Kaatopaikalle varastoituva hiili Gg	**Netto-päästöt**
		CH_4	N_2O	*Yhteensä CO_2-ekv.*			CO_2-ekv.	**CO_2-ekv.**
Kaatopaikka	300	22		*539*			426	**113**
Poltto	100	0,4	0,004	*11*	1 900	152		**-141**
YHTEENSÄ		22	0,004	*550*	1 900	152	426	**-28**
Kaatopaikka-kaasun talteen-ottopotentiaali		-9		*-220*	450	36		**-256**
YHTEENSÄ		13	0,004	*330*	2 350	188	426	**-284**

5.3 Yhdyskuntien ja teollisuuden jätevesilietteet

Menetelmät jätevesien ja etenkin lietteiden käsittelyn päästöjen arvioimiseksi ovat karkeita. Lietteiden käsittelyn metaanipäästöt on tässä arvioitu OECD:n (1995) ja Lexmondin ja Zeemanin (1995) antamien päästökerrointen avulla.

5.3.1 Yhdyskuntien jätevesilietteet

Suomen yhdyskuntien jätevesimäärä vuonna 1990 oli noin 560 milj. m^3. Biologinen hapenkulutus (BOD_7) oli noin 121 Gg, josta 11 Gg pääsi vesistöihin jätevesien mukana (Vesi- ja ympäristöhallitus 1992). Suomessa, kuten useimmissa muissakin teollisuusmaissa, jätevesien käsittely tapahtuu pääasiassa aerobisissa olosuhteissa, jolloin metaanipäästöt jäävät pieniksi. Czepiel (et al. 1993) arvioivat yhdyskuntien jätevedenkäsittelyssä (esiselkeytys + ilmastointi + jälkiselkeytys + tiivistys laskeutusaltaissa) vapautuvan noin 39 g CH_4/asukas/a, mikä vastaa vajaata prosenttia jätevesien sisältämästä metaanituottopotentiaalista. Jäteveden-käsittelyn päästöt Suomessa vuonna 1990 olisivat arvion mukaan olleet noin 0,2 Gg. Pipatti (1994) arvioi jätevedenkäsittelyn päästöiksi noin 0,7 Gg. Arvio perustui olettamukseen, jonka mukaan 5 % jätevedenkäsittelystä tapahtuvasta orgaanisen aineksen hajoamisesta tapahtuisi anaerobisissa olosuhteissa.

Jätevedenpuhdistamoilta poistettiin vuonna 1990 noin 1 milj. m^3 lietettä eli noin 150 000 tonnia lietteen kuiva-ainetta. BOD-arvon arvioidaan vähenevän puoleen jätevedenkäsittelyssä, jolloin lietteen BOD-kuormitukseksi saadaan noin 55 Gg. Vuonna 1990 lietteestä stabiloitiin noin 75 %. Yleisimmät stabilointimenetelmät olivat mädätys (55 %) ja kalkkistabilointi (40 %); noin 5 % lietteestä stabiloitiin lahottamalla. Kompostointi on myös yleinen lietteenkäsittelymenetelmä; vuonna 1990 30 % lietteen kokonaismäärästä kompostoitiin. Mädätyksessä arvioidaan lietteen orgaanisesta aineksesta hajoavan noin puolet, jolloin metaania muodostuisi 5 - 8 Gg ja energiaa vastaavasti 250 - 400 TJ, josta noin puolet kuluu mädättämöiden omiin tarpeisiin. Energiantuotannolla voidaan siis saavuttaa noin 10 - 16 Gg CO_2-ekv. säästö fossiilisten polttoaineiden polton päästöissä.

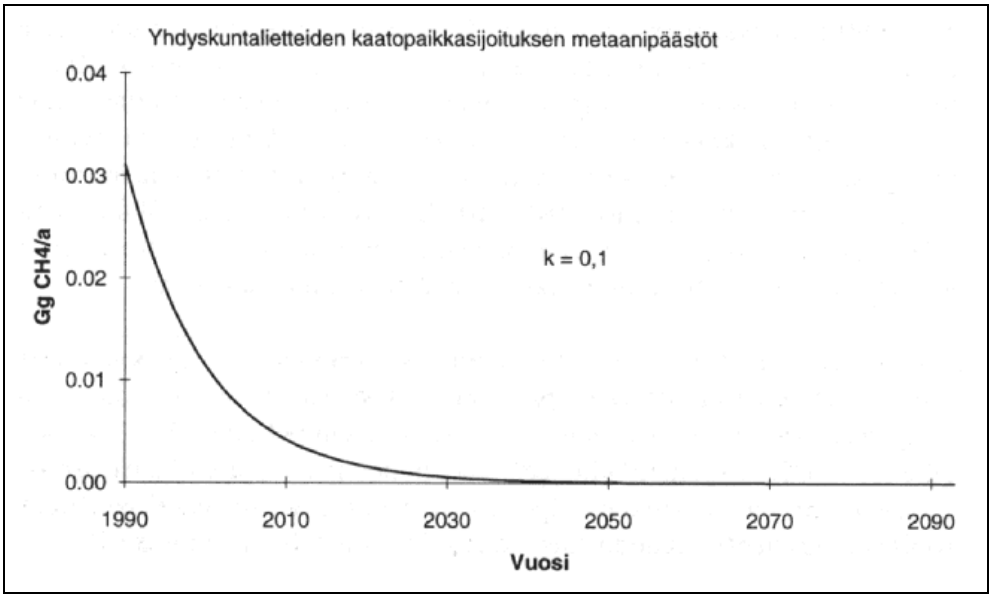
Loppusijoitettavan lietteen BOD-pitoisuudeksi saadaan noin 43 Gg, kun oletetaan biologisessa lietteiden käsittelyssä pitoisuuden laskevan puoleen alkuperäisestä. Liete käytetään viherrakentamiseen (32 %) tai viedään pelloille (32 %) tai kaatopaikoille (39 %). Kaatopaikoilla lietteen hajoaminen jatkuu, ja koska hajoamisaika on pitkä, voidaan olettaa kaiken helposti hajoavan orgaanisen aineksen hajoavan anaerobisesti. Lietteestä muodostuisi kaatopaikoilla tällöin enintään 3 - 5 Gg metaania.

Puhdistamoilta vesistöihin johdettu jätevesi sisältää orgaanista ainesta (BOD 11 Gg), josta osa hajoaa vesistöissä. OECD:n (1995) mukaan vesistöissä, joissa on happea riittävästi vesielimistön ylläpitämiseksi, vähemmän kuin 1 % hajoamisesta tapahtuu anaerobisesti ja metaanipäästöt jäävät merkityksettömiksi. Hapettomissa pintavesissä puolestaan jopa 25 - 75 % orgaanisesta aineesta voi hajota anaerobisesti. Vesistöihin johdettavien jätevesien ei oleteta aiheuttavan metaanipäästöjä Suomessa.

Jätevedenkäsittelyn typpioksiduulipäästöt arvioidaan Ruotsissa tehdyn arvion mukaan (SNV 1994). Vuonna 1990 käsittelyyn tulleiden jätevesien typpisisältö oli noin 22 Gg, jolloin päästöiksi saadaan noin 0,05 Gg N_2O (vaihteluväli 0,01 - 0,1 Gg N_2O). Pelloille levitetty liete lisää peltojen typpikuormitusta ja aiheuttaa siten päästöjä. Vuonna 1990 loppusijoitettavasta lietteestä levitettiin pelloille 32 % ja lietteiden sisältämä typpimäärä oli arviolta 1 - 2 Gg. Jos 1 - 3 % typestä vapautuu ilmakehään typpioksiduulina, saadaan päästöiksi 0,03 - 0,2 Gg N_2O.

Jätevesien ja lietteiden käsittelyn metaanipäästöt vuonna 1990 olivat siis noin 3,2 - 5,7 Gg (78 - 140 Gg CO_2-ekv.) ja typpioksiduulipäästöt noin 0,03 - 0,2 Gg (10 - 64 Gg CO_2-ekv.). Lietteiden käsittelyssä tuotettu energia säästäisi päästöjä 10 - 16 Gg CO_2-ekv. Jäteveden ja lietteiden käsittelyn yhteinen kasvihuonekaasupäästövaikutus olisi siis 78 - 188 Gg CO_2-ekv.

Koska metaanipäästöt tulevat suurimmaksi osaksi lietteiden kaatopaikkasijoituksesta, tulisivat päästöt jakautumaan usealle vuodelle. Lietteiden sisältämä biologisesti hajoava orgaaninen aines on nopeammin hajoavaa kuin kaatopaikalle viety jätekeskimäärin, ja hajoamiselle on siksi käytetty lyhyempää elinikää (10 v). Lietteiden hajoamisesta kaatopaikalla aiheutuvat päästöt on esitetty kuvassa 15. Koska lietteet hajoavat kaatopaikalla suhteellisen nopeasti sijoituksen jälkeen, ei talteenotolla pystytä vähentämään päästöjä juurikaan, ellei talteenottoa aloiteta jo kaatopaikan täytön aikana.



Kuva 15. Vuonna 1990 tuotetun lietteen kaatopaikkasijoituksen metaanipäästöt ajan funktiona.

5.3.2 Teollisuuden lietteenkäsittely

Teollisuuden vedenkulutus ja vastaavasti jätevesien määrä on suurempi kuin yhdyskuntien, noin 6 700 milj. m^3 vuonna 1990. Teollisuuden vesistöjä kuormittava orgaanisen aineen määrä vuonna 1990 oli 94 Gg BOD (Hämäläinen & Repo 1992) eli yli kahdeksan kertaa suurempi kuin yhdyskuntien jätevesien kuormitus. Suurin osa eli lähes 95 % kuormituksesta oli peräisin paperi- ja massateollisuudesta.

Paperi- ja massateollisuuden jätevedet eroavat yhdyskuntien jätevesistä koostumukseltaan. Ne sisältävät enemmän puusta peräisin olevia ainesosia (ligniinijohdannaisia, selluloosaa ja muita hiilihydraatteja) ja tuhkaa sekä vähemmän rasvaperäisiä ainesosia kuin yhdyskuntien jätevedet. Tässä tutkimuksessa on teollisuuden jätevesien orgaanisen aineen oletettu hajoavan kuten yhdyskuntien jätevesien orgaanisten yhdisteiden, koska tarkempia tietoja hajoamisesta ei ole saatavilla.

Paperi- ja massateollisuuden jätevesien orgaanisen aineen kuormituksesta ja jätevedenkäsittelystä ei ole saatavissa yhtä yksityiskohtaista tietoa kuin yhdyskuntien jätevesien käsittelystä. Paperi- ja massateollisuuden jätevesien BOD-arvot vaihtelevat paljon, eikä koko teollisuusalan jätevesien vuosittaisia BOD-kuormitusarvoja ole määritetty. Seuraavassa esitetty laskelma perustuu karkeasti arvioituun 350 Gg:n (noin 500 mg BOD/l jätevettä) vuosittaiseen BOD-kuormitukseen ja oletukseen, jonka mukaan 80 % jätevedenkäsittelystä tapahtuu aerobisissa ja 20 % anaerobisissa olosuhteissa. Kaiken anerobisessa käsittelyssä muodostuvan metaanin on oletettu vapautuvan ilmakehään (Pipatti 1994).

Paperi- ja massateollisuuden BOD-kuormituksen arviointi on epävarmaa, koska päästöt vaihtelevat suuresti niin tehtaasta toiseen kuin saman tehtaankin sisällä. Thorneloe (1993b) antaa paperi- ja massateollisuuden jätevesien keskimääräiseksi BOD-pitoisuudeksi 4 000 mg/l, mikä on noin kahdeksankertainen tässä käytettyyn arvoon nähden.

Jäteveden käsittelyssä oletetaan noin 50 % orgaanisesta aineksesta hajoavan, jolloin anaerobisessa käsittelyssä muodostuu noin 8 Gg metaania. Aerobisessa käsittelyssäkin oletetaan osan (5 %) hajoamisesta tapahtuvan anaerobisesti, jolloin metaania vapautuu noin 1,5 Gg.

Lietteessä orgaanista ainesta arvioidaan olevan jäljellä noin 175 Gg (BOD). Suurin osa metsäteollisuuden lietteestä poltetaan (noin 40 %) tai viedään kaatopaikalle (noin 55 %). Pieni osa (noin 5 %) käytetään uudelleen tai kompostoidaan. Polttoon menevän lietteen kuiva-ainemäärä on noin 130 Gg/a. Poltto tapahtuu pääasiassa leijukerroskattiloissa (Pere et al. 1992). De Soeten (1993) antamien taulukossa 6 esitettyjen päästökertoimien mukaan lietteiden poltossa muodostuu typpioksiduulia 101 - 1 528 g N_2O/t lietettä, jolloin jätelietteen poltosta aiheutuvat N_2O-päästöt olisivat välillä 0,01 - 0,2 Gg/a (keskiarvo 0,1 Gg). Metaania lietteiden poltossa muodostuu noin 30 mg/MJ (Boström et al. 1992). Jos lietteen lämpöarvo on 16 MJ/kg k.a., saadaan metaanipäästöksi noin 0,06 Gg/a. Lietteen poltosta

saatavalla energialla (noin 2 000 TJ) saavutetaan vastaavasti noin 166 Gg CO_2-ekv. päästösäästö.

Kaatopaikoille sijoitettavan lietteen kuiva-ainepitoisuus on jonkin verran alhaisempi kuin poltettavan lietteen (keskimäärin noin 30 %). Kaatopaikoille sijoitettavan lietteen kuiva-ainemäärän arvioidaan olevan noin 200 000 t ja BOD-kuormituksen arvioidaan olevan noin 100 000 t/a. Mikäli kaikki lietteen sisältämä biologisesti hajoava orgaaninen aines hajoaisi, olisivat päästöt noin 20 Gg CH_4/a.

Elintarviketeollisuuden jätelietteistä sijoitettiin vuonna 1991 noin 110 000 t pelloille. Jos lietteen kuiva-aine- ja typpipitoisuus oletetaan samaksi kuin yhdyskuntalietteen, saadaan typpikuormitukseksi 500 - 1 750 t. Olettamalla 1 - 3 % typestä vapautuvan ilmakehään typpioksiduulina, saadaan päästöiksi 0,005 - 0,05 Gg N_2O/a (keskiarvo 0,03 Gg N_2O/a).

Teollisuuden jäteveden ja lietteenkäsittelyn ja -loppusijoituksen kasvihuonekaasupäästöt ovat siis noin 800 Gg CO_2-ekv/a ja energiantuotannolla saavutettava säästö fossiilisten polttoaineiden päästöissä noin 200 Gg CO_2-ekv/a (taulukko 12). Arvio on epävarma, koska lietteiden koostumus- ja käsittelytiedot ovat puutteellisia. Päästöt ilmakehään tapahtuvat kaatopaikkasijoitusta lukuun ottamatta lähes välittömästi. Kaatopaikkasijoituksen päästöjen ajallista vapautumista ei ole arvioitu, koska lietteen koostumuksen vaikutuksia hajoamisnopeuteen ei tunneta.

Taulukko 12. Teollisuuden vuonna 1991 tuottaman lietteen käsittelystä aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt.

Käsittelymenetelmä	CH_4-päästöt Gg	N_2O-päästöt Gg	Yhteensä Gg CO_2-ekv.	Energiantuotannolla saavutettava päästösäästö Gg CO_2-ekv.
Metsäteollisuus				
Jätevedenkäsittely - anaerobinen - aerobinen	 8 1,5		 196 37	
Poltto	0,06	0,1	34	166
Kaatopaikka	20		490	
Elintarviketeollisuus				
Levitys pelloille		0,03	10	
YHTEENSÄ	30	0,13	767	166

5.4 Teollisuuden jätteet

Teollisuuden ja energiantuotannon jätteiden kokonaismäärä vuonna 1987 oli noin 11,1 miljoona tonnia. Teollisuuden jätekertymistä prosessijätteiden eli tuotteiden

valmistusvaiheen jätteiden osuus oli kolme neljännestä. Muu neljännes jakautui melko tasan vedenpuhdistuksen, pakkaus-, talous-, rakennus- ja puhdistus- ja kunnossapidon jätteiden osalle. Energiantuotannon jätteet koostuvat lähinnä tuhkasta ja savukaasujen puhdistusjätteistä (Vahvelainen & Isaksson 1992).

Jätekertymät jätelajeittain on annettu taulukossa 13. Kertymiltään selvästi muita suuremman jäte-erän teollisuudessa muodostivat puujätteet (2,5 miljoonaa tonnia) ja mineraalijätteet (5,0 miljoonaa tonnia). Puujätteestä noin puolet oli puu- ja paperiteollisuudesta kertyvää puunkuorta. Teollisuuden jätteiden käsittely- ja loppusijoitusmenetelmistä keskeiset olivat jätteiden raaka-ainekäyttö, varastointi ja kaatopaikkasijoitus (ks. taulukko 14).

Taulukko 13. Teollisuuden jätekertymät jätelajeittain vuonna 1987 (Vahvelainen & Isaksson 1992).

Jätelaji	1000 t
Puujätteet	2 500
Selluloosa-, paperi- ja pahvijätteet	790
Mineraalijätteet	5 050
Metallijätteet	610
Suolajätteet	650
Jäteveden puhdistuksen ja viemäröinnin jätteet	630
Muut jätteet	880
YHTEENSÄ	11 110

Taulukko 14. Teollisuuden jätteiden käsittely ja loppusijoitus vuonna 1987 (Vahvelainen & Isaksson 1992).

	milj. tonnia
Varasto	2,6
Viemäri	0,3
Maa- tai kallioperä	0,2
Kaatopaikka	2,5
Jäteraaka-aineeksi	5,5
YHTEENSÄ	11,1

Jätteiden käyttö raaka-aineena pitää tässä sisällään myös jätteiden käytön energianlähteenä. Teollisuuden jätteitä käytettiin energiantuotantoon noin 3,2 milj. t. Suurin osa energianlähteenä käytetyistä jäteraaka-aineista oli puujätteitä (2,8 milj. t.) ja selluloosa-, paperi- ja pahvijätteitä (0,3 milj. t.). Jäteveden puhdistuksen ja viemäröinnin jätteitä (lietteitä) käytettiin energiantuotantoon noin 0,1 milj. t., loput energianlähteenä käytetyt jätteet koostuivat erilaisista liuottimista ja muista kemikaaleista sekä kasvi- ja eläinjätteistä (rasvoja yms.).

Puujätteen energiankäytön päästöt on arvioitu puun poltossa syntyvien keskimääräisten päästöjen mukaisesti (päästökertoimet: metaani 30 - 50 mg/MJ, typpioksiduuli 2 mg/MJ ja poltetun jätteen lämpöarvo 19 MJ/kg). Kasvihuonekaasupäästöiksi saadaan 1,6 - 2,6 Gg CH_4 ja 0,1 Gg N_2O. Uusiutuvan polttoaineen käytöstä saatava CO_2-päästösäästö puolestaan on noin 4 200 Gg CO_2-ekv. Koska puujäte (pääasiassa kuorijätettä) voidaan mieltää metsä-teollisuudessa käytettäväksi raaka-aineeksi tai prosesseissa syntyväksi sivutuotteeksi, ei puun poltosta syntyviä päästöjä ja energiantuotantoa ole otettu mukaan lopulliseen tarkasteluun.

Jäteveden puhdistuksen ja viemäröinnin jätteiden energiankäytön kasvihuonekaasupäästöt on arvioitu edellisessä kappaleessa. Selluloosa-, paperi- ja pahvisekä muiden jätteiden energiakäytön päästöt on arvioitu käyttäen samoja päästökertoimia ja lämpöarvoa kuin puun poltolle. Fossiilisten jätteiden polton hiilidioksidipäästöt on laskettu olettamalla jätteiden hiilipitoisuudeksi 50 %. Kasvihuonekaasupäästöiksi saadaan siten noin 10 Gg CO_2, 0,2 Gg CH_4 ja 0,01 Gg N_2O ja energiantuotannosta saatava päästösäästö on noin 440 Gg CO_2-ekv.

Teollisuuden jätteitä sijoitettiin kaatopaikoille noin 2,5 milj. t. Suurin osa jätteistä (1,4 milj. t) sijoitettiin teollisuuden omille kaatopaikoille, yleisille kaatopaikoille sijoitettiin noin 0,9 milj. t ja yksityisille kaatopaikoille noin 0,1 milj. t. Teollisuuden omille ja muille yksityisille kaatopaikoille sijoitettiin paljon mineraalijätteitä (1,0 milj. t), puu-, selluloosa-, paperi- ja pahvijätteitä (0,3 milj. t) sekä jäteveden puhdistuksen ja viemäröinnin jätteitä (0,1 milj. t). Jätteiden koostumus poikkeaa yhdyskuntajätteiden koostumuksesta ja karkeasti arvioiden jäte sisältää hiiltä 100 - 150 Gg/a. Jos jäte hajoaisi kuten yhdyskuntajäte, olisivat metaanipäästöt 21 - 32 Gg/a.

Teollisuuden kaatopaikoille varastoituvan hiilen määrä olisi yllä olevien oletusten mukaan laskettuna 250 - 370 Gg CO_2-ekv./a.

Yleisille kaatopaikoille sijoitetaan paljon teollisuuden mineraalijätteitä (0,4 milj. t), puu-, selluloosa-, paperi- ja pahvijätteitä (0,2 milj. t) sekä teollisuudessa syntyviä yhdyskuntajätteitä (0,1milj. t). Karkeasti arvioiden hiilimäärä on 120 Gg/a ja, mikäli hajoaminen vastaisi yhdyskuntajätteiden hajoamista, olisivat metaanipäästöt noin 26 Gg/a. Kaatopaikoille varastoituvan hiilen määrä puolestaan olisi noin 300 Gg CO_2-ekv. Nämä luvut on kuitenkin jo otettu huomioon yhdyskuntajätteiden kasvihuonekaasupäästöarviossa.

Kaatopaikkakaasun talteenoton ja energiakäytön vaikutukset päästöihin voidaan laskea kuten yhdyskuntajätteille; teollisuuden omilta ja muilta yksityisiltä kaatopaikoilta olisi mahdollista saada talteen 8 - 13 Gg CH_4 ja yleisiltä kaatopaikoilta noin 10 Gg CH_4.

Teollisuusjätteiden muiden käsittely- ja loppusijoitusmenetelmien päästöjä ei tässä arvioida. Yhteenveto teollisuuden jätteiden käsittelystä aiheutuvista päästöistä on esitetty taulukossa 15.

5.5 Maatalouden jätteet

Maatalous tuottaa vuosittain noin 23 milj. t jätteitä. Lanta muodostaa maatalouden jätekertymästä suurimman osan, noin 19 milj. t/a. Oljet ovat toinen suuri maatalouden jätelaji (jätekertymä noin 4 milj. t/a) (Tilastokeskus 1992).

Koska lanta suurimmaksi osaksi koostuu orgaanisesta aineksesta, ovat mahdollisuudet suuriin metaanipäästöihin olemassa. Metaania muodostuu orgaanisesta aineksesta ainoastaan anaerobisissa olosuhteissa ja metaanipäästöt jäävät pieniksi, jos lanta on koko ajan hapellisissa olosuhteissa.

Arvioitaessa lannan metaanipäästöjä on otettava huomioon
- lannan määrä ja osuus lannasta, joka voi tuottaa metaania
- lannankäsittelymenetelmä; anaerobiset käsittelymenetelmät lisäävät metaanipäästöjä merkittävästi
- ilmasto; lämpötila ja sademäärä vaikuttavat merkittävästi lannan metaanipäästöihin, kostea ja lämmin ilmasto lisää päästöjä.

Safley et al. (1992) ovat kehittäneet menetelmän, jonka avulla mainittuja tekijöitä voidaan jossain määrin ottaa huomioon päästöjä määritettäessä. Päästöt lasketaan kaavalla (4)

$$TM_i = \sum_j VS_i * B_{0i} * MCF_j * CAF_j * WS\%_{ij}, \qquad (4)$$

missä TM_i on metaanipäästö, VS_i lannan haihtuvien kiinteiden aineiden määrä (kg), B_{0i} maksimaalinen metaanintuotantokapasiteetti (m^3/kg VS), MCF_j lannan käsittelyjärjestelmän vaikutusta metaanipäästöihin kuvaava luku, CAF_j ilmasto-olosuhteet huomioon ottava tekijä ja $WS\%_{ij}$ prosenttiosuus eläintyypin i lannasta, joka käsitellään tavalla j.

Safley et al. (1992) ovat määrittäneet keskimääräiset kertoimet haihtuvien kiinteiden aineiden muodostumiselle eläintyypin painokiloa kohti, maksimaalisen metaanintuotannon riippuvuudelle eläimen ravinnon laadusta sekä erilaiset lannan käsittelymenetelmät ja ilmasto-olosuhteet huomioon ottaville tekijöille. Kun näitä sovelletaan Suomen kotieläinmääriin ja lannankäsittelymenetelmiin, saadaan vapautuvaksi metaanimääräksi 40 Gg vuoden 1990 arvoilla.

Safleyn (et al. 1992) menetelmän käyttöä lannan metaanipäästöjen arvioimiseen suositellaan myös OECD:n (1995) raportissa, mutta annetut kertoimet on päivitetty äskettäin tehtyjen laboratoriokokeiden perusteella, joiden mukaan kuivikelannan varastoinnin aikaiset päästöt on arvioitu merkittävästi pienemmiksi ja lämpötilan vaikutus päästöihin suuremmaksi. Suomen oloissa, joissa noin 80 % nautojen ja 40 % sikojen lannasta käsitellään kuivikelantana ja vuoden keskimääräinen lämpötila on alhainen, ehdotetut korjaukset Safleyn (et al. 1992) kertoimiin merkitsevät tuntuvaa vähennystä päästöarvioon ja niiden mukaan arvioidut lannasta aiheutuvat metaanipäästöt Suomessa ovat 11 Gg vuoden 1990 arvoilla eli vain noin neljännes aikaisemmasta arviosta.

Taulukko 15. Teollisuuden jätteiden käsittelystä aiheutuvat kasvihuonekaasupäästöt.

Käsittelymenetelmä	Käsiteltävä jätemäärä Gg	Päästöt Gg				Tuotettu energia TJ	Päästö-säästö Gg	Kaatopaikalle varastoituva hiili Gg	**Netto-päästöt**
		CO_2	CH_4	N_2O	*Yhteensä CO_2-ekv.*			CO_2-ekv.	**CO_2-ekv.**
Kaatopaikka - teollisuuden omat ja muut yksityiset - yleiset*)	 1 500 900		 27 26		 *662* *637*			 310 300	 **352** **337**
Poltto**)	300	10	0,2	0,01	*18*	5 500	440		**-422**
YHTEENSÄ		10	53	0,01	*1 317*	5 500	440	610	**267**
Kaatopaikkakaasun talteenottopotentiaali - teollisuuden omat ja muut yksityiset - yleiset*)			 -11 -10		 *-270* *-250*	 550 500	 44 40		 **-314** **-290**
YHTEENSÄ		10	32	0,01	*797*	6 550	524	610	**-337**

*) Yleisille kaatopaikoille viedyn teollisuusjätteen päästö- ja hiilinieluluvut sisältyvät myös yhdyskuntajätteiden käsittelylle esitettyihin lukuihin (kohta 3.1 ja taulukko 10).

**) Puujätteen polton kasvihuonekaasupäästöt ei ole mukana arviossa.

Lantaa voidaan myös käsitellä anaerobisesti ja ottamalla muodostunut biokaasu talteen ja polttamalla se voidaan lannalla tuottaa energiaa. Tanskassa on useita laitosmittakaavan bioreaktoreita, jotka käyttävät lantaa raaka-aineenaan. Lanta kuljetetaan lähialueiden maatiloilta bioreaktorilaitoksiin ja lannasta saatava biokaasu käytetään lämmön ja/tai sähkön tuotantoon. Anaerobisesti käsitelty lanta myydään takaisin maanviljelijöille ja käytetään hyväksi lannoitteena. Suomessa lannalla käyviä bioreaktoreita on ollut käytössä muutamalla suuremmalla tilalla, mutta tällä hetkellä toimivista bioreaktoreista ei ole tietoa. Bioreaktoreiden suosiota rajoittaa niiden suurehkot investointikustannukset, prosessin häiriöalttius sekä energian käyttömahdollisuudet tiloilla.

5.6 Yhteenveto jätehuollon kasvihuonekaasupäästöistä Suomessa

Suomen nykyisen jätehuollon kasvihuonekaasupäästöistä on koottu yhteenveto taulukkoon 16. Päästöt, nielut ja energiantuotanto sekä mahdollisesta fossiilisten polttoaineiden käytön vähentymisestä saatavat päästösäästöt on annettu vuodessa käsiteltävää jätemäärää kohti. Vuosittain käsiteltävistä jätemääristä saadut tiedot ovat peräisin eri vuosilta, suurin osa perustuu tilastokeskuksen arvioon vuoden 1987 jätekertymistä. Arviossa on käytetty uusinta saatavilla olevaa tilastotietoa ja tietoja on päivitetty mahdollisuuksien mukaan vastaamaan nykyistä (1993/94) tilannetta sekä asiantuntijoilta että lehtiartikkeleista saaduilla tiedoilla.

Suomen jätehuollon kasvihuonekaasupäästöt ovat CO_2-ekvivalentteina ilmoitettuina arvioitu noin 4 000 Gg CO_2-ekv./a, mikä on noin 7 % nykyisistä fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvista CO_2-päästöistä Suomessa. Jätehuollon merkittävimmät kasvihuonekaasupäästöt ovat kaatopaikkojen metaanipäästöt, jotkamuodostavat arvion mukaan yli puolet kaikista Suomen ihmisen toiminnasta aiheutuvista metaanipäästöistä.

Suurin osa päästöistä on peräisin yhdyskuntajätteiden kaatopaikkasijoituksesta (75 Gg CH_4/a), joskin noin kolmasosa päästöistä aiheutuu jätteistä, jotka ovat teollista alkuperää. Teollisuuden omilta kaatopaikoilta on arvioitu vapautuvan noin 27 Gg CH_4/a (660 Gg CO_2-ekv./a) ja rakennusjätteiden kaatopaikkasijoituksesta noin 22 Gg:ksi CH_4/a (540 Gg CO_2-ekv./a). Lietteiden kaatopaikkasijoituksesta aiheutuvat päästöt (noin 23 Gg CH_4/a $\approx$ 560 Gg CO_2-ekv./a) eivät sisälly mainittuihin lukuihin. Jätteiden poltosta aiheutuvat päästöt ovat pienet verrattuna kaatopaikkasijoituksen päästöihin, yhteensä noin 40 Gg CO_2-ekv./a.

Kaatopaikat toimivat paitsi metaanilähteenä myös hiilinieluna. Uusiutuvista hiililähteistä peräisin olevaa hiiltä arvioidaan varastoituvan kaatopaikoille vuosittain noin 1 650 Gg CO_2-ekv. Jätteiden poltolla voidaan tuottaa energiaa ja vähentää fossiilisten polttoaineiden käyttöä. Jos jätteiden poltolla tuotetun energian oletetaan korvaavan kaukolämpöä, joka on tuotettu polttamalla öljyä, saadaan nykyisellä poltolla aikaan noin 800 Gg CO_2-ekv. päästösäästö vuodessa.

Taulukko 16. Yhteenveto Suomessa jätehuollon kasvihuonekaasupäästöistä. Päästöt (Gg), päästösäästöt (Gg) ja kaatopaikalle varastoituvan hiilen määrä (Gg) on arvioitu yhden vuoden aikana käsiteltävälle jätemäärälle.

	Käsiteltävä jätemäärä Gg (k.a.) /a tai BOD-Gg/a (jäte-vedet)	**Päästöt Gg/a**				Tuotettu energia TJ	Päästö-säästö Gg	Kaatopaikalle varastoituva hiili Gg	**Nettopääs-töt Gg**
		CO_2	CH_4	N_2O	***Yhteensä CO_2-ekv.***		CO_2-ekv.	CO_2-ekv.	**CO_2-ekv.**
Yhdyskuntajätteet*)	1 470	8	75	0,004	***1 850***	750	60	910	**880**
Rakennustoiminta	400		22	0,004	***550***	1 900	150	430	**-30**
Teollisuus**)	1 200	10	27	0,01	***680***	5 500	440	310	**-70**
Yhdyskuntien jätevedet	BOD 120		4	0,11	***130***	200	15		**115**
Teollisuuden jätevedet	BOD 350		30	0,13	***770***	2 000	165		**605**
Maatalous	23 000***)		11		***270***				**270**
YHTEENSÄ		18	169	0,26	***4 250***	10 350	830	1 650	**1 770**
Kaatopaikkakaasun talteenottopotentiaali			-50		*-1 230*	2 500	200		**-1 430**
YHTEENSÄ		18	119	0,26	*3 020*	12 850	1 030	1 650	**340**

*) *Yhdyskuntajätteiden kaatopaikkasijoituksen metaanipäästöistä noin kolmasosa on arvion mukaan peräisin teollisuuden yleisille kaatopaikoille sijoittamista jätteistä.*

**) *Metsäteollisuudessa muodostuvien puujätteiden polton vaikutusta päästöihin ja nieluihin ei ole otettu huomioon.*

***) *Märkäpaino.*

Jätteiden poltto Suomessa on vähäistä lukuun ottamatta metsäteollisuudessa syntyviä puujätteitä. Metsäteollisuuden puujätteiden polttoa ei tässä arvioissa ole käsitelty jätteiden polttona. Kun kaatopaikoille varastoituvan hiilen ja energiantuotannon vaikutus otetaan huomioon, saadaan jätehuollon nettopäästöiksi noin 1 750 Gg CO_2-ekv./a eli kasvihuonevaikutus laskee alle puoleen siitä mitä se olisi, jos tarkasteltaisiin ainoastaan päästöjen vaikutuksia.

Kasvihuonekaasupäästöjä voidaan vähentää ottamalla talteen kaatopaikoilla muodostuvaa kaasua. Suomessa kaatopaikkakaasun talteenotto on suhteellisen vähäistä, ainoastaan kolmelta suljetulta kaatopaikalta tiedetään kaasua kerättävän talteen. Nyt kaatopaikoille vietyjen jätteiden metaanintuotanto on todennäköisesti suurimmillaan 10 - 20 vuoden kuluttua. Mikäli talteenotto muodostuu yleiseksi käytännöksi lähitulevaisuudessa voidaan olettaa saatavan noin 40 % muodostuneesta kaasusta talteen. Tämä vähentäisi vuonna 1993 - 94 kaatopaikalle viedyn jätemäärän aiheuttamia metaanipäästöjä noin 1 200 Gg CO_2-ekv. verran ja kaasun energiakäyttö antaisi lisäksi noin 200 Gg CO_2-ekv. päästösäästön fossiilisten polttoaineiden aiheuttamissa päästöissä.

Mikäli vuoden 1993 - 94 jätehuollon kasvihuonevaikutuksen arvioinnissa otetaan päästöjen lisäksi huomioon arvioidut kasvihuonevaikutusta pienentävät tekijät (kaatopaikoille varastoituvan hiilen määrä, energiantuotannolla saavutettava päästösäästö ja mahdollinen kaatopaikkakaasun talteenotto), olisivat arvioidut nettopäästöt noin 300 Gg CO_2-ekv., mikä on enää noin 0,5 % ihmisen aiheuttamista kasvihuonekaasupäästöistä Suomessa.

6 PÄÄSTÖKERTOIMIIN JA PÄÄSTÖARVIOIHIN LIITTYVÄT EPÄVARMUUDET

Jätehuollon kasvihuonevaikutusten arviointiin liittyy monia epävarmuuksia. Suurimmat epävarmuudet aiheutuvat kaatopaikkojen metaanipäästöjen ominaispäästökertoimien ja kaatopaikoille varastoituvan hiilen määrän arvioinnista. Epävarmuutta aiheuttavat mm. erot kaatopaikoille sijoitettavan jätteen koostumuksessa ja kaatopaikoilla vallitsevissa olosuhteissa. Eri tekijöiden vaikutusta kaatopaikkasijoituksen kasvihuonevaikutukseen on tarkasteltu taulukossa 17.

Taulukko 17. Kaatopaikkasijoituksen kasvihuonevaikutuksen arvioinnin epävarmuuksien tarkastelu. Päästöt (kg), kaatopaikalle varastoituva hiili (kg) ja nettopäästöt (kg) annettu kaatopaikoille sijoitettavaa jätetonnia kohti (k.a.).

	Päästöt		Kaatopaikalle varastoituva hiili	Netto-päästöt
	CH_4	CO_2-ekv.	CO_2-ekv.	CO_2-ekv.
Perustapaus - DOC 28 % (k.a.) - 214 kg CH_4/t DOC -0 % CH_4 hapettuu	60	1 470	700	770
Jätteen koostumuksen vaikutus: - DOC 20 % (k.a.) - DOC 40 % (k.a.)	 42 84	 1 030 2 060	 500 1 000	 530 1 060
Ominaispäästö-kertoimen vaikutus - 110 kg CH_4/t DOC - 300 kg CH_4/t DOC - 500 kg CH_4/t DOC	 31 84 140	 760 2 060 3 430	 860 570 260	 100 1 490 3 290
Metaanin hapettumisen vaikutus - 10 % hapettuu - 30 % hapettuu	 53 41	 1 300 1 010	 700 700	 600 310

Sataa suuremmat luvut on pyöristetty lähimpään kymmenlukuun.

Tässä tutkimuksessa (perustapaus) on oletettu jätteen kuiva-aineen sisältävän keskimäärin 28 % hajoavaa hiiltä (DOC) ja ominaispäästölle on käytetty arvoa 214 kg CH_4/t DOC (noin 32 % DOC:stä hajoaa). Metaanin hapettumista kaatopaikan pintakerroksissa ei ole otettu huomioon erikseen arviossa.

Korkeampi hiilipitoisuus (DOC) lisäisi kaatopaikkasijoituksen päästöjä, alhaisempi puolestaan vähentäisi niitä. Mikäli hajoamisolosuhteet ovat samat eivät erot hiilipitoisuudessa muuta kaatopaikkasijoituksen päästöjen ja kaatopaikalle varastoituvan hiilen suhdetta, eli päästöt ovat noin kaksinkertaiset nieluvaikutukseen nähden CO_2-ekvivalentteina laskettuina.

Erot kirjallisuudessa annetuissa kaatopaikkasijoituksen aiheuttamien metaanipäästöjen ominaispäästökertoimissa ovat suuret (noin 110 - 500 kg CH_4/t DOC eli 17 - 75 % DOC:stä hajoaa). Kaatopaikoilla vallitsevat olosuhteet ja jätteen koostumus vaikuttavat hajoamisprosessin nopeuteen ja metaanin tuottoon. Optimaalisissa olosuhteissa päästöt ovat suuret ja vastaavasti kaatopaikoille varastoituvan hiilen määrä vähenee. Suurin ominaispäästökerroin (500 kg CH_4/t DOC) tuntuu suurelta, etenkin Suomen oloissa, missä kaatopaikkasijoituksen päästöjä rajoittavat mm. kaatopaikkojen keskimääräinen pieni koko sekä kylmä ilmasto.

Ettala et al. (1988) arvioivat olosuhteet metaanin muodostukselle Suomen kaatopaikoilla heikoiksi. Tällöin ainoastaan pieni osuus kaatopaikoille viedystä orgaanisesta aineksesta hajoaa, joten on mahdollista, että kaatopaikkasijoituksen kasvihuonevaikutus Suomessa on vähäinen tai jopa negatiivinen. Ajatukseen on kuitenkin suhtauduttava varovasti, sillä suuremmilla kaatopaikoilla kaatopaikkakaasun talteenoton perusteella tehdyt arviot ovat antaneet kohtalaisia metaanisaantoja, jotka viittaavat siihen, että ainakin näillä kaatopaikoilla metaanin muodostus on samaa suuruusluokaa kuin Keski-Euroopan ja Yhdysvaltojen kaatopaikoilla.

Metaanin hapettuminen vähentäisi päästöjä, muttei vaikuttaisi kaatopaikalle varastoituvan hiilen määrän. Ulkomaisessa kirjallisuudessa on yleisesti arvioitu noin 10 % metaanista hapettuvan kaatopaikan pintakerroksissa. Tämän suuruinen vähennys kaatopaikan metaanipäästöissä alentaisi kasvihuonevaikutusta noin 20 %. Mikäli 30 % metaanista hapettuisi alenisi kasvihuonevaikutus yli 50 % perustapaukseen verrattuna.

Erot kaatopaikalle sijoitettavan jätteen koostumuksessa vaikuttavat myös päästöjen ajalliseen vapautumiseen. Helposti hajoavien yhdisteiden lisääntyminen kaatopaikoilla nopeuttaisi kaasunmuodostusta, ja siten myös kaatopaikkakaasun talteenotto helpottuisi ja tulisi kannattavammaksi. Tässä tutkimuksessa on oletettu saatavan talteen keskimäärin 40 % muodostuvasta metaanista. Taulukossa 18 esitetty eri talteenottotehokkuuksien merkitys kasvihuonevaikutuksen kannalta.

Taulukko 18. Kaatopaikkakaasun talteenottotehokkuuden kasvihuonevaikutus perustapauksessa. Päästöt (kg), kaatopaikalle varastoituva hiili (kg) ja nettopäästöt (kg) annettu kaatopaikoille sijoitettavaa jätetonnia kohti (k.a.).

Talteen-otto-tehokkuus	Päästöt		Tuotettu energia	Päästö-säästö	Kaatopaikalle varastoituva hiili	Netto-päästöt
	CH_4	$CO_{2\text{-ekv.}}$	MJ	$CO_{2\text{-ekv}}$	$CO_{2\text{-ekv.}}$	$CO_{2\text{-ekv.}}$
20 %	48	1 200	600	50	700	450
40 %	36	880	1 200	90	700	90
60 %	24	590	1 800	140	700	-250

Jätteen koostumus ja vesipitoisuus vaikuttavat poltossa sekä energiantuotantoon että päästöihin. Vaihteluiden merkitys on pienempi lopputuloksen kannalta, koska päästöt ovat suuruudeltaan merkittävästi pienemmät käsiteltävää jätemäärä kohti kuin kaatopaikkasijoituksen päästöt. Erityyppisten yhdyskuntajätteiden lämpöarvot ovat yleensä 15 - 20 MJ/kg k.a. ja, jotta esimerkiksi sekajätteen lämpöarvo muuttuisi olennaisesti, tulisi koostumuksenkin muuttua merkittävästi. Biojätteiden erilliskeräys ja -käsittely vähentäisi poltettavan jätteen vesipitoisuutta ja parantaisi polttotulosta. Fossiilista hiiltä sisältävien jätteiden, kuten esim. muovien, määrän kasvu lisäisi polton hiilidioksidipäästöjä. Muiden kasvihuonekaasupäästöjen muodostumiseen vaikuttavat sekä koostumus että polttotekniikka, eikä koostumuksen vaikutusta päästöihin voi tarkastella erikseen.

Taulukossa 7 arvioidut ominaispäästöt erilaisille jätteiden käsittelyketjuille on laskettu olettaen erilliskeräilyn onnistuvan 100-prosenttisesti. Käytännössä erilliskeräyksellä ei päästä näin hyvään tulokseen, mutta lisäämällä erilliskeräilyn lisäksi keskitettyä lajittelua on mahdollista erottaa eri jätejakeet toisistaan melko hyvin. Jos erottelun tehokkuus on 50 %, muuttuvat vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonevaikutukset perustapaukseen verrattuna seuraavasti (vaihteluvälin ensimmäinen arvo kuvaa tilannetta, jossa on oletettu 100 %:n erotustehokkuus ja toinen arvo tilannetta, jossa erotustehokkuus on 50 %):

- Biojätteen erilliskeräys ja kompostointi + kaatopaikkasijoitus:
  - metaanipäästöt kasvavat 37 - 49 kg CH_4/t jätettä (k.a.), kaatopaikalle varastoituu enemmän hiiltä, 433 - 565 kg CO_2-ekv. ja nettopäästöt kasvavat 474 - 623 kg CO_2-ekv.
- Biojätteen erilliskeräys ja anaerobinen käsittely + kaatopaikkasijoitus:
  - metaanipäästöt kasvavat 37 - 49 kg CH_4/t jätettä (k.a.), kaatopaikalle varastoituu enemmän hiiltä, 433 - 565 kg CO_2-ekv., energiantuotannolla saavutettava päästösäästö pienenee 43 - 22 kg CO_2-ekv. ja nettopäästöt kasvavat 431 - 601 kg CO_2-ekv.
- Palavien jakeiden erilliskeräys ja poltto + kaatopaikkasijoitus:
  - hiilidioksidipäästöt vähenevät 150 - 75 kg CO_2, metaanipäästöt kasvavat 28 - 44 kg CH_4/t jätettä (k.a.), typpioksiduulipäästöt vähenevät 0,04 - 0,02 kg N_2O/t jätettä (k.a.), kaatopaikalle varastoituu enemmän hiiltä, 331 - 514 kg

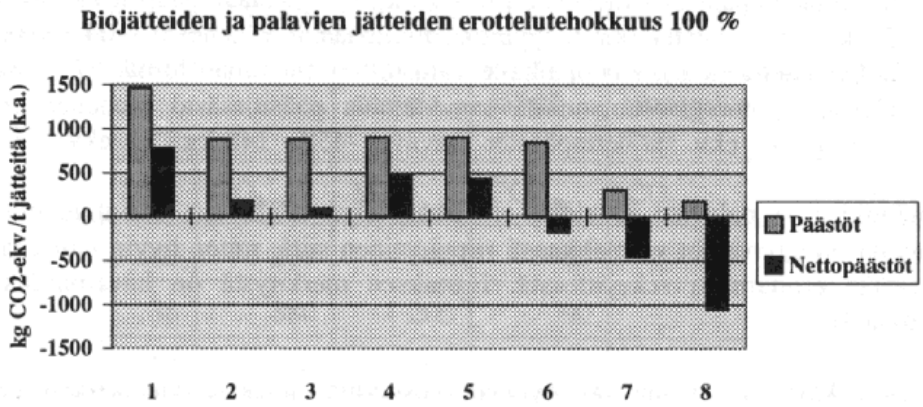
CO_2-ekv., energiantuotannolla saavutettava päästösäästö pienenee 701 - 360 kg CO_2-ekv. ja nettopäästöt kasvavat -182 - 286 kg CO_2-ekv.

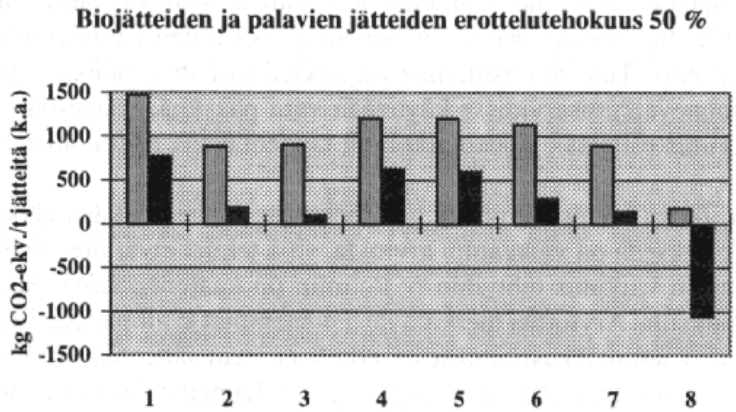
- Biojätteen erilliskeräys ja anaerobinen käsittely + palavien jakeiden erilliskeräys ja poltto + kaatopaikkasijoitus
  - hiilidioksidipäästöt vähenevät 150 - 75 kg CO_2, metaanipäästöt kasvavat 6 - 33 kg CH_4/t jätettä (k.a.), typpioksiduulipäästöt vähenevät 0,04 - 0,02 kg N_2O/t jätettä (k.a.), kaatopaikalle varastoituu enemmän hiiltä, 67 - 382 kg CO_2-ekv., energiantuotannolla saavutettava päästösäästö pienenee 701 - 360 kg CO_2-ekv. ja nettopäästöt kasvavat -458 - 148 kg CO_2-ekv.

Biojätteiden ja palavien jätteiden erilliskäsittelyn edullisuus kasvihuoneilmiön kannalta on siis varsin voimakkaasti riippuvainen siitä, miten hyvin nämä jakeet pystytään erottamaan sekajätteestä. Erotuksen merkitystä on havainnollistettu kuvassa 16.

Kuvassa käytetään kahta eri pylväänä esitettyä indeksiä kuvaamaan kasvihuonevaikutuksia kullekin jätehuoltoketjulle. Ensimmäisessä indeksissä otetaan huomioon pelkästään kasvihuonekaasujen päästöt. Toisessa indeksissä otetaan huomioon myös mahdollisen energiantuotannon kautta saatava päästösäästö (oletettu fossiilisten polttoaineiden käytön vähenemä) sekä hiilen varastoituminen kaatopaikalle (hiilinielu). Tulosten esittämisessä käytetään kahta indeksiä, koska yleisimmin kasvihuonevaikutusarvioissa käytetään vain päästöjä. Päästösäästöjen ja hiilinielujen vaikutus esitetään päästölaskelmia täydentävänä näkökohtana.

Eri epävarmuustekijöiden yhteisvaikutusta vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen kasvihuonevaikutukseen on vaikeampi arvioida, sillä tekijät eivät ole toisistaan riippumattomia. Suurin vaikutus tehtyihin päätelmiin on kaatopaikkasijoitukseen liittyvillä epävarmuuksilla. Arvioitua merkittävästi pienemmät kaatopaikkasijoituksen päästöt tekisivät kaatopaikkasijoituksesta edullisemman jätteenkäsittelyvaihtoehdon kasvihuoneilmiön kannalta, etenkin jos sitä täydennettäisiin kaatopaikkakaasun talteenotolla.





1 Kaatopaikkasijoitus
2 Kaatopaikkasijoitus + kaasun talteenotto + poltto soihdussa
3 Kaatopaikkasijoitus + kaasun talteenotto + energiantuotanto
4 Biojätteiden kompostointi + kaatopaikkasijoitus
5 Biojätteiden anaerobinen käsittely + kaatopaikkasijoitus
6 Palavien jakeiden poltto + kaatopaikkasijoitus
7 Biojätteiden anerobinen käsittely + palavien jakeiden poltto + kaatopaikkasijoitus
8 Massapoltto

Kuva 16. Biojätteiden ja palavien jätteiden erottelutehokkuuden merkitys kasvihuonekaasupäästöjen arvioinnissa. Päästöissä otetaan huomioon käsittelyketjun CH_4-, N_2O- ja fossiiliset CO_2-päästöt. Nettopäästöt on laskettu vähentämällä päästöistä mahdollisen jätteiden energiakäytön fossiilisia polttoaineita korvaava vaikutus (ns. päästösäästö) sekä hiilen pitkäaikainen varastoituminen kaatopaikalle (hiilinielu). Lukuarvot on ilmoitettu jätetonnia kohti CO_2-ekvivalentteina 100 vuoden tarkasteluajalla.

Ominaispäästöjen arvioinnissa biologisessa käsittelyssä syntyvän humuksen ei ole oletettu toimivan hiilinieluna, vaan osallistuvan hiilen kiertoon. Humuksen hajoamiseen vaikuttavat olosuhteet (lämpötila, mikrobitoiminta jne.) ja on mahdollista, että osa humuksesta ei hajoa pitkänkään ajan kuluessa. Jos 50 % humuksen sisältämästä hiilestä varastoituisi maaperään, vähenisivät kompostoinnin nettopäästöt noin 50 kg:lla CO_2-ekv./a ja anaerobisen käsittelyn nettopäästöt noin 100 kg:lla CO_2-ekv./a (kompostoinnissa hajoaa suurempi osa jätteen sisältämästä orgaanisesta aineesta kuin anerobisessa käsittelyssä, joten humusta muodostuu vähemmän).

Suomen jätejätehuollon kasvihuonekaasupäästöarvion epävarmuudet aiheutuvat paitsi yllä mainituista tekijöistä myös jätemääriin ja käsittelyyn liittyvistä epävarmuuksista. Jätemäärät on saatu erilaisista jätetilastoista, jotka perustuvat suurelta osin arvioihin eri sektoreilla tuotetuista jätemääristä ja niiden käsittelystä. Jätemäärien ja niiden käsittelyn tilastointiin liittyy jo luonnostaan suuria epävarmuuksia ja tilastoinnissa esiintyvät päällekkäisyydet lisäävät epävarmuuksia. Päällekkäisyydet on tosin pyritty ottamaan huomioon päästöarvioita tehtäessä.

Jätemäärien ja niiden käsittelyn kuten jätteiden koostumuksenkaan vaikutusta ei ole tarkasteltu tässä lähemmin. Myöskään polton ja biologisen käsittelyn päästöjen epävarmuuksia ei ole arvioitu, vaan päästöarvion epävarmuustarkastelun pohjana ovat ominaispäästöjen epävarmuudet. Taulukossa 19 on esitetty miten kaatopaikkojen ominaispäästökertoimien vaihtelut vaikuttavat yhdyskuntajätteiden, rakennustoiminnan ja teollisuuden jätteiden käsittelystä aiheutuviin päästöihin ja kaatopaikalle varastoituvaan hiilen määrään. Lisäksi taulukossa on esitetty sektoreiden kokonaispäästöt olettaen muiden käsittelyjen päästöt ja päästöjä vähentävät tekijät perusarvion mukaisiksi.

Ominaispäästökertoimille on epävarmuustarkastelussa käytetty arvoja 110 - 300 kg CH_4/t DOC. Suurimman taulukossa 17 annetun ominaispäästökertoimen 500 kg CH_4/t DOC on arvioitu antavan liian suuria päästöjä kaatopaikkasijoitukselle Suomen oloissa. Ominaispäästökertoimien vaihtelu mainituissa rajoissa vaikuttaa merkittävästi kasvihuonepäästöihin ja myös kaatopaikoille varastoituvan hiilen määrään (mitä pienempi päästökerroin sitä enemmän kaatopaikalle varastoituu hiiltä ja päinvastoin).

Taulukko 19. Kaatopaikkasijoituksen ominaispäästökertoimien epävarmuuksien vaikutus yhdyskuntajätteiden, rakennustoiminnan ja teollisuuden jätteiden kasvihuonekaasupäästöihin.

	Päästöt Gg/a		Kaatopaikalle varastoituva hiili Gg CO_2-ekv.	Nettopäästöt Gg CO_2-ekv.
	CH_4	CO_2-ekv. Kaikki päästöt		
Yhdyskuntajätteet				
perus	75	1 850	910	880
minimi	40	1091 000	1 113	-180
maksimi		2 690	734	1 890
Rakennustoiminta				
perus	22	550	426	110
minimi	12	280	486	-350
maksimi	32	770	377	240
Teollisuus				
perus	27	680	310	-70
minimi	14	350	383	-470
maksimi	38	930	252	270

Ominaispäästökerroin:
perus 214 kg CH_4/t DOC
minimi 110 kg CH_4/t DOC
maksimi 300 kg CH_4/t DOC

"Kaikki päästöt" sisältää myös CO_2- ja N_2O-päästöt.
"Nettopäästöt" sisältää myös energiantuotannolla aikaansaatavan päästösäästön.

Kaatopaikan päästöjen ja niihin varastoituvan hiilen suhde voi muuttua, jos muodostuva metaani hapettuu merkittävissä määrin kaatopaikan pintakerroksissa. Mikäli ominaispäästökertoimien oletetaan kuvaavan kaatopaikoilla muodostuvan metaanin määrää, saadaan hapettumisen merkitys arvioitua vähentämällä hapettunut metaanimäärä päästöistä. Kaatopaikalle varastoitunut hiilimäärä ei muuttuisi. Jos esimerkiksi 30 % metaanista hapettuisi, olisivat perustapauksen päästöt enää noin 53 Gg CH_4 ja nettopäästöt noin 360 Gg CO_2.

Jätevesien ja lietteiden käsittelyssä epävarmuuksia on typpioksiduulipäästöjen osalta tarkasteltu jo aikaisemmin. Metaanipäästöt on arvioitu BOD-kuormituksen mukaan. Etenkin teollisuuden jätevesien BOD-kuormituksen määrittämiseen liittyy suuria epävarmuuksia. Metsäteollisuuden jätevesien BOD-kuormitus vaihtelee paljon ja keskimääräisen arvon määrittäminen on siksi vaikeaa. Päästöarviossa metsäteollisuuden jätevesille käytetty BOD-arvo on ulkomaisessa kirjallisuudessa esitettyjä arvoja merkittävästi pienempi. Päästöt saattavat siis olla merkittävästi (jopa 8 kertaa) suuremmat.

Myös lietteiden metaanipäästöt on arvioitu BOD-pitoisuuden mukaan. Näin siksi, että on haluttu seurata organisen aineen kulkua jätevesien käsittelystä lietteiden käsittelyyn ja loppusijoitukseen. Lietteiden sisältämä orgaanisen aineksen osuus on korkeampi kuin lietteen BOD-pitoisuus, mutta käsitellyn lietteen sisältämien orgaanisten yhdisteiden biologista hajoavuutta ei tunneta. Mikäli kaikki lietteen sisältämät orgaaniset yhdisteet olisivat biologisesti hajoavia, olisivat lietteenkäsittelyn ja loppusijoituksen päästöt arvioituja päästöjä merkittävästi suuremmat.

Jätevesien ja lietteiden käsittely vaihtelee paljon, eikä tilastoista saatu tieto ole riittävä yksityiskohtaisten päästöarvioiden tekemiseen. Esimerkiksi lietteiden kaatopaikkasijoituksen päästöt on laskettu olettaen, että kaikki BOD-pitoisuutta vastaavat orgaaniset yhdisteet hajoavat kaatopaikoilla anaerobisissa olosuhteissa. Mikäli lietteitä käytetään kaatopaikkojen nurmetukseen, tapahtuu hajoaminen suurimmaksi osaksi aerobisissa olosuhteissa eikä metaanipäästöjä synny.

Maatalouden jätteistä on tässä käsitelty ainoastaan lannan käsittelystä aiheutuvia metaanipäästöjä. Päästöjen epävarmuuksia on tarkasteltu Suomen metaani- ja typpioksiduulipäästöarviossa (Pipatti 1994) ja epävarmuusvälin suuruudeksi on arvioitu 5 - 40 Gg CH_4/a vuoden 1990 arvoilla laskettuna.

Suomen jätehuollon kasvihuonevaikutuksen arviointiin liittyvät epävarmuustekijät ovat suuret. Ainoastaan tärkeimpien tunnettujen epävarmuustekijöiden suuruutta on arvioitu, kaikkien tekijöiden vaikutuksen arviointi vaatisi monimutkaisemman systeemimallin laatimista, johon tässä työssä ei ole mahdollisuuksia ja todennäköisesti kaikkea tarvittavaa tietoa ei olisi saatavilla eri tekijöiden kvantitatiivisen merkityksen arvioimiseksi. Useat tekijät vaikuttavat myös vastakkaisiin suuntiin, jolloin yhteisvaikutuksen arvioiminen on vaikeaa.

Mainittujen epävarmuustekijöiden mukaan on mahdollista, että Suomen jätehuollon kasvihuonekaasupäästöt vaihtelevat noin 2 000 - 6 000 Gg CO_2-ekv./a (muutamasta prosentista yli kymmeneen prosenttiin Suomen fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvista kasvihuonekaasupäästöistä). Kun otetaan huomioon kaatopaikkojen toimiminen hiilinieluna ja energiantuotannon mahdollistama vähenemä fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvissa päästöissä, vaihtelee jätehuollon nk. nettokasvihuonevaikutus negatiivisesta (noin - 1 000 Gg CO_2-ekv./a) melko suureen kasvihuonekaasupäästölisään (noin 4 000 Gg CO_2-ekv./a).

7 YHTEENVETO

Kaatopaikkojen ja jätevedenkäsittelyn metaanipäästöt ovat merkittävä osa ihmisen toiminnasta aiheutuvista metaanipäästöistä Suomessa. Metaanin kasvihuonevaikutus on päästöyksikköä kohti monikymmenkertainen hiilidioksidiin nähden. Suomen jätehuolto on uudistumassa uuden jätelain vaatimusten mukaisesti ja jätehuollon muutokset tulevat vaikuttamaan merkittävästi myös kasvihuonekaasupäästöihin. Jätteiden sisältämä orgaaninen aines on pääosin peräisin uusiutuvista lähteistä ja jätteiden energiakäyttö tarjoaa siten mahdollisuuden sekä vähentää metaanipäästöjä että myös vähentää fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvia kasvihuonekaasupäästöjä.

Eri jätteidenkäsittelytekniikat (kaatopaikkasijoitus, kompostointi, anaerobinen käsittely ja poltto) eivät ole täysin rinnakkaisia vaan toisiaan täydentäviä. Kaatopaikkasijoitus on edelleen yleisin jätteidenkäsittelymenetelmä Suomessa. Kaikki kaatopaikoille viety orgaaninen aines ei hajoa, vaan osa varastoituu maaperään ja poistuu siten hiilikierrosta ja vähentää kaatopaikkojen kasvihuonevaikutusta. Kaatopaikoilla muodostunut metaani on mahdollista ottaa talteen ja polttaa joko soihdussa tai käyttää energiantuotantoon. Kaatopaikkakaasun talteenottotehokkuus riippuu talteenottomenetelmästä ja talteenoton aloittamisajankohdasta. Kaatopaikkakaasun poltosta saatava energiamäärä käsiteltyä jätetonnia kohti on merkittävästi pienempi kuin jätteiden sekapoltosta saatava määrä.

Kompostointi tai anaerobinen käsittely sopivat ainoastaan biologisesti hajoavan jätteen käsittelymenetelmiksi. Kompostoinnissa ei nykytietämyksen mukaan muodostu merkittäviä määriä muita kasvihuonekaasuja kuin hiilidioksidia. Hiilidioksidipäästöjä ei oteta huomioon kasvihuonekaasupäästöinventaareissa, koska hiililähde on uusiutuva. Anaerobisessa käsittelyssä muodostuva metaani poltetaan, mutta suuri osa tuotetusta energiasta kuluu prosessin omiin tarpeisiin. Biojätteiden laitosmittakaavaisessa anaerobisessa käsittelyssä käytetään uutta teknologiaa ja prosessien kehittyessä tulee todennäköisesti myös energiatase muodostumaan edullisemmaksi.

Jätteiden massapoltossa muodostuu kaikkia kasvihuonekaasuja pieniä määriä, mutta käsiteltävää jätetonnia kohti kasvihuonekaasupäästöt ovat pienet. Eri jätteidenkäsittelyketjujen vertailussa vaihtoehto, jossa kaikki jätteet poltetaan, tulee kasvihuonekaasupäästöjen kannalta edullisimmaksi. Vaihtoehto, jossa palavat jakeet kerätään erikseen ja poltetaan energiantuotannossa, on myös edullinen. Erilliskeräyksen tehokkuus vaikuttaa kuitenkin merkittävästi vaihtoehdon edullisuuteen. Eri jätteidenkäsittelyketjujen paremmuutta ei voida kuitenkaan ratkaista ainoastaan kasvihuonevaikutuksen perusteella, koska jätteiden käsittelyyn liittyy monia muita haitallisia ympäristövaikutuksia.

Lietteidenkäsittelyssä lietteen laatu ja määrä sekä loppusijoitus vaikuttavat ratkaisevasti käsittelymahdollisuuksiin. Lietteiden käsittelyn energiantarve on suuri, ja siksi vaihtoehtoisten käsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöjä verrattaessa tulisi ottaa huomioon myös eri käsittelyprosessien energiantarpeet. Energiaa tuottavia

lietteenkäsittelymenetelmiä ovat lietteen stabilointi mädättämällä ja lietteiden poltto.

Mädättämällä voidaan tuottaa energia 50 - 70 % yli prosessin oman tarpeen. Mädättämöiden rakentaminen ja kaasun talteenotto on kuitenkin kannattavaa vain, jos käsiteltävä lietemäärä on riittävän suuri ja sen sisältämä orgaaninen aines helposti hajoavaa. Energiantuotannon kannalta poltto ei ole tehokas lietteiden hävitysmenetelmä, sillä lietteiden lämpöarvot ovat alhaiset ja lietteiden kuivaus ennen polttoa kuluttaa energiaa. Lietteiden polttotekniikat ovat kuitenkin kehittyneet merkittävästi viime vuosina ja poltto on usein järkevä vaihtoehto kaatopaikkasijoitukselle.

Suomen jätekertymistä ja niiden käsittelystä aiheutuvista kasvihuonekaasupäästöistä laadittiin alusta arvio. Eri toiminnoista syntyvien jätemäärien tilastointi perustuu suurelta osin laskennallisiin arvioihin ja eri lähteistä saaduissa arvioissa on päällekkäisyyksiä, jotka on mahdollisuuksien mukaan pyritty ottamaan huomioon tarkastelussa. Tiedot jätteiden käsittelystä ovat myös puutteelliset, etenkin teollisuuden jätteiden osalta.

Suomen jätehuollon kasvihuonekaasupäästöt (noin 4 000 Gg CO_2-ekv./a), on arvioitu noin 7 %:ksi fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvista CO_2-päästöistä Suomessa. Jätehuollon merkittävimmät kasvihuonekaasupäästöt ovat kaatopaikoilta tapahtuvat metaanipäästöt; jätehuollon metaanipäästöt (noin 170 Gg CH_4/a) muodostavat arvion mukaan yli puolet kaikista ihmisen toiminnasta aiheutuvista metaanipäästöistä Suomessa..

Suurin osa päästöistä on peräisin yhdyskuntajätteiden kaatopaikkasijoituksesta (75 Gg CH_4/a), joskin noin kolmasosa yleisille kaatopaikoille vietävästä hajoavan hiilen määrästä on teollista alkuperää. Teollisuuden omilta kaatopaikoilta on arvioitu vapautuvan noin 27 Gg CH_4/a (660 Gg CO_2-ekv./a) ja rakennusjätteiden kaatopaikkasijoituksen päästöt on arvioitu 22 Gg:ksi CH_4/a (540 Gg CO_2-ekv./a). Yhdyskunta- ja teollisuuslietteiden kaatopaikkasijoituksen päästöt ovat myös merkittävät (noin 23 Gg CH_4/a). Jätteiden poltosta aiheutuvat päästöt ovat pienet verrattuna kaatopaikkasijoituksen päästöihin, yhteensä noin 40 Gg CO_2-ekv./a.

Kaatopaikat toimivat paitsi metaanilähteenä myös hiilinieluna. Uusiutuvista hiililähteistä peräisin olevaa hiiltä arvioidaan varastoituvan kaatopaikoille vuosittain noin 1 650 Gg CO_2-ekv. Jätteiden poltolla tuotetaan energiaa noin 10 000 TJ/a, mikä vastaa noin 800 Gg CO_2-ekv./a päästösäästöä, kun tuotetulla energialla oletetaan korvattavan fossiilisilla polttoaineilla tuotettua energiaa. Kun kaatopaikoille varastoituvan hiilen ja energiantuotannon vaikutus otetaan huomioon, saadaan jätehuollon nettopäästöiksi noin 1 750 Gg CO_2-ekv./a eli kasvihuonevaikutus laskee alle puoleen siitä, mitä se olisi, jos tarkasteltaisiin ainoastaan päästöjen vaikutuksia.

Jätehuollon kasvihuonekaasupäästöjä voidaan edelleen vähentää ottamalla talteen kaatopaikoilla muodostuvaa kaasua energiakäyttöön. Suomessa kaatopaikkakaasun talteenotto on suhteellisen vähäistä, ainoastaan kolmelta

suljetulta kaatopaikalta tiedetään kaasua kerättävän talteen. Nyt kaatopaikoille vietyjen jätteiden metaanintuotanto on todennäköisesti suurimmillaan 10 - 20 vuoden kuluttua, ja mikäli talteenotto muodostuu yleiseksi käytännöksi lähitulevaisuudessa, voidaan olettaa saatavan noin 40 % muodostuneesta kaasusta talteen. Tämä vähentäisi vuonna 1993 - 94 kaatopaikalle viedyn jätemäärän aiheuttamia metaanipäästöjä noin 1 200 Gg CO_2-ekv. verran, kaasun energiakäyttö antaisi lisäksi noin 200 Gg CO_2-ekv. päästösäästön fossiilisten polttoaineiden aiheuttamissa päästöissä.

Jos kaatopaikkojen toimiminen hiilinieluina ja metaanin mahdollisen laajan talteenoton vaikutus sekä energiantuotannolla saavutettava päästösäästö otettaisiin täysin huomioon, olisivat arvioidut vuoden 1993 - 94 jätehuollon kasvihuonekaasuvaikutukset vain noin 300 Gg CO_2-ekv., mikä olisi noin 0,5 % fossiilisten polttoaineiden käytöstä aiheutuvista CO_2-päästöistä Suomessa.

8 JATKOSUUNNITELMAT

Kaksivuotisen (1994 - 95) tutkimuksen jatko-osassa on tarkoitus ottaa huomioon eri tavalla käsiteltävien jätemäärien volyymin ja kuljetusten vaikutus kasvihuonekaasupäästöihin tarkastelemalla vaihtoehtoisten jätteidenkäsittelyketjujen tarjoamia mahdollisuuksia kasvihuonekaasujen päästöjen rajoittamiseen kolmella asukasmäärältään erisuuruisella jätehuoltoalueella.

Jätehuoltoalueiden nykyisten sekä vaihtoehtoisten käsittelyketjujen kasvihuonekaasupäästöt (myös kuljetuksista aiheutuvat päästöt) arvioidaan, ja vaihtoehtojen kustannuksista laaditaan karkea arvio. Tarkastelussa saatujen tulosten perusteella tehdään johtopäätökset erilaisten jätteidenkäsittelyvaihtoehtojen vaikutuksista kasvihuonekaasupäästöihin koko Suomessa. Myös päästöarvioihin liittyvien epävarmuuksien merkitystä tullaan tarkentamaan.

Tutkimuksen jatko-osaan kuuluu olennaisesti myös jo alkaneen mittausohjelman läpivieminen, missä tutkitaan biojätteiden ja lietteiden kompostoinnin kasvihuonevaikutuksia.

LÄHDELUETTELO

Amstel, A. R. van, Swart, R. J., Krol, M. S., Beck, J. P., Bouwman, A. F. & Hoek, K. W. van der 1993. Methane, the other greenhouse gas, research and policy in the Netherlands. Bilthoven: RIVM, National Institute for Public Health and Environmental Protection. 108 s. (RIVM report No. 481507001)

Bilitewski, B., Härdtle, G. & Marek, K. 1991. Abfallwirtschaft. Eine Einführung. Berlin: Springer Verlag. 634 s.

Bingemer, H. G. & Crutzen, P. J. 1987. The production of methane from solid wastes. Journal of Geophysical Research, vol. 92, nro D2, s. 2 181 - 2 187.

Bogner, J. & Spokas, K. 1993. Landfill CH_4: Rates, fates, and role in global carbon cycle. Chemosphere, vol. 26, nro 1 - 4, s. 369 - 386.

Boström, S., Backman, R. & Hupa, M. 1992. Greenhouse gas emissions in Finland 1998 and 1990. Turku: Ins.toimisto Prosessikemia Ky. 62 s.

Brunner, P. H. 1989. Production of environmentally compatible residues as a new goal of waste incineration. Müll und Abfall, vol. 21, nro 4, s. 166 - 180.

Brunner, P. H. & Mönch, H. 1986. The flux of metals through municipal solid waste incinerators. Waste Management & Research, vol. 4, s. 105 - 119.

Czepiel, P. M., Crill, P. M. & Harriss, R. C. 1993. Methane emissions from municipal wastewater treatment processes. Evironmental Science Technology, vol. 27, nro 12, s. 2472 - 2477.

Ekroos, M. 1993. EY:n jätelainsäädännön kehittymisen pitkä ja kivinen tie. Kemia-Kemia, vol. 20, nro 8, s. 677 - 679.

Ettala, M., Rahkonen, P., Kitunen, V., Valo, O. & Salkinoja-Salonen, M. 1988. Quality of refuse, gas and water at a sanitary landfill. Aqua Fennica, vol. 18, nro 1, s. 15 - 28.

ETY 1988. Teollisuusprosessien sivutuotteiden energiakäytön edellytykset. Raportti 21/1988. 187 s.

ETY-TLV 1991. Kokemuksia lietteenpoltosta. ETY-TLV lietteenpolttotyöryhmän raportti, lokakuu 1991. 14 s.

Gardner, N. & Probert, S. D. 1993. Forecasting landfill-gas yields: Applied Energy, vol. 44, s. 131 - 163.

Halminen, J. 1986. Metsäteollisuuden jätevesilietteiden kompostointi. Helsinki, Vesi- ja ympäristöhallitus. 93 s. + liitt. 3 s. (Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja nro 2).

Ham, R. K. 1993. Overview and implications of U.S. sanitary landfill practice. Journal of the Air & Waste Management Association, vol. 43, nro 2, s. 187 - 190.

Hoeks, J. 1972. Changes in composition of soil air near leaks in natural gas mains. Soil Science, nro 113, s. 46 - 54.

Hoikkala, A. & Kaila, J. 1983. Yhdyskuntajätteen määrä- ja laatututkimukset. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 63 s. + liitt. 11 s. (VTT Tiedotteita - Meddelanden - Research Notes 238).

Hämäläinen, M.-L. & Repo, M. 1992. Teollisuuden vesitilasto 1989 - 1990. Helsinki: vesi- ja ympäristöhallitus. 71 s. (Vesi- ja ympäristöhallituksen monistesarja, nro 463).

IEA 1994. Biogas from municipal solid waste. Overview of systems and markets for anaerobic digestion of MSW. IEA Bioenergy Agreement, Task XI: Conversion of MSW feedstock to Energy. Århus: Biopress. 23 s.

IPCC 1994. Radiative forcing of climate change. Scientific Assessment Working group (WGI),IPCC-X/Doc 3 part I.

Isaksson, K.-E. 1993. Talonrakentamistoiminnan jätteet. Helsinki: Tilastokeskus. 55 s. (Ympäristö 1993:7)

Jätesetus. 1993. Suomen säädöskokoelma, nro 1390, s. 3628 - 3640.

Jätehuollon neuvottelukunta. 1992. Yhdyskuntien jätehuollon kehittämisohjelma 2000. Helsinki: ympäristöministeriö. 54 s. (Ympäristöministeriön ympäristöosaston selvitys 106/1992).

Jätelaki. 1993. Suomen säädöskokoelma, nro 1072, s. 2909 - 2924.

Kauppa- ja teollisuusministeriö. 1987. Kaatopaikkakaasun käyttöönottokokeilu Helsingissä Vuosaaren kaatopaikalla. Helsinki: Valtion painatuskeskus. 107 s. (Kauppa- ja teollisuusministeriön energiaosaston sarja D:134).

Kern, M. & Sprick, W. 1994. Neuere Ergebnisse des Verfahrensvergleiches von Anlagen zur aeroben Abfallbehandlung. Teoksessa: Wiemer, K. & Kern, M. (toim.) Verwertung biologischer Abfälle. Witzenhausen: M.I.C. Baeza Verlag, s. 37 - 62.

Korelin, A. 1992. Lietteenkuivauksen uudet menetelmät. Kunnalliselämä, nro 3 - 4, s. 11 - 14.

Korhola, M., Vedenpää, K. & Kilpi, S. 1994. Sellulaasien käyttömahdollisuudet kaupunkijätteen käsittelyssä. Kemia-Kemi, vol. 21, nro 3, s. 204 - 206.

Lelieveld, J. & Crutzen, P. J. 1993. Methane emissions into the atmosphere - an overview. Teoksessa: Amstel, A. R. van (toim.) Methane and nitrous oxide. International IPCC Workshop, Amersfoort, the Netherlands, 3 - 5 Febr. 1993. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection. S. 17 - 25. (RIVM Report no. 481507003).

Lexmond, M. & Zeeman, G. 1995. Potential of controlled anerobic wastewater treatment in order to reduce the global emissions of the greenhouse gases methane and carbon dioxide. Wageningen. Agricultural University of Wageningen. 86 s. (Report 95-1)

Lokin, P. & Oorthuys, T. 1994. Major benefits from tunnel composting for production of biowaste compost and dried sewage sludge. Proceeding of European Conference on Suldge and Organic Waste, Unversity of Leeds, 12 - 15 April, 1994. 10 s. (Painossa).

OECD 1995. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volumes 1 - 3.

Oonk, H. 1994. Landfill gas formation, recovery and emission in The Netherlands. Teoksessa: Ham, J. van, Janssen, L. J. H. M & Swart, R. J. (toim.), Non-CO_2 greenhouse gases. Why and How to Control? International symposium. Maastricht 13 - 15 Dec. 1993. S. 323 - 328.

Paavilainen, J. 1994. Biojätteen erilliskeräys pääkaupunkiseudulla. Ympäristö ja Terveys, vol. 25, nro 4 - 5, s. 40 - 43.

Parkin, G. F. & Owen, W. F. 1986. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludges. Journal of Environmental Engineering, vol. 112, nro 5, s. 867 - 920.

Peer, R. L., Thorneloe, S. A. & Epperson, D. L. 1993. A comparison of methods estimating global methane emissions from landfills. Chemosphere, vol. 26, nro 1 - 4, s. 387 - 400.

Pere, J., Thun, R., Alén, R., Kyllönen, H. & Viikari, L. Metsäteollisuuden jätelietteet. Helsinki, vesi- ja ympäristöhallitus. 68 s. (Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja - sarja A 120).

Pietinen, K. 1994. Kaatopaikan jätekaasuista lämpöä ja sähköä Hyvinkäälle. Helsingin Sanomat 12.10.1994.

Pipatti, R. 1994. Metaanin ja typpioksiduulin päästöarviot, päästöjen kehitys ja rajoituspotentiaali. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 68 s. (VTT Tiedotteita - Meddelanden - Research Notes 1548).

Rajala, J. 1995. Luonnonmukainen maatalous. Mikkeli: Helsingin yliopisto. S. 51. (Maaseudun tutkimus- ja koulutuskeskus - Julkaisuja 38).

Runeberg 1993. Jätevesilietteen käsittely ja sijoitus. Ympäristön tutkimuspäivät, Kuopio, 11. - 12.10.1993. Suunnittelukeskus Oy. S. 41 - 50.

Safley, L. M., Casada, M. E., Woodbury, J. W. & Roos, K. F. 1992. Global methane emissions from livestock and poultry manure. 68 s. + liitt. 145 s. (EPA/400/1-91/048).

Sairinen, R. 1994. Vaasan ja Kokkolan jätehuollon vertailu. Teoksessa: Pelkonen, M. (toim.): Neljäs jätehuollon tutkimusseminaari, Otaniemi. S. 43 - 57. (Teknillinen korkeakoulu, Vesihuoltotekniikan laboratorio, julkaisu 14).

Salmikangas, T. & Laukkarinen, A. 1990. Maatalouden, jätevesien ja kaatopaikkojen metaanipäästöt. Espoo: Valtion teknillinen tutkimuskeskus. 18 s. (VTT Tiedotteita -Meddelanden - Research Notes 1174).

Seppänen, A. 1992. Kaatopaikkojen lukumäärä- ja haittatietoja. Ympäristö ja Terveys, Vol. 23, nro 9, s. 578 - 582.

SNV 1994. Lustgasutsläpp från kommunala reningsverk. Skarvprojektet. Solna: NUTEK, Svenska Vatten- och Avloppsverksföreningen, Naturvårdsverket. 130 s. (Naturvårdsverkets rapport 4309).

SNV 1993a. Deponigasgenering. Underlag för riktlinjer. Solna: Vattenfall Energisystem AB, Naturvårdsverket. 53 s. + liitt. (Naturvårdsverkets rapport 4158).

SNV 1993b. Omhändertagande av deponigas. Underlag för riktlinjer. Solna: Persson, B.L., MGT Teknik AB, DeponiGas Teknik AB, Naturvårdsverket. 50 s. + liitt. 3 s.

Soete, G. G. de 1993. Nitrous oxide from Combustion and Industry: Chemistry, Emissions, and Control. Working Group Report: Methane Emissions from Biomass Burning. Teoksessa: Amstel, A. R. van (toim.) Methane and nitrous oxide. International IPCC Workshop, EUROASE Hotel, Amersfoort, The Netherlands, 3 - 5 Febr. 1993. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection. S. 324 - 325. (RIVM Report no. 481507003)

Suomen kaupunkiliitto 1993. Kaupunkien ja muiden kuntien jätehuolto. Kysely 1992. Helsinki. 86 s.

Suomen kuntaliitto 1994. Tietoja kuntien jätehuollosta. Kysely 1994. Kuntakohtaiset tiedot ja yhteenveto. Helsinki. 100 s. + liitt. 65 s.

Tanskanen, J.-H. & Pelkonen, M. 1993. Kaatopaikkakaasun keräilyjärjestelmän toiminnan tehostaminen. Vesitalous, vol. XXXIV, nro 3, s. 12 - 17.

Thorneloe, S. A. 1993a. Methane emissions from landfills and open dumps. Teoksessa: Amstel, A. R. van (toim.) Methane and nitrous oxide. International IPCC Workshop, Amersfoort, The Netherlands, 3 - 5 Febr. 1993. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection. S. 93 - 113. (RIVM Report no. 481507003).

Thorneloe, S. A. 1993b. Methane from waste water treatment. Teoksessa: Amstel, A. R. van (toim.) Methane and nitrous oxide. International IPCC Workshop, Amersfoort, The Netherlands, 3 - 5 Febr. 1993. Bilthoven: National Institute of Public Health and Environmental Protection. S. 115 - 130. (RIVM Report no. 481507003).

Tilastokeskus 1992. Suomen tilastollinen vuosikirja 1992. Helsinki: Tilastokeskus, 87. vuosikerta. 614 s.

Toprak, H. 1993. Methane emissions originating from the anaerobic waste stabilization ponds. Case study: Izmir wastewater treatment system. Chemosphere, vol. 26, nro 1 - 4, s. 633 - 639.

UN 1994. Intergovernmental Negotiating Committee for a Framework Convention on Climate Change. Compilation and synthesis of national communications from Annex I Parties. 73 s. (UN General Assembly - A/AC.237/81)

Vahvelainen, S. & Isaksson, K.-E. 1992. Teollisuuden jätteet. Helsinki: Tilastokeskus. 132 s.

Vesi- ja ympäristöhallitus 1992. Vesihuoltolaitokset 31.12.1990. Helsinki. 484 s. (Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja - sarja A 121).

Wahlström, E., Reinikainen, T. & Hallanaro, E.-L. 1992. Ympäristön tila Suomessa. Helsinki: Vesi- ja ympäristöhallitus, ympäristötietokeskus. 364 s.

Ympäristötietokeskus 1993. Ympäristökatsaus 6. Kulutus ja jätteet. Helsinki. 16 s.

Åkers, L. 1992. Jätteistä biokaasua - kokemuksia Stormossenin laitoksen toiminnasta. Ympäristö ja terveys, vol. 23, nro 9, s. 614 - 616.