

**SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN
RAPORTTEJA 1 | 2008**

Lietteen loppusijoitus -esiselvitys

Rantanen Pirjo, Valve Matti, Kangas Ari



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN
RAPORTTEJA 1 | 2008

Lietteen loppusijoitus -esiselvitys

Pirjo Rantanen, Matti Valve ja Ari Kangas

Helsinki 2008

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 1 | 2008
Suomen ympäristökeskus
Tutkimusosasto

Taitto: Seija Turunen
Kansikuva: Pirjo Rantanen

Julkaisu on saatavana ainoastaan internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 978-952-11-2969-8 (PDF)
ISSN 1796-1726 (verkkokj.)

ALKUSANAT

Tämä lietetuotteiden loppusijoitusta koskeva esiselvitys on tehty Suomen ympäristökeskuksessa (SYKE) sekä Uudenmaan alueellisessa ympäristökeskuksessa. Selvityksen ovat rahoittaneet ympäristöministeriö ja Vesi- ja viemäri- ja viemäri- ja viemäriyhdistys sekä SYKE. Alun perin tavoitteena oli tehdä laaja tutkimus otsikolla ”Yhdyskuntajätevesilietteen käsittelytekniikoiden toimivuus – lopputuotteet, ympäristövaikutukset ja kustannukset”. Tämä tutkimus ei kuitenkaan saanut kaikkea tarvitsemaansa rahoitusta, ja olemassaolevalla rahoituksella päätettiin toteuttaa esiselvitys, jolla kootaan yhteen eri tahoilta tämän hetkistä tietoa lietteen loppusijoituksesta. Tavoitteena oli myös kartoittaa tämän hetkisiä tutkimustarpeita, erityisesti Suomen kannalta.

Tämä esiselvitys koostuu seuraavista aiheista: lietetuotteiden loppusijoitusta koskeva kysely eurooppalaisille lieteasiantuntijoille, kirjallisuusselvitys sekä katsaus haitta-aineille ja patogeeneille annettuihin raja-arvoihin. Kirjallisuusselvitys keskittyy lähinnä lietetuotteiden sisältämiä taudinaiheuttajia ja lietetuotteiden käyttöä koskevia riskinarviointoja käsittelevään viimeaikaiseen tieteelliseen kirjallisuuteen. Kirjallisuushaku tehtiin Cambridge Scientific Abstractista. Jonkin verran mukana on myös muuta kautta haettua kirjallisuutta, esim EU-dokumentteja.

Tutkimuksen asiantuntijajatyhmässä ovat toimineet Päivi Aalto (STTV), Sirpa Kurppa (MTT), Pirjo Salminen (MMM), Juhani Puolanne (SYKE), Ari Seppänen (YM), Saijariina Toivikko (VVY) ja Arja Vuorinen (Evira). Heille lämmin kiitos tietämyksensä jakamisesta.

SISÄLLYS

Alkusanat	3
Sisällys	5
Yhteenveto	7
I Lietteen loppusijoitus Euroopassa	9
1.1 Lietteen käsittelyä koskevat säädökset	10
1.1.1 Lainsäädännön uudistaminen.....	13
1.1.2 Maaperän suojelu	14
1.2 Kansalliset käytännöt loppusijoituksessa	15
1.2.1 Lupakäytännöt.....	16
1.2.2 Vastuut.....	17
1.2.3 Lietteenkäyttövaihtoehdot	18
1.2.4 Loppusijoitusvaihtoehtojen valintaperusteet	20
1.2.5 Maatalouskäytön esteet.....	21
2 Lietteitä koskeva uusimmat tutkimusaiheet	22
3 Raskasmetallit ja muut potentiaalisesti haitalliset alkuaineet	25
4 Orgaaniset haitta-aineet ja niiden raja-arvot	30
5 Patogeenit	37
5.1 Patogeeniä koskeva tutkimus	37
5.1.1 Mädätys.....	37
5.1.2 Kompostointi.....	39
5.1.3 Muut menetelmät	39
5.1.4 Menetelmien vertailu.....	41
5.1.5 Patogeenien pitoisuuksia erilaisten käsittelyjen jälkeen	44
5.2 Uudelleenkasvu maaperässä	48
5.3 Patogeenille asetetut raja-arvot eri maissa	50
5.4 Patogeenit ja Working document on sludge	53
6 Lietteen käytön ja loppusijoituksen riskinarviointi	55
6.1 Vaiheittainen riskinarviointitapa	56
6.2 Riskinarvioinnissa huomioon otettavia tekijöitä	61
6.3 Esimerkkejä lietteen käyttöä koskevista riskinarvioinneista	61
6.3.1 Patogeenit	61
6.3.2 Orgaaniset mahdollisesti haitalliset aineet	63
6.3.3 Raskasmetallit ja muut potentiaalisesti haitalliset alkuaineet.....	66
6.3.4 Lääkeaineet	68
6.3.5 Muut	69
6.3.6 Menetelmät	69
7 Analyysi Ruotsin liete keskustelusta	70
Kuvailulehti	78
Presentationsblad	79
Documentation page	80

YHTEENVETO

Eurooppalaisille lieteasiantuntijoilta saatujen vastausten perusteella EU:n lietteitä koskevat direktiivit on sisällytetty kaikkien kyselyssä mukana olleiden maiden lainsäädäntöön. Britannian tilannetta voidaan pitää mielenkiintoisena, koska siellä on ruokateollisuuden, maanviljelysjärjestöjen ja vesiteollisuuden välinen sopimus (Sludge Matrix), jonka perusteella lietteitä käytetään pelloilla. Sopimuksen hygieniä koskevat määräykset ovat tiukempia kuin lainsäädännössä. Ruotsissa on myös ollut tällainen sopimus, mutta sen ei enää ole käytössä. Koska lietteiden käyttöä koskevaa EU-direktiiviä ollaan oltu uudistamassa jo useampia vuosia, ei kansallisen lainsäädännön uudistaminen etene Euroopan maissa. Kansalliset käytännöt lietteen loppusijoituksessa vaihtelevat maittain. Lietteiden loppusijoitus on Euroopassa luvanvaraista toimintaa. Luvan myöntää joko paikallinen, läänintason tai valtakunnallinen viranomais. Vastuu lietteen loppusijoituksesta on eurooppalaisittain lietteen tuottajalla, joksi katsotaan vesihuoltolaitos. Tavallisimmat lietteenkäyttötavat eurooppalaisittain ovat viherrakentaminen ja maatalouskäyttö. Myös poltto on tavallista. Kaatopaikkasijoittaminen on vähäistä Kreikkaa lukuun ottamatta. Erikoisuuksina voidaan mainita Hollannissa ja Britanniassa sementin valmistus ja Hollannissa vienti ulkomaille poltettavaksi sekä Itävallassa tuhkan käyttö metaanin hapetuskerroksena kaatopaikalla. Seuraavien tekijöiden mainittiin vaikuttavan lietteen loppusijoitukseen: säädöksen raja-arvot, taloudelliset tekijät (kuljetus-, tuotanto- ja investointikustannukset), lietteen alkuperä (teollinen vai pienpuhdistamo), kuluttajien, maanviljelijöiden ja ruokateollisuuden mielipiteet, hallinnolliset tekijät, polttolaitosten läheisyys, lietteensijoituksen BAT, alueelliset kiellot, orgaanisen jätteen kaatopaikkakielto, levitysmahdollisuudet ja kausittainen käyttö maataloudessa. Eurooppalaisittain tärkeimmät syyt siihen, miksi lietetuotteita ei käytetä maataloudessa, ovat tärkeysjärjestyksessä liian korkeat raskasmetallipitoisuudet, taudinaiheuttajat, liian korkea typpipitoisuus, orgaaniset haitta-aineet, kustannukset (kuljetus) ja ennakkoluulot lietteen käyttöä kohtaan. Näiden lisäksi lietteen maatalouskäyttöä vähentävät: alueelliset rajoitukset, kausittainen käyttö (varastointitarve), vaihtoehtoiset käyttömahdollisuudet kiinnostuneiden asiakkaiden puute, ja viranomaisten toimet. Myös fosforin käyttökelpoisuus kasveille voi olla liian heikko, jotta lietettä voitaisiin käyttää lannoitteena maataloudessa.

Tällä hetkellä on tutkittu ja tutkitaan seuraavia aiheita lietteen käsittelyssä ja loppusijoituksessa: mädätys, energiahyötykäyttö, kompostointi, matokompostointi, lietteen määrän vähentäminen, lietteen fysikaaliset ominaisuudet, patogeenit lietteessä, potentiaalisesti haitalliset aineet lietteessä, loppusijoitus ja hyötykäyttö, riskinarviointi, ympäristökuormituksen arviointi, biojätteen (ml. liete) käsittelyn arviointi.

Melkein kaikki EU-maat ovat omaksuneet tiukempia raskasmetalliraja-arvoja kuin direktiivissä 278/86. Hollannin rajat ovat tiukimmat, keskimäärin vain noin 1/16 direktiivin rajoista, Suomen rajat ovat keskimäärin noin 1/5 direktiivin rajoista ja USA:n rajat ovat väljempinä kuin direktiivin rajat, keskimäärin 1,75-kertaiset. Maita, joissa on sekä tiukka raja-arvo että matalat pitoisuudet ovat Hollanti, Ruotsi ja Suomi.

Orgaanisten haitta-aineiden raja-arvot ovat vielä suhteellisen harvinaisia Euroopassa ja muualla. Rajoja on viidessä maassa Euroopassa. Tähän selvitykseen on koottu mahdollisesti haitallisten orgaanisten aineiden pitoisuuksia lietteissä.

Patogeenia tuhoavia prosesseja on biologisia, kemiallisia, lämpökäsittelyjä, säteilytys, ja pitkäaikainen varastointi. Iso-Britanniassa tehty tutkimus olemassa olevilla puhdistamoilla todettiin, että mesofiilisella mädätyksellä ei päästä yhtä hyvin patogeenien vähenemisiin kuin kompostoinnilla, kalkkistabiloinnilla ja termisellä kuiva-

uksella. Pelkät pitoisuudet eivät kerro sitä, mikä on riittävä menetelmä patogeenein poistamiseen. Pitoisuuksien lisäksi täytyy arvioida niiden aiheuttamat mahdolliset haitat asianmukaisilla menetelmillä (riskinarviointi), jotta tiedetään riittävän turvalliset pitoisuudet kuhunkin käyttötarkoitukseen. Tässä selvityksessä on koottu patogeenein ja patogeeni-indikaattorien pitoisuuksia erilaisten käsittelyprosessien jälkeen.

Patogeeneja koskevia raja-arvoja ja määräyksiä eri maissa koottiin. Tiukkoja *Salmonell*arajoja on seuraavissa maissa: Espanja, Itävallassa Burgenland ja Ala-Itävalta, Puola, Tanska ja Iso-Britannia. Lisäksi Suomen raja-arvo on tiukka: *Salmonella* ei saa olla todettavissa 25 gramman näytteessä. Ulosteperäisiä patogeeneja koskevia rajoituksia laeissa tai sopimuksissa on Espanjassa, Etelä-Afrikassa, Itävallassa, Luxemburgissa, Ranskassa, Suomessa, Tanskassa, Iso-Britanniassa ja USA:ssa. Ulosteperäisten patogeenein raja-arvojen vertailu on jossain määrin hankalaa, koska niitä on asetettu eri patogeeneille, ja eri menetelmin määritettynä. Loisia ja niiden munia koskeva säädös tai sopimus on Etelä-Afrikassa, Itävallan Burgenlandissa ja Ala-Itävallassa, Puolassa, Suomessa ja USA:ssa.

Yhdyskuntajätevesilietteiden käytön ja loppusijoituksen riskinarvioinnista on tehty ohjeluonnos CEN/TC 308 –ryhmässä. Jotta riski olisi olemassa, on myös oltava altistusreitti, jonka kautta vaara voi välittyä lähteestä kohteeseen (ihminen, eläin, kasvi, jne.). Ennen riskinarviointia on syytä päättää sen tarkoitus ja ymmärtää syyseuraus -suhteet, eli lyhyesti ”mikä riski, kenelle tai mille”. Analyysin on oltava systemaattista ja loogista, ja sen täytyy olla hyvin dokumentoitu. Analysoidessa täytyy pitää mielessä, miten lopputulosta käytetään sekä esiin tulevien mahdollisten riskinhallintatoimenpiteiden kustannukset, sosiaalinen hyväksyttävyyys ja vaikutukset. Vaiheittainen riskinarviointitapa on eräs vaihtoehto systemaattiseen ja läpinäkyvään riskinarviointiin. Tähän työskentelytapaan sitoutuminen jo riskinarvioinnin alussa auttaa sitouttamaan asianosaisia ja välttämään väärinymmärryksiä.

Tässä selvityksessä on koottu toteutuneita riskinarviointeja seuraavista aiheista: lääkeaineet, pesuaineet, alkuaineet, antropogeeniset orgaaniset aineet, hiilivedyt, dioksiinit ja furaanit, patogeeneit.

Lopuksi pohdiskellaan Ruotsin tilannetta lietteen maatalouskäytössä. Vuonna 1999 Ruotsin maanviljelijöiden kattojärjestö (LRF) kehotti maanviljelijöitä olemaan käyttämättä lietettä pelloilla täten rikkoen lietesopimuksen, joka oli ollut voimassa vuodesta 1994. Toisaalta Ruotsin hallituksen tavoitteena oli ravinteiden kierrätyksen lisääminen. Lietekeskustelu on Ruotsissa ollut erityisen hankalaa siksi, että keskustelun osapuolet luottavat liikaa faktojen ratkaisevan ongelman. Toisaalta tieteellisesti tutkittua tietoa tulkittiin esim. vesihuoltolaitosten kattojärjestössä ja kuluttajajärjestöissä aivan vastakkaisilla tavoilla, joten yhteisymmärrystä tieteellisestä totuudesta ei keskustelussa ollut. Keskustelua tulisi käydä myös eri osapuolten arvoista, koska ne voivat olla hyvin toisistaan poikkeavia. Viranomaisten ja päättäjien tulisi kehittää hallinnointikäytäntöjä, jotka laajentavat perinteistä säätelijän roolia.

1 Lietteen loppusijoitus Euroopassa

Lietteen loppusijoitukseen liittyviä kysymyksiä esitettiin eurooppalaisille lieteasiantuntijoille. Asiantuntijoiden yhteystietoja saatiin suomalaisilta asiantuntijoilta, jotka ovat olleet mukana eurooppalaisessa yhteistyössä: Juhani Puolanne (SYKE), Marja Luntamo (Vesi-instituutti, aiemmin Porin Vesi) ja Arja Vuorinen. Vastauksia saatiin oheisen kartan mukaisesti (Kuva 1). Karttaan on merkitty kaikki ne maat, joihin kysymykset lähetettiin. Punaisella ympyrällä on merkitty ne, joista saatiin vastaus ja mustalla ne, joista vastausta ei saatu. Myöhempanä tässä tekstissä kyselyyn osallistuneihin maihin viitataan yleisesti sanalla ”maat” tai ”sanaparilla ”kaikki maat”.



Kuva 1. Selvityksessä lähetettiin ympyrällä merkittyihin maihin kysely lietteen loppusijoituksesta. Vastaus saatiin punaisella ympyrällä merkityistä maista, mustalla merkityistä vastausta ei saatu.

Lietteen käsittelyä koskevat säädökset

EU:n lietteitä koskevat direktiivit on sisällytetty kaikkien kyselyssä mukana olleiden maiden lainsäädäntöön. Useimmissa maissa säädökset ovat tiukempia kuin direktiivit. Seuraavat direktiivit koskevat lietteiden loppusijoitusta:

- 86/278/EEC lietedirektiivi (maatalouskäyttö)
- 91/156/EEC jätepuitedirektiivi
- 91/271/EEC jätevesidirektiivi
- 91/676/EEC nitraattidirektiivi
- 1999/31/EC kaatopaikkadirektiivi
- 2000/76/EC jätteenpolttodirektiivi

EU:n maaperänsuojelustrategia koskee myös maaperään sijoitettavia lietteitä ja liete-tuotteita. Liete-direktiiviä on aiottu EU:ssa uusia jo pitkään, mutta päätös on viipynyt. Viimeisimmän tiedon mukaan lietedirektiivi on päätetty uusia, mutta tarkkaa aika-tilua on vaikea sanoa. Direktiiviin tulee raskasmetallirajojen lisäksi todennäköisesti myös haitta-aineille ja patogeneille rajoja.

Britannian tilannetta voidaan pitää mielenkiintoisena, koska siellä on ruokateollisuuden, maanviljelysjärjestöjen ja vesiteollisuuden välinen sopimus (Sludge Matrix), jonka perusteella lietteitä käytetään pelloilla. Sopimuksen hygieniää koskevat määräykset ovat tiukempia kuin lainsäädännössä. Ruotsissa on myös ollut tällainen sopimus, mutta sen ei enää ole käytössä (ks. tarkemmin myöhempänä, luku 7)

Taulukko 1. Lietteenkäsittelyä koskevat säädökset Euroopassa

Kysymys: Mitkä ovat lietteenkäsittelyä koskevat kansalliset säädökset maassanne? Miten EU-direktiivit on otettu käyttöön maassanne?		
UK	Evans 2005	<p>Lietedirektiivi (86/278/EEC) implementoitiin Iso-Britanniassa syyskuussa 1989 säännöksiin nimeltä: Sludge use in agriculture regulations¹. Näitä täydentää valtioneuvoston päätös joka tuli voimaan alunperin 1989 ja tarkistettiin 1996.</p> <p>Lietteen läjittämistä maa-alueille säätelee The Waste Management Licensing Regulations² joka sisältää poikkeuksia silloin kun liete käytetään maataloudessa tai ympäristörakentamisessa. Nämä säännökset koskevat ei-maatalouskäyttöä esim. alueiden kunnostusta ja kaatopaikkasijoitusta. Jotkut säännösten ehdot korvasi käytännössä vesiteollisuuden ja ruokateollisuuden välinen vapaaehtoinen sopimus³, joka hyväksyi säästöjen antaman suojan kemikaalien suhteen mutta tiukensi hygieenisiä vaatimuksia. Hallitus on lupailut tarkistettuja säädöksiä, jotka sisältävät tämän sopimuksen (Matrix). Vesiteollisuus ja muut sidosryhmät ottaisivat tämän vastaan innolla.</p> <p>Näitä instrumentteja täydentää Hyvät viljelytavat maaperän, veden ja ilman suojelemiseksi (Codes of Good Agricultural Practice for the Protection of Water, Air and Soil)⁴. Yleisen maatalouspolitiikan ja täydentävien ehtojen (cross compliance) uudistus edellyttää maanviljelijän ilmoittavan kun hänen maillaan käytetään lietettä. Se edellyttää myös heidän noudattavan nitraattidirektiiviä.</p> <p>Lietteen polttoa sääntelee jätteenpolttosäädökset⁵ ja PPC-menettely (Pollution Prevention and Control), joka asettaa vaatimuksia suuremmille polttolaitoksille ja yhteispolttolaitoksille ja astuu voimaan joulukuussa 2005⁶.</p>

1 The Sludge (Use in Agriculture) Regulations SI 1263, as amended by The Sludge (Use in Agriculture) (Amendments) Regulations 1990, SI 880. HMSO, London. http://www.environment-agency.gov.uk/net-regs/sectors/1029415/1029681/1034816/?lang=_e

2 The Waste Management Licensing Regulations SI 1056, ISBN 0110440560 The Stationery Office Limited, London http://www.legislation.hmsso.gov.uk/si/si1994/Uksi_19941056_en_1.htm

3 ADAS (1999) The safe sludge matrix – guidelines for the application of sewage sludge to agricultural land. BRC, Water UK, www.adas.co.uk/matrix/

4 <http://www.defra.gov.uk/environ/cogap/cogap.htm>

5 <http://www.defra.gov.uk/environment/ppc/wasteincin/>

6 www.defra.gov.uk/environment/ppc/wasteincin/pdf/wid_guidance_execsumm.pdf

Taulukko I. Lietteenkäsittelyä koskevat säädökset Euroopassa

Kysymys: Mitkä ovat lietteenkäsittelyä koskevat kansalliset säädökset maassanne? Miten EU-direktiivit on otettu käyttöön maassanne?		
Belgia, Weemaes Flaami 2005		Lietteen loppusijoitus Aquafinissä perustuu viiden vuoden takaiseen BAT-selvitykseen.
Ruotsi Tingstorp 2005		Voimassaoleva lainsäädäntö on Ruotsin EPAn säädökset. NFS 1994:2, "Lietteen käyttö maataloudessa" Sen voi löytää verkkosivuiltamme muun informaation ohella, tosin vain ruotsiksi. http://www.naturvardsverket.se/dokument/teknik/avlopp/avloppdok/slam.htm -> Förordning (1998:944) om förbud m.m. i vissa fall i samband med hantering, införsel och utförsel av kemiska produkter Lietteen loppusijoitusta pidetään ympäristön kannalta riskialttiina toimintona, mikä tarkoittaa sitä, että meidän ympäristöpuitelakimme on myös sovellettavissa, Ympäristölaki (kokoelma) SFS 1998:8999. Tämän lain soveltaminen edellyttää ennaltaehkäiseviä toimenpiteitä. Näiden säädösten pitäisi vastata EU:n lietedirektiiviä, tosin raja-arvot ovat matalampia. SFS säädös löytyy ruotsiksi sivulta: http://www.lagrummet.se/index.htm?pages/logo.htm&0 Valtion metsähallituksella on säädöksiä lietteen käytöstä metsätaloudessa http://www.svo.se/minskog/templates/Page.asp?id=11310
Itävalta Amlinger ja Moser 2005		Itävallassa säädökset ovat läänintasolla. Säädökset voivat olla hyvin erilaisia kompostien maatalouskäytön raskasmetallipitoisuuksien rajoituksista käyttökieltoihin pelloilla.
Viro Jankovski 2005		Jätevesilietteen käsittelyä ja käyttöä Virossa sääntelee sosiaaliasioiden ministeriön Vesiasetus, jäteasetus ja -säädös no 78, 30.12.2002 "Vaatimukset jätevesilietteen käytöstä maataloudessa, kaupunkiviherrakentamisessa ja maan kunnostuksessa". Vesiasetus (2005) asettaa vaatimukset valuma-alueen suojelemiseksi mahdollisesti haitallisilta saastelähteiltä ja jätevesilietteen käytöstä nitraatille herkillä alueilla, kieltää jätevesilietteen käytön pintavesien lähellä ja määrittelee 10-20 leveän suojakaistan pintavesialueen ympärille. Jäteasetus (2004) säätelee jätepäästöjen periaatteita ympäristöön, mukaan lukien jätevesilietteiden käsittelyn periaatteet. Asetus kieltää käsittelemättömien (biohajoavien? kirj. lisäys) jätteiden sijoittamisen kaatopaikalle. Asetus määrittelee termin jätteiden käsittely ja milloin vaaditaan jätteiden käsittelylupa. Vesiasetus (2005) asettaa vaatimukset valuma-alueen suojelemiseksi mahdollisesti haitallisilta saastelähteiltä ja jätevesilietteen käytöstä nitraatille herkillä alueilla, kieltää jätevesilietteen käytön pintavesien lähellä ja määrittelee 10-20 leveän suojakaistan pintavesialueen ympärille. Sosiaaliasioiden ministeriön säädös No78, 30.12.2002 "Vaatimukset jätevesilietteen käytöstä maataloudessa, kaupunkiviherrakentamisessa ja maan kunnostuksessa" (täydennetty 10.05.2004) säätelee jätevesilietteen käyttöä tavoitteena välttää haitalliset vaikutukset pohjaveteen, maaperään, kasvistoon, eläimistöön ja ihmisten terveyteen. Säädöksessä on määrätty, että henkilöllä, joka tuottavat jätevesilietettä maatalouskäyttöön, kaupunkiviherrakentamiseen ja maan kunnostukseen, täytyy olla jätelupa. Edellä mainitun lainsäädännön lisäksi on myös muita asetuksia ja säädöksiä, joissa käsitellään jätevesilietteen käyttöä. Yhdennetty ympäristön saastumisen ehkäisy- ja kontrollintasetus (RT (SG) I 2003, 73, 486), Tasavallan valtioneuvoston säädös no171 of 16 May 2001 "Vesiensuojeluvaatimukset viemärlaitoksille", Ympäristöministeriön säädös No 38, 29.04.2004 "Kaatopaikan perustus-, käyttö- ja sulkemisvaatimukset" ja ympäristöministeriön säädös No 21, 21.04.2004 "Sellaisten jätemäärien, jotka eivät tarvitse jätelupaa hyötykäytön ja loppusijoituksen vaatimukset". Viron jätevesilietteitä koskeva lainsäädäntö on periaatteessa yhdenmukainen vastaavan EU-lainsäädännön kanssa mukaan lukien 86/278/EEC, 91/156/EEC, 91/271/EEC, 1999/31/EEC ja 2000/76/EEC. Yllä mainituista Viron laeista ei ole mahdollista saada englanninkielisiä versioita internetistä. Vironkieliset versiot ovat saatavissa osoitteesta: shttp://lex.andmevara.ee/estex/kehtivad .

Lainsäädännön uudistaminen

Koska lietteiden käyttöä koskevaa EU-direktiiviä ollaan oltu uudistamassa jo useampia vuosia, ei kansallisen lainsäädännön uudistaminen etene Euroopan maissa. Suomea voitaneen tässä suhteessa pitää poikkeuksena, koska lannoitevalmistelakia ollaan uudistamassa 2006.

Taulukko 2. Lainsäädännön uudistaminen Euroopassa.

Kysymys: Suunnitellaanko maassanne uusia lakeja, asetuksia, määräyksiä, vaatimuksia tai sopimuksia lietteen loppusijoitukseen?		
UK	Evans 2005	Kyllä, hallitus on luvannut ja pitkän aikaa uudistaa lietteen maatalouskäyttösäädöksiä yhdenmukaiseksi vapaaehtoisen ruokateollisuuden, maanviljelijöiden, maanomistajien ja vesiteollisuuden sopimuksen mukaiseksi. Täydennetyt käytäntöä koskevat säännöt tukevat uusia määräyksiä. Pääasiallinen muutos säädöksiin tulee koskemaan lietteen käsittelyä. Määritellään kaksi luokkaa (tavanomainen ja tehostettu käsittely) ja nämä linkitetään eri sallittuihin maaperäkäyttötarkoituksiin käsittelyn jälkeen. Käsittelyn täytyy perustua HACCP:n periaatteille (Hazard Analysis and Critical Control Point).
Saksa	Vogel 2005	Liittovaltion maaperänsuojelulain päätöksellä (17.3.1998) ja sen voimaantulolla 1.3.1999, mukaan lukien vastaava liittovaltion maaperänsuojelu- ja pilaantuneiden maiden säädös (12.7.1999) Saksassa luotiin edellytykset osavaltiokohtaiselle maaperänsuojelulle, kuin myös asetettiin mittatikut (benchmark) jo olemassa olevien ympäristöpoliittisten käytännön lähestymistapojen harmonisoinnille maaperäasioissa. Maaperänsuojelulain päällimmäinen tarkoitus on ylläpitää erityisesti luonnonmukaista maaperän toimintaa kestäväällä tavalla ja säilyttää sitä (?). Tämä edellytys täytyy ottaa huomioon vältettäessä haitallisia maaperän muutoksia, myös koskien maatalouskäytäntöjen ja erityisesti lannoituksen aiheuttamia haitallisten aineiden päästöjä maaperään. On olemassa useita ei käsityksiä tämän soveltamisesta, meidän virastomme käsityksen olen jo antanut liitteenä edellisessä maillassani. Vaikkakin uusien lakipykälien ja maaperänsuojelulain yhtenäistämistä vaaditaan uuteen Saksan jättevesilietteasetukseen tähän mennessä ei ole ollut näkyvissä tunnelin päässä valoa. Toivomme seuraavalla lainsäädäntökaudella tapahtuvan jotain.
Norja	Lindemann 2005	Norjassa ei tällä hetkellä ole mitään erityisiä suunnitelmia lietettä koskevien säädösten muuttamiseen.
Viro	Jankovski 2005	Lähtötilaisuudessa ei Virossa ole odotettavissa uutta jättevesilietettä koskevaa lainsäädäntöä. Mitään muutoksia tätä aihetta koskevaan lainsäädäntöön ei tehdä Virossa ennen kuin EU:n lieteputiedirektiivi on astunut voimaan ja otettu käyttöön. Joitakin termejä tarkistetaan ja sisällytetään uuteen vesilakiin. EU:n lieteputiedirektiivi tullaan implementoimaan Virossa ottaen huomioon maan ominaispiirteet esim. jättevesilietteen hyötykäyttö viljelymaan ja keinotekoisten maisemien metsittämisessä.
Italia	Spinosa 2005	Sikäli kuin tiedän, asetuksen no. 99 päivittämistä on suunniteltu lietteen maatalouskäytön osalta (annettu 1992 EU:n direktiivin 86/278/CEE nojalta), mutta tällä hetkellä ei mitään ole vielä julkaistu. Muut määräykset, jotka on yleisesti annettu jätteelle, ovat myös sovellettavissa lietteeseen, joka on luokiteltu "erityisjätteeksi"

Maaperän suojelu

Kysyttäessä onko maaperänsuojelustrategia otettu huomioon lietteitä koskevassa lainsäädännössä saatiin vain harvoja vastauksia. Kahdessa niistä (Britannia ja Saksa) todettiin maaperänsuojelustrategia otetun huomioon.

Taulukko 3. Lietteen sijoittaminen maaperään ja maaperän suojelu Euroopassa.

Kysymys: Onko maaperän suojelustrategia otettu huomioon maanne lietettä koskevassa lainsäädännössä tai onko suunnitelmia tehdä niin?		
UK	Evans 2005	Kyllä, maaperän suojelu ja kestävyys ovat lietteen maaperään sijoittamisen peruseräitä.
Saksa	Vogel 2005	Totta kai on, ja toivomme, että maaperänsuojeluohjelma saadaan pian valmiiksi. Mutta ensiaskeleena – ilman viittausta EU:n toimenpiteisiin on saatava tehtyä saksan maaperänsuojelulain ja muun vesisektorin lainsäädännön harmonisointi.
Norja	Lindemann 2005	On liian aikaista sanoa, tullaanko maaperänsuojeluohjelmaa soveltamaan.
Viro	Jankovski 2005	

Kansalliset käytännöt loppusijoituksessa

Kansalliset käytännöt lietteen loppusijoituksessa vaihtelevat maittain. Tämän yleisot-sikon alla on kommentteja, joita vastaajat antoivat yleisesti tähän kohtaan. Tarken-nuskysymyksiin annetut vastaukset ovat alaotsikoiden alla.

Taulukko 4. Kansalliset käytännöt lietteen loppusijoituksessa

Kysymys: Mitkä ovat kansalliset käytännöt lietteen loppusijoitusmenetelmien valin-nassa?		
UK	Evans 2005	Tämä on lietteen tuottajan etuoikeus, he valitsevat strategiansa, ulkoista ohjausta ei ole lukuun ottamatta hallituksen hintasääntelyä. Vesiteollisuus yhdistyi vuonna 1974 jokiuoman varrella olevien virnaomaisten kanssa (river basin aligned authorities). Vuonna 1989 Englannin ja Walesin viranomaiset yksityistettiin – 10 yhtiötä kaupattiin pörssissä. Jotkin näistä yhtiöistä toimi-vat ulkomailla: RWE Thames Water on toiseksi tai kolmanneksi suurin ve-sihuolto-yhtiö maailmassa. Skotlannista tuli yksi yhtenäinen vesihuolto-yhtiö noin vuonna 2000, ja sen omistaa valtio. Koska operoivia organisaatioita on niin vähän, hyvän (vertailukelpoisen) aineiston kerääminen suhteellisen hel-poia verrattuna maihin, joissa toimivat alueelliset viranomaiset. Yhtiöiden in-vestointiohjelmiä ja laskutettavia tariffeja sääntelee Ofwat www.ofwat.gov.uk . Ofwat asettaa tavoitteet, jotka yhtiöiden on saavutettava viiden vuoden toimintasyklin aikana. Yhtiöiden on täytyy valmistella toimintasuunnitelmat näiden tavoitteiden perusteella, mukaan lukien asiakkailta tuleva liikevaihto, jolla rahoitetaan suunnitelmat. Valtiolta ei tule rahaa yhtiöille.
Ruotsi	Tingstorp 2005	Kansalliset käytännöt lietteenkäyttövaihtoehdoille ovat olleet perintei-sesti kaatopaikkasijoitus ja maatalouskäyttö. Nyt on kaatopaikkasijoitus kielletty ja maatalouteen menevän lietteen määrä vähenee, joten lietteet menevät nykyään polttoon, jätekasojen peitoksi kaatopaikoilla kaivosjät-teen kaatopaikoille. Myös muita loppusijoitusvaihtoehtoja on, esim. teiden ympäristöjen rakentaminen golfkentät jne.
Belgia, Flaami	Weemaes 2005	Lietteen loppusijoitus Aquafinissä: Viisi vuotta sitten flaamilainen Centre for Best Available Techniques teki tutkimuksen jätevesilietteen käsittelyn käytön ja loppusijoituksen BAT:sta. Lietteen käyttöä lannoitteena pidettiin korkeimmalle rankattuna BAT: na sillä ehdolla, että lietteen koostumukseen ja käsittelyyn liittyvät lain-säädännölliset ehdot täyttyvät. Iso osa Aquafinin lietteestä ei täytä näitä (hyvin tiukkoja) vaatimuksia, koska Cu- ja Zn-pitoisuudet ovat liian korkeita. Myös mineraaliöljyjen ja tolueenin pitoisuudet ovat ongelmallisia. Flaamilaiset vaatimukset lietteen maatalouskäytölle ovat tiukimpien joukossa Euroopassa. Sille osalle lietteestä, jota ei voida käyttää maataloudessa, valittiin muita käyttötapoja BAT:ksi: käyttö tiivistysmateriaalina, poltto ja sekapoltto.

Lupakäytännöt

Lietteiden loppusijoitus on Euroopassa luvanvaraista toimintaa. Luvan myöntää joko paikallinen, läänintason tai valtakunnallinen viranomais. Lupakäytännöt vaihtelevat maittain. (Taulukko 5).

Taulukko 5. Lupakäytännöt lietteen loppusijoituksessa.

Mikä organisaatio antaa lupia lietteen loppusijoitukseen ja käsittelyyn?		
UK	Evans 2005	EA ja SEPA sääntelevät lietteen käsittelyä ja loppusijoitusta, ne asettavat myös päästöraajat vesihuoltolaitoksille. EA:lla ja SEPA:lla on oikeus tarkistaa laitoksen lietekirjanpito minä hyvänsä kohtuullisena aikana. Laitosten on pidettävä kirjaa lain perusteella ("the statutory register"). Loppujen lopuksi sopimus tehdään lietteen tuottajan ja halukkaana asiakkaan välillä, EA:lta ja SEPA:lta ei ole tarpeen hakea lupaa maan käsittelyyn (lietteellä? kirj. lisäys)
Saksa	Vogel 2005	Yleisesti Saksan jätevesilietesäädös (German Sewage Sludge Ordinance) sisältää lietteen loppusijoituksen ja käsittelyn päätavoitteet. Konkreettisesti ne organisaatiot, jotka antavat luvan lain käytännön soveltamiseen vaihtelevat eri Saksan osavaltioiden välillä – useat paikalliset ja tai alueelliset viranomaiset yhteistyössä paikallisten maanviljelysviranomaisten tai – järjestöjen kanssa
Kreikka	Soupilas 2005	Yhdyskuntajätevesi: ympäristöministeriö myöntää luvan ympäristövaikutusarvioinnin perusteella ja toisinaan käsittelylupa. Luvan voi myöntää myös kunnallinen ympäristöviranomais, jos laitos on pieni (tosin kukaan ei tiedä, mitä se tarkoittaa) Teollinen jätevesi: Sekä ministeriön että kunnan lupa tarvitaan. Tosin tähän asti se termi, joka kirjoitetaan lupaan loppusijoituksen kohdalle on kaatopaikkasijoitus.
Norja	Lindeman 2005	Alueellinen viranomais (Fylkesmannen) antaa päästölupia lietteenkäsittelylaitoksille. Elintarvikevirasto (Mattilsynet: www.mattilsynet.no) sääntelee lietteen käyttöä maataloudessa (ihmisten terveys).
Ranska	Allonier-Fernandez 2005	Asetuksen (Decree 93-742) mukaan lupia myöntää valtion edustaja (préfet) paikallishallinnossa (département).
Ranska	Chabrier 2005	Paikalliset viranomaiset myöntävät lupia yksityiskohtaisten selvitysten jälkeen
Italia	Paradisi 2005	Venetossa on läänitason viranomais (Province), joka antaa lupia lietteen levitykseen maaperään, kompostointilaitoksille, polttolaitoksille tai kaatopaikoille. Italiassa yleensä alueelliset viranomaiset antavat luvan, mutta useat alueet delegoivat läänin viranomaista.
Itävalta	Amlinger ja Moser 2005	Lääninhallitus (Provincial government)
Ruotsi	Tingstorp 2005	Riippuen lietteen käsittelytavasta eri toimijat antavat lupia. Lietteen polttolle, kaatopaikkasijoitukselle lupia antavat ympäristöoikeudet tai lääninviranomaiset (riippuen koosta). Metsälevitykselle lupia antaa metsähallitus. Maatalouskäyttöön yleinen lainsäädäntö on määräävää ja erityistä lupamennettelyä ei vaadita. Tarkastava viranomais (kunta tai maakunnallinen/läänin viranomais) voi kuitenkin jäteasetuksen SFS 2001:1063 pykälää 38§ nojalla vaatia lupahakemusta jätteen käsittelystä omilla mailla.
Viro	Jankovski 2005	Vesi- ja jätelupia myöntävät paikalliset ympäristöviranomaiset.

Vastuut

Vastuu lietteen loppusijoituksesta on eurooppalaisittain lietteen tuottajalla, joksi katsotaan vesihuoltolaitos. Laitos voi olla julkinen tai yksityinen. (Taulukko 6)

Taulukko 6. Vastuu lietteen loppusijoituksesta Euroopassa

Kysymys: Kuka on vastuussa lietteen loppusijoituksesta (vesihuoltolaitos tai muu)		
UK	Evans 2005	Viime kädessä vesihuoltolaitokset ovat vastuussa, ne voivat palkata urakoitsijan tekemään työn, itse asiassa useimmat tekevät niin. Laitokset valitsevat mihin vedetään raja heidän omiensa ja urakoitsijan tehtävien välillä. Jotkut ottavat omalle vastuulleen maanviljelijöiden löytämisen, maanäytteenoton, jne, toiset ulkoistavat kaikki tehtävät.
Saksa	Vogel 2005	Samoin kuin kuvattu edellisessä kohdassa
Kreikka	Soupilas 2005	En ymmärrä mitä kysymys tarkoittaa
Norja	Lindeman 2005	Vesihuoltolaitokset ovat vastuussa lietteen loppusijoituksesta
Ranska	Allonier-Fernandez 2005	Lietteen tuottaja (vesihuoltolaitos). Jätevesiliete on jäte asetuksen 1133 mukaan.
Ranska	Chabrier 2005	Vastuussa on lietteen tuottaja (julkinen tai yksityinen sopimuksesta riippuen)
Italia	Paradisi 2005	Ei ole olemassa kansallista yhtiötä, joka olisi vastuussa lietteen loppusijoituksesta. Lietteen tuottajat (kunnalliset tai yksityiset) ovat tekemisissä ja vastuussa lietteen loppusijoituksesta (loppusijoitus tai hyötykäyttö). Toisaan erityiset yhtiöt toimivat välittäjinä tuottajan ja maanomistajan välillä, silloin kun liete levitetään maaperään. Lääni ja alueellinen ympäristöviranomainen kontrolloivat tai korjaavat lietteen käyttöä tai määräraikkaa.
Itävalta	Amlinger ja Moser 2005	Vesihuoltolaitos (pääasiassa kunnallisia tai alueellisia)
Ruotsi	Tingstorp 2005	Lietteestä on vastuussa tuottaja, joka useimmiten on vesihuoltolaitos (tai puhdistamo).

Lietteenkäyttövaihtoehdot

Tavallisimmat lietteenkäyttötavat eurooppalaisittain ovat viherrakentaminen ja maatalouskäyttö. Myös poltto on tavallista. Kaatopaikkasijoittaminen on vähäistä Kreikkaa lukuun ottamatta. Erikoisuuksina voidaan mainita Hollannissa ja Britanniassa sementin valmistus ja Hollannissa vienti ulkomaille poltettavaksi sekä Itävallassa tuhkan käyttö metaanin hapetuskerroksena kaatopaikalla (Taulukko 7 ja 8).

Taulukko 7. Lietteenkäyttövaihtoehdot Euroopassa. (Lyhennetty kooste vastauksista)

Maa	Lietteen käyttötavat
Britannia	65 % hyötykäyttöön (maatalous, puutarhakomposti, viherrakentaminen) loput kaatopaikalle tai polttoon (ml. sementin valmistus)
Saksa	maatalouteen tai polttoon
Kreikka	kaikki kaatopaikalle
Norja	50 % maatalouteen, loput viherrakentamiseen tai maisemointiin
Ranska	60 % viherrakentaminen ja maatalous, 17 % poltto, 20 % kaatopaikalle
Hollanti	47 % polttoon, 34 % terminen kuivaus + sementin valmistus, 14 % maanparannukseen 5 % viedään ulkomaille
Italia	levitys maaperään, kompostointi, mädätys ja kaatopaikkasijoitus
Belgia, Flaami	a) kierrätys 26 t TS, < 0,1 %, poltto 56027 t TS, 68,9 %, kaatopaikkasijoitus 23947 t TS, 31,1 %, kokonaismäärä 77 000 t TS, (vuosi 2000, OVAM 2002) b) kuivaus + poltto 45 %, poltto 29 % tiivistysmateriaalina käyttö 14 % maatalous 12 % (vuosi 2004, Weemaes 2005)
Itävalta	suora hyötykäyttö (maatalous, viherrakentaminen, maanparannus), kuivaus + kompostointi, poltto+ kaatopaikka (metaanin hapetuskerros)
Viro	40 % viherrakentaminen 35 % maatalous, 10 % puutarhat, 10 % uudelleenviljely, 5 % kaatopaikka
Suomi	80 % viherrakentaminen + maisemointi, 12 % maanviljely, 6 % kaatopaikka

Taulukko 8. Lietteenkäyttövaihtoehdot Euroopassa (vastaukset kokonaisuudessaan).

Kysymys: Mitkä ovat tämän hetkiset lietteenkäyttövaihtoehdot (maatalouskäyttö, viherrakentaminen, poltto, muu)?		
UK	Evans 2005	Maatalouskäyttö Matrix:ssa viitoitetulla tavalla. TERRA ECO SYSTEMS myy kompostoitua lietettä sisältäviä tuotteita puutarhakeskuksille. Maaperän kunnostus jätteenkäsittelyn lisensointisäännösten (Waste Management Licensing Regs) mukaan. Kaatopaikkasijoitus. Lämpökäsittely mukaan lukien energialaitoksessa tai sementtitehtaassa poltto olettaen että ne noudattavat jätteenpoltto-direktiiviä (WID5.) Kaikki ovat mahdollisia. Kaiken kaikkiaan hyötykäyttöä on noin 65 % (maatalous, maaperänkunnostus jne.)
Saksa	Vogel 2005	Maatalouskäyttö, poltto – niin kuin selostettuna julkaisussa ”Disposal and recycling routes for sewage sludge” (European Communities, 2001).
Kreikka	Soupilas 2005	Tähän asti pienet kunnat eivät ole yrittäneet löytää muita vaihtoehtoja kuin kaatopaikalle sijoittaminen. Jätevedenpuhdistamot ja kaatopaikat kuuluvat kunnalliseen hallintoon niinpä oli helppoa sijoittaa kaatopaikalle ilman mitään huolta. Mutta tilanne on alkanut muuttua, koska kaatopaikkasijoitettavalle biohajoavalle jätteelle tulee rajoituksia EU-lainsäädännöstä. Kahdessa suurimmassa kaupungissa tilanne on seuraava: Ateenassa on 4 miljoonaa asukasta, lähistöllä ei ole maataloutta, siis he valitsevat mahdollisesti polton tai vastaavan. Tessalonikissa on jonkin verran yritetty kartoittaa maatalousvaihtoehtoa ja aiheesta valmistellaan kahta pientä mutta tarpeellista projektia tähän liittyen. Opas, jossa selitetään, mitä maanviljelijöiden tulee tehdä jos he hyväksyvät lietettä maille. Mielestäni kaikille sidosryhmille tiedottaminen on erittäin tärkeää (siksi meidän täytyy kehittää tiedotusstrategia ja internetsivusto). Viivästymisemme on kiinni henkilövajauksesta, joka hidastaa näiden ideoiden toteuttamista. Meillä on paljon numeroaineistoa kolmelta puhdistamoltamme viime vuosilta. Näiden tietojen joukossa on myös haitta-aineanalyyseja. Käsittelyn suhteen olemme menossa kohti kuivausta. Tähän asti se on ollut tarkoituksenmukaista ja vain vähän säädelyä, mutta asiat ovat muuttumassa ja taloudelliset sekä ympäristönsuojelulliset tekijät täytyy ottaa huomioon vakavammin. (Ateenan äskettäinen ongelma hälytti meidät kaikki).
Norja	Lindeman 2005	50 % lietteestä menee maatalouskäyttöön. Kaatopaikkasijoitus ei ole enää käypä vaihtoehto. Norjan tilastokeskus (www.ssb.no) on tehnyt taulukon loppukäyttövaihtoehdoista: http://www.ssb.no/avlut/tab-2005-01-27-03.html
Ranska	Allonier-Fernandez 2005	Vuonna 2002 60 % lietteestä käytettiin maanparannukseen (viherrakentaminen ja maatalous, tästä 6 % kompostoitua), 17 % poltettiin, ja 20 % sijoitettiin kaatopaikalle
Ranska	Chabrier 2005	Kansalliset käytännöt yhdyskuntajätevesilietteen loppusijoituksessa: Maanviljelyskäyttö 60-62 %, kaatopaikkasijoitus 20 % poltto 16 % ja muut tavat 2 %.
Italia	Paradisi 2005	Italiassa kaikki mainitut vaihtoehdot ovat käytettävissä, Veneton alueella pääasialliset lietteen käyttötavat ovat levitys maaperään, kompostointi, anaerobinen mädätys ja kaatopaikkasijoitus
Belgia, Flaami	Weemaes 2005	Vuonna 2004 Aquafinin loppusijoitusreitit olivat: kuivaus + poltto 45% poltto 29 % tiivistysmateriaalina käyttö 14 % maatalouskäyttö 12 %
Belgia, Flaami	Braekevelt 2005, OVAM 2002	Kierrätys 26 t TS, < 0,1 % (maatalous viherrakentaminen?) Poltto 56027 t TS, 68,9 % Kaatopaikkasijoitus 23947 t TS, 31,1 % Kokonaismäärä 77 000 t TS Vuosi 2000
Itävalta	Amlinger ja Moser 2005	Suora hyötykäyttö, kuivaus tai kompostointi. Säännökset vaihtelevat eri lääneissä paljon. Hyötykäyttö ei pelkästään maataloudessa vaan myös viherrakentamisessa ja joutomaan käyttöön-otossa/maanparannuksessa. Viimeksi mainittua ei säädellä yksityiskohtaisesti mutta sen täytyy noudattaa vesiensuojelumääräyksiä, jotka on esitetty liittovaltion Water Actissa . Poltto on pakollinen esikäsitteily ennen kaatopaikkasijoitusta. Lopulta tuhkaa käytetään kaatopaikalla metaaninhapetuskerroksena.
Viro	Jankovski 2005	Sekä käsitelty että käsittelemätön jätevesiliete käytetään Viron lainsäädännön mukaan. Tehtyjen selvitysten pohjalta voidaan sanoa, että noin 50 % tuotetusta jätevesilietteestä käytetään seuraavasti: noin 40 % kaupunkiviherrakentamiseen, noin 35 % maatalouteen, noin 10 % puutarhamultana, noin 10 % uudelleenviljelyksen, noin 5 % kaatopaikkojen väli- ja peittokerroksiksi. On keskusteltu, että jätevesilietettä voitaisiin käyttää metsäpalstoilla ja uudelleenviljelykseen loppuun käytetyillä turvesoilla ja muilla keinotekoisilla maiseilla. Lietteen polttoa suunnitellaan ja tuhkan käyttöä teollisuudessa rakennusmateriaalina.
Hollanti	DeMann 2005	47 % polttoon, 34 % terminen kuivaus + sementin valmistus, 14 % maanparannukseen 5 % viedään ulkomaille

⁷www.terraecosystems.co.uk

Loppusijoitusvaihtoehtojen valintaperusteet

Seuraavien tekijöiden mainittiin vaikuttavan lietteen loppusijoitukseen: säädöksi-en raja-arvot, taloudelliset tekijät (kuljetus-, tuotanto- ja investointikustannukset), lietteen alkuperä (teollinen vai pienpuhdistamo), kuluttajien, maanviljelijöiden ja ruokateollisuuden mielipiteet, hallinnolliset tekijät, polttolaitosten läheisyys, lietteen-sijoituksen BAT, alueelliset kiellot, orgaanisen jätteen kaatopaikkakielto, levitysmahdollisuudet ja kausittainen käyttö maataloudessa. (Taulukko 9)

Taulukko 9. Loppusijoitusvaihtoehtojen valintaperusteita Euroopassa.

Kysymys: Mitkä tekijät ovat tärkeimpiä lietteen loppusijoitusvaihtoehtojen valinnassa (taloudelliset, EU-säädökset, kansalliset säädökset, maatalouden tarpeet, muut)?		
UK	Evans 2005	Säädösten noudattaminen on selviö, eli mitä hyvänsä valitaankin, sen on oltava laillista. Kustannukset ja luotettavuus ovat pääasialliset tekijät.
Saksa	Vogel 2005	Tärkeimmät tekijät lietteen loppusijoitustapaa valitessa ovat tietysti kansalliset säädökset. Lietteet, jotka eivät täytä raja-arvoja menevät suoraan polttoon. Maatalouden ravinnetarve lietteiden suhteen on keskusteltu lietteenkäyttövaihtoehto (Mielipiteet hajoavat laajalle koskien erityisesti fosforin käyttökelpoisuutta lietteessä. Meidän näkökulmamme (FEA) on, että käyttökelpoisuus ei ole useinkaan kovin hyvä, jopa maaperän fosforin kiinnittyminen lietteeseen saattaa olla mahdollista), taloudelliset tosiasiat, jotka tekevät lietteen käytöstä kannattavaa maanviljelijälle, näyttelevät tärkeää roolia. Lietteen alkuperä (teollinen vai pienistä jätevedenpuhdistamoista) on , tärkeää, ja korreloi usein haitta-aineiden konsentraatioon. Viimeisenä mutta ei vähäisimpänä kuluttajien mielipide, koska kuluttajat eivät halua ostaa ja syödä lietteellä lannoitettuja tuotteita, vaikuttaa maanviljelijöiden lietteen käyttöön – esimerkiksi on olemassa mylly-yhtiöitä, jotka hyväksyvät vain sellaisia viljoja, joita ei ole lannoitettu lietteellä. Lietteet ovat haitta-aineiden lähde, joten laajaa keskustelua käydään siitä, onko järkevää käyttää niitä enää, vai onko parempi antaa ne polttoon ja käyttää vain lietteitä, joissa on vähäisiä pitoisuuksia haitallisia aineita, esim. raskasmetalleja, erilaisia orgaanisia yhdisteitä, jotta välttyttäisiin niiden lisäämiseltä maaperään. Joka tapauksessa näyttää oudolta, että paljon vaivaa nähdään haitta-aineiden poistamiseksi jätevedestä jotta saadaan puhtaampaa vettä takaisin vesistöihin, ja toisaalta rikastunut liete vietään myöhemmin ruokamaahan.
Kreikka	Soupilas 2005	Hallinnollisesti helpot ratkaisut.
Norja	Lindeman 2005	Yhdyskuntajätevesilietettä ei hyväksytä metsätalouteen tai kaatopaikalle. Huonolaatuista lietettä ei voi käyttää maataloudessa (kaatopaikkasijoitus voidaan hyväksyä erikoistapauksissa) Norjassa ei ole lietteen-polttolaitoksia.
Ranska	Allonier-Fernandez 2005	Tosiasiasa se riippuu paikallisesta tilanteesta (lietteen laatu, paikalliset lietteen levitysmahdollisuudet (maaperään), polttolaitosten läheisyys...). Kustannukset ovat yleensä yksi tärkeimmistä tekijöistä, mutta lietteen määräpaikalle ei ole yhtä ainutlaatuista ratkaisua.
Ranska	Chabrier 2005	Aina tärkeä tekijä on investointikustannukset – se riippuu harvoin käyttökustannuksista koska rakennuskustannuksista huolehtii paikallinen vesilaitos.
Italia	Paradisi 2005	Tällä hetkellä tärkein tekijä on taloudelliset mahdollisuudet.
Belgia, Flaami	Weemaes 2005	Lietteen sijoituksen BAT. Haitta-aineiden pitoisuudet
Itävalta	Amlinger ja Moser 2005	Joissakin lääneissä on omat läänikohtaiset säädökset (Tiroli, Salzburg, Wien, jossa kaikki lietteen käyttö on kielletty). Muissa lääneissä pääasiallisesti kuluttajien hyväksyntä (maanviljelijöiden) samoin kuin taloudelliset tekijät.
Ruotsi	Tingstorp 2005	Taloudelliset, kansalliset säädökset (käsittelemättömän orgaanisen jätteen kaatopaikkasijoittamisen kieltö). Maatalouden ja ruokateollisuuden vaatimukset
Viro	Jankovski 2005	Pääongelmat jätevesilietteen markkinoinnissa ovat seuraavia: - ihmiset ja maanviljelijät eivät ole kiinnostuneita jätevesilietteen hyötykäytöstä niin kauan kuin on mahdollista käyttää lantaa. - lietekomposti tuotantokustannukset ovat korkeat ja ihmisillä (population?) ei ole varaa siihen - korkeat kuljetuskustannukset - ennakkoluulot koskien jätevesilietteen käyttöä - jätevesilietettä voidaan käyttää maanviljelyssä vain kausittain - jätevesilietettä voidaan käyttää maanviljelyssä vain kausittain
Ranska	Chabrier 2005	Aina tärkeä tekijä on investointikustannukset – se riippuu harvoin käyttökustannuksista koska rakennuskustannuksista huolehtii paikallinen vesilaitos.

Maatalouskäytön esteet

Eurooppalaisittain tärkeimmät syyt siihen, miksi lietetuotteita ei käytetä maataloudessa, ovat tärkeysjärjestyksessä liian korkeat raskasmetallipitoisuudet, taudinaiheuttajat, liian korkea typpipitoisuus, orgaaniset haitta-aineet, kustannukset (kuljetus) ja ennakkoluulot lietteen käyttöä kohtaan. Näiden lisäksi lietteen maatalouskäyttöä vähentävät: alueelliset rajoitukset, kausittainen käyttö (varastointitarve), vaihtoehtoiset käyttömahdollisuudet kiinnostuneiden asiakkaiden puute, ja viranomaisten toimet. Myös fosforin käyttökelpoisuus kasveille voi olla liian heikko, jotta lietettä voitaisiin käyttää lannoitteena maataloudessa. (Taulukko 10)

Taulukko 10. Maatalouskäytön esteitä Euroopassa.

Kysymys: Mikäli päätetään olla käyttämättä lietettä maataloudessa, mitkä ovat pääsyyt (patogeenit, raskasmetallit, orgaaniset yhdisteet, liian korkea/matala fosfori- tai typpipitoisuus, kuljetukset, muut)?		
UK	Evans 2005	Sopivan maaperän vähäisyys on pääsyy siihen, että yritykset eivät käytä lietettä maanviljelyksessä, siis kuljetuskustannukset. Patogeenit, raskasmetallit, orgaaniset aineet ravinnepitoisuudet eivät ole tosiasiaa rajoittavia. Käsittely riittää täyttämään mikrobiologiset vaatimukset. Raskasmetallit ovat vähentyneet niiden lähteitä kontrolloimalla. Lietteen orgaanisia haitta-aineita on tutkittu laajasti ja hallitus on päättellyt, että riski on hallittavissa rajoissa eikä sääntelyn tarvetta siis ole. Typpi ja fosfori voivat rajoittaa maaperän riittävyttä nitraattidirektiivin määräysten takia ja sen vuoksi, että edellytetään ettei fosforin lisäys ylitä sadon vaatimuksia, jos maaperässä on jo tarpeeksi fosforia, ei siihen voi lisätä lietettä.
Saksa	Vogel 2005	Pääsyy siihen, että päätetään olla käyttämättä lietettä maataloudessa on raskasmetallien ja orgaanisten aineiden pitoisuudet, tuskin kukaan tietää kaikkia mahdollisia vaikutuksia maaperään ja patogeenit. Edelleen keskustellaan siitä ovatko ravinteet, erityisesti fosfori helposti saatavassa muodossa. Käytetystä saostuskemikaalista riippuen saattaa käydä jopa niin, että osa maaperän fosforista sitoutuu lietteen lisäyksen jälkeen, vaikealiukoisten alumiini-, kalsium- tai rautasuolojen muodostumisen takia.
Kreikka	Soupilas 2005	Käytettyäni 3,5 vuotta saadakseni Kreikan ensimmäisen luvan jäteveden uudelleenkäyttöön meidän jätevedenpuhdistamollemme, olen vakuuttunut, että lupaviranomaisten taivuttelemisen on päävaikusmissä hyvänsä ympäristönsuojelullisissa kysymyksessä ja sen jälkeen tiedotusvälineet. Siksi uskon, että paljon täytyy tehdä asianosaisten informoimiseksi hyvin ja kehittää kommunikointisuunnitelma, joka on tähän asti puuttunut.
Norja	Lindeman 2005	Pääsyy lietteen hylkäämiseen maatalouskäytöstä on ollut korkeat raskasmetallipitoisuudet.
Ranska	Allonier-Fernandez 2005	Lietteen laatu (raskasmetallit), typpipitoisuus (nitraatille herkillä alueilla, direktiivi 91/676/EEC, nitraattidirektiivi) ja paikallisissa tapauksissa maanviljelijöiden tai ympäristöjärjestöjen lietteen levitystä vastustavat toimet.
Ranska	Chabrier 2005	Maatalouskäyttö väheni vuosiin 2000-2001 asti, mutta on nyt saavuttanut vakiintuneen tason, mutta se voi muuttua lintuinfluenssan vuoksi, jos se puhkeaa jonain päivänä.
Italia	Paradisi 2005	Pääsyy siihen, ettei liete kelpaa maatalouteen on liian korkeat raskasmetallipitoisuudet.
Belgia, Flaami	Weemaes 2005	Iso osa Aquafinin lietteestä ei täytä vaatimuksia, koska Cu- ja Zn-pitoisuudet ovat liian korkeita. Myös mineraaliöljyjen ja tolueenin pitoisuudet ovat ongelmallisia. Flaamilaiset vaatimukset lietteen maatalouskäytölle ovat tiukimpien joukossa Euroopassa.
Itävalta	Amlinger ja Moser 2005	Pääsyyt ovat lakien asettamat rajoitukset, jätelaitosten suosiolliset vaihtoehtoiset tarjoukset, kiinnostuneiden asiakkaiden puute samoin kuin alueelliset rajoitukset (esim. suuri karjakanta, sopimaton maatalousmaa, ympäristönsuojelullisten maatalousohjelmien asettamat lailliset rajoitukset).
Ruotsi	Tingstorp 2005	Lietettä ei paljonkaan käytetä maataloudessa, syitä ovat patogeenit, raskasmetallit ja orgaaniset aineet.
Viro	Jankovski 2005	Maataloustuottajille tehtiin kysely Tallinnan ympärillä ja sen mukaan lietettä ei paljoa käytetä seuraavasta syistä: <ul style="list-style-type: none"> • Ennakkoluulot koskien jätevesilietteen ja kompostin käyttöä ja kompostien lannoitusarvoa koskevan tiedon puute ja lisäksi maanviljelijät eivät halua käyttää sitä omilla maillaan • Tuotanto- ja kuljetuskustannukset ovat korkeita • Jätevesilietettä voi käyttää maataloudessa vain kausittain Maanviljelijöitä tulisi tukea käyttämään jätevesilietettä maanviljelyssä. Erityisiä koulutusohjelmia täytyy valmistella. Vastaava lainsäädäntö täytyy valmistella ympäristöministeriössä ja maatalousministeriössä. Koska tähän mennessä näin ei ole vielä tehty, lietettä on käytetty muihin tarkoituksiin. Lietteen käytöstä maan viljelyksessä ja lannoituksessa, metsätaloudessa ja uudelleenviljelystä on jo tarpeeksi tutkimustietoa positiivisten päätösten tekemiseksi.

2 Lietteitä koskeva uusimmat tutkimusaiheet

Tässä selvityksessä kartoitettiin myös tutkimuksen tämän hetkisiä kohteita kyselyillä Suomessa, Pohjoismaissa ja Euroopassa sekä viimeisimmän International Water Associationin lieteaiheita sisältäneen kongressin otsikkoaiheiden perusteella (Taulukko 11). Kyselyihin saatiin perin vähän vastauksia.

Näiden lähteiden perusteella tällä hetkellä on tutkittu ja tutkitaan seuraavia aiheita lietteen käsittelyssä ja loppusijoituksessa:

<p>1) Tekniikat</p> <ul style="list-style-type: none"> a) mädätys <ul style="list-style-type: none"> i) ultraäänikäsitteily ennen mädätystä ii) mädätyksen iii) lietteen ja biojätteen yhteismädätys iv) kaasuntuoton tehostaminen entsyymikäsitteilyllä v) mädätys- ja lahotustekniikat vi) vaahtoaminen b) energiahyötykäyttö <ul style="list-style-type: none"> i) poltto ja muut lämpökäsittelyt ii) systeemanalyysi c) kompostointi <ul style="list-style-type: none"> i) kompostoinnin kehittäminen ii) matokompostointi d) lietteen määrän vähentäminen <ul style="list-style-type: none"> i) lietteen tuoton vähentäminen eri tekniikoilla (entsyymit, bakteerit, sienet) ii) biologinen lietteen hydrolysointi e) muut tekniikat <ul style="list-style-type: none"> i) terminen käsittely ii) fosforin talteenotto iii) bio-termokemiallinen prosessointi iv) hapetus- tai pelkistyskäsittely v) happokäsittely vi) raakalietteen hydrolyysi vii) Fenton-hapetus viii) Seaborne-prosessi ix) kalvobioreaktori 	<p>2) Lietteen ominaisuudet</p> <ul style="list-style-type: none"> i) stabiloinnin tehostaminen ii) stabiiliuden arviointi iii) mekaanisen vedenerotuksen ohjausjärjestelmä iv) solun ulkopuoliset polymeerit lietteessä v) lietteen reologiset ominaisuudet vi) kuivausominaisuudet vii) kunnostus ja vedenpoisto <p>b) patogeenit lietteessä</p> <ul style="list-style-type: none"> i) desinfiointi kemiallisilla käsittelyillä ii) henkiinjääminen maaperässä <p>c) potentiaalisesti haitalliset aineet lietteessä</p> <ul style="list-style-type: none"> i) hajoaminen ii) rikastuminen ja biosaatavuus iii) myskit ja hajusteet iv) määrittymenetelmät v) ftalaattien ja bifenyyliden poistuminen kompostoinnissa
<p>3) Loppusijoitus ja hyötykäyttö</p> <ul style="list-style-type: none"> a) maatalous <ul style="list-style-type: none"> i) pitkäkestoiset peltokokeet ii) ravinteiden saatavuus kasveille iii) hivenaineiden ja ravinteiden huuhtoutuminen iv) fosforin biosaatavuus biologisen fosforinpoiston lietteessä v) erottelevan vessan lietteiden hyötykäyttö b) metsätalous <ul style="list-style-type: none"> i) metsäleivitys ii) uudelleenmetsitys c) maaperän kunnostus <ul style="list-style-type: none"> i) lietteellä käsitellyn maaperän fytoimediaatio ii) maaperän kunnostus ylijäämälietteen avulla d) muu hyötykäyttö <ul style="list-style-type: none"> i) lasitetut tiilet 	<p>4) Päätöksenteko</p> <ul style="list-style-type: none"> a) riskinarviointi b) ympäristökuormituksen arviointi c) informaation levittäminen d) ohjeistuksen kehittäminen e) biojätteen (ml. liete) käsittelyn arviointi

Taulukko 11. IWAn ja WISAn yhteisen lietteenkäsittelyä ja –loppusijoitusta koskeneen kongressin aiheet.

MANAGEMENT OF RESIDUES EMANATING FROM WATER AND WASTEWATER TREATMENT Johannesburg, 10.-12.08.2005 (IWA ja WISA 2005)
<p>Lietteen tuotto ja käsittelyprosessit: case study Kiinassa. DJ Lee (Taiwan)</p> <p>Jätevesilietteitä koskevan ohjeistuksen kehittäminen Etelä- Afrikassa. HG Snyman (Etelä-Afrikka)</p>
<p>Lietteiden karakterisointi</p> <p>Eurooppalaisen standardisoinnin kehittäminen lietteen fysikaalisille parametreille. L Spinosa (Italia)</p> <p>Monirenkasten aromaattisten hiilivetyjen määrittäminen Eteläafrikkalaisista lietteistä. D Jaganyi (Etelä-Afrikka)</p> <p>Uudet reologiset parametrit lietteen käsittelyssä – reologian dynaaminen testaaminen. A Ayol (Turkki)</p> <p>Epäorgaaniset aineet Eteläafrikkalaisessa lietteessä – este maatalouskäytölle? G Kasselmann (Etelä-Afrikka)</p> <p>Solun ulkopuoliset polymeerit ja niiden uuttaminen ja vaikutukset bioflokulaatioon. F Dilek-Sanin (Turkki)</p> <p>Uusi lähestymistapa solunulkoisten polymeerien karakterisointiin. ES Dey (Ruotsi)</p>
<p>Posterit</p> <p>Syötteen ja ympin suhteen vaikutus ultraäänikäsitellyn lietteen mädätykseen. GA Mininni (Italia)</p> <p>Sekapopulaation kuivausominaisuuksien muuttuminen hiilenlähteen vaihtuessa. S Sanin (Turkki)</p> <p>Happokäsittelyn lietteen kunnostuksen ja kuivautuvuuden parantaminen suoloisten ja emäksisten maiden uudelleenkäytössä. R Murillo (Meksiko)</p> <p>Ultraäänellä käsitellyn aktiivilietteen laskeutuvuus ja kokoonpuristuvuus. J Bién (Puola)</p>
<p>Ryhmätyö Etelä-Afrikan lieteohjeiden kehittämisestä</p> <p>Etelä-Afrikan lietteitä koskevista ohjesäännöistä on saatu valmiiksi kaksi ensimmäistä osaa, jotka koskevat käsittelymenetelmiä ja lietteen käyttöä maataloudessa. Loput osat käsittelevät lietteen loppusijoitusta, hyötykäyttöä, termistä käsittelyä ja kaupallisia tuotteita.</p>
<p>Lietteen määrän minimointi, esikäsittely ja hajotus</p> <p>Lietteen määrän minimointi, esikäsittely ja hajotus. Dr Johannes Müller</p> <p>Ylijäämalietteen määrän vähentäminen käyttäen mekaanisia hajotuslaitteita. GW Strünkman (Saksa)</p> <p>Biologinen lietteen liukoiseksi tekeminen ylijäämalietteen määrän vähentämiseksi jätevedenpuhdistusprosessissa. T Yamaguchi (Japani)</p> <p>Tehostettu lietteen kunnostus entsyymiesikäsitellyllä – laboratoriotulosten ja pilot-tulosten vertailu S Dentel (USA)</p> <p>Kuitukangas membraanibioreaktorin toimivuustutkimus hydrolysoidun biohumuksen vähentämisessä. Ren-Yan Horng (Taiwan)</p> <p>Jätevesilietteen hajotus anaerobisen hajoamisen parantamisessa. MA Vera (USA)</p> <p>Mädättämön vaahtoamisen vähentäminen lietteen esikäsitellyllä. O Kopplow (Saksa)</p>
<p>Ryhmätyöt fokuosoituvat lietteen määrän minimointitekniikoiden tieteelliseen taustaan (flokkien kestävyys, solujen rikkoutuminen, hajotusaste jne.) ja tekniikoiden käyttötarkoituksiin (aerobinen tai anaerobinen stabilointi, kunnostus, laskeutus, vedenpoisto, paisunta ja vaahtoaminen) käytetyt tekniikat (mekaaninen, kemiallinen, terminen ja biologinen) täyden mitan kokeilujen tulokset, taloudellinen tehokkuus</p>
<p>Posterit</p> <p>Biologinen neljänarvoisen kromin pelkistyminen luontaisissa bakteeripopulaatioissa. E Chirwa (Etelä-Afrikka)</p> <p>Ylijäämalietteen hyötykäyttö hiilivedyillä saastuneessa maaperässä GP Clifford (Etelä-Afrikka)</p> <p>Poltetusta jätevesilietteestä valmistetut lasitetut tiilet. D Lin (Taiwan)</p> <p>Ultraäänellä tehostettu käsittely, joka hyödyntää mädätetyn jätevesilietteen fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia. E Choi (Korea)</p> <p>4-nonyylifenoliftalaatin ja polykloorattujen bifenyyliden häviäminen mädätettyä jätevesilietettä kuivattaessa ja kompostoitessa. A Beck (UK)</p> <p>Dimetoaatin fotokatalyyttinen hapettuminen vesiliuoksessa. F Konstantinos (Kreikka)</p> <p>Biologisesti käsitellyn lietteen stabilointikriteerien arviointi. O Kopplow (Saksa)</p> <p>Ultraääninen käyttö veden haitta-aineiden koaguloinnissa ja lietteen vedenerotusprosessissa koaguloinnin jälkeen. L Stepniak (Puola)</p>

Taulukko 11. IWAn ja WISAn yhteisen lietteenkäsittelyä ja –loppusijoitusta koskeneen kongressin aiheet.

MANAGEMENT OF RESIDUES EMANATING FROM WATER AND WASTEWATER TREATMENT Johannesburg, 10.-12.08.2005 (IWA ja WISA 2005)
Jätevesilietteen ainesosien hyödyntäminen
<p>Fosforin talteenoton mahdollisuudet jätevesilietteen tuhkasta. C Schaum (Saksa)</p> <p>P-RoC - fosforin talteenotto jätevedestä kiteyttämällä kalsiumfosfaattiyhdisteitä. U Berg (Saksa)</p> <p>Ylijäämäliete fosforilähteenä. J Koester (Saksa)</p> <p>Fosforin talteenotto jätevesilietteestä MAP-saostuksella. A Weidener (Saksa)</p> <p>Magnesiumin, ammoniumin ja fosfaatin saostus karstan muodostumisen ehkäisemiseksi ja fosforin talteenottoimenpiteet jätevedenpuhdistamon lietteenkäsittelyketjussa. Wabmannsdorf B Heinzmann (Saksa)</p> <p>Typen kierrätys yhdyskuntajätevesilietteen rejektistä magnesium- ammonium-fosfaattisaostuksella tavoitteena liikuteltavan yksikön kehittäminen. D Antakyali. (Saksa)</p> <p>Natriumvetysulfidin tehokkuus fosfaatin uutossa esikoaguloidusta lietteestä F Kato (Japani)</p>
Kunnostus ja vedenpoisto
<p>Termofiilisesti ja mesofiilisesti mädätetyn ja mesofiilisesti lahotetun biohumuksen kunnostusvasteet reologisten ominaisuuksien perusteella. A Ayol (Turkki)</p> <p>Mädätyksen vaikutus partikkeleiden varaukseen ja optimaaliseen polymeeriannokseen. G Mininni (Italia)</p> <p>Fosforipitoisen biologisen lietteen kunnostus ja vedenpoisto. JC Lui (Taiwan)</p> <p>Jätevesilietteen ja orgaanisten jätteiden anaerobinen käsittely</p> <p>Orgaanisten konsentraattien yhteismädätyksen toimintatapojen arviointi. CA Buckley (Etelä-Afrikka)</p> <p>Hydraulisen viipymän ja syötteen COD-pitoisuuden vaikutus raakalietteen hydrolyysin nopeuteen metanogeenisissä olosuhteissa. M Wentzel (Etelä-Afrikka)</p> <p>Integroitu kemiallinen, fysikaalinen ja biologinen jätevesilietteen mädätysprosessin mallinnus. Sven Sötemann (Etelä-Afrikka)</p> <p>Mädätyksen biokaasun tuoton maksimointi käyttämällä moottorin hukkalämpöä termiseen hydrolyysiin mädätyksen esikäsittelynä Dublinin Ringsendin puhdistamolla. B Pickworth (UK)</p> <p>Jätevesilietteen mädätyksen metaanintuoton kineettinen ja kokeellinen tutkimus. S Lyuke (Etelä-Afrikka)</p>
Jätevesilietteen maatalouskäyttö
<p>Raskasmetallien korvautuminen EDTA:ssa lietteellä käsitellyn maaperän fytoimediaatioissa. MS Liphadzi (Etelä-Afrikka)</p> <p>Jätevesilietteen maaperään sijoittaminen Etelä-Afrikassa: hivenaineiden ja ravinteiden huuhtoutuminen. JE Herselman (Etelä-Afrikka)</p> <p>Yhdyskuntajätevesilietteen maatalouskäyttö: fosforin saatavuus biologisen fosforinpoiston lietteistä. A Erdinler (Turkki)</p> <p>Lietteen maatalouskäyttö Turkissa. FD Sanin (Turkki)</p>
Tekniset innovaatiot: Jätevesilietteen käsittely ja minimointi
<p>Orgaanisen aineen vapautuminen biologisen lietteen termisessä käsittelyssä ylijäämälietteen määrän vähentämiseksi. E Paul (Ranska)</p> <p>Pintalietteen kemiallinen ja termien hajotus. B Heinzmann (Saksa)</p> <p>Potentiaalisesti toksisten aineiden vapautuminen jätevesilietteen Fenton-hapetuksessa. JP Andrews (UK)</p> <p>Seaborne-prosessin perusteet ja ravinteidenkierrätyksen toimivuus. JA Müller (Saksa)</p>
Lietteen käsittely
<p>Lietteen käsittely käytännössä Kiinassa. J Zhou (Kiina)</p> <p>Tokion alueen jätevesilietteiden aiheuttaman ympäristökuormituksen kattava arviointi. M Onuki (Japani)</p> <p>Lietteen- ja jätevedenkäsittelyjärjestelmän optimointi – case study Biwa-järven ympäristössä. K Oshita (Japani)</p> <p>Lietteen mineralisoituminen mahdollisena lietteen määrän vähentäjänä haja-asutusalueella. M Barjenbruch (Saksa)</p>
Patogeenien hallinta jätevesilietteessä
<p>Patogeenia sisältävän fysikaalis-kemiallisen lietteen desinfiointi käyttämällä hopeaa ja muita yhdisteitä. P Aguilar (Meksiko)</p> <p>Patogeenien henkiinjääminen jätevesilietteellä käsitellyssä maaperässä ja siinä kasvatetuissa perunoissa. JRB Chale-Matsau (Etelä-Afrikka)</p> <p>Ecosan-lietteiden (erottelevan vessan kiinteä tuote) käyttö sadon tuotossa. B Jiménez Cisneros (Meksiko)</p>
Reologia-ryhmätöet. Ryhmätöissä esitetään alustus jätösten viskositeettiominaisuuksista. Sovellukset, esim. prosessien kemikaaliannoksen optimointi, pumppaus ja muuta käsiteltäviä koskevat kysymykset ovat keskustelun aiheina. Keskustelussa käydään läpi viimeisimpiä edistysaskeleita reologiassa.
Avoin keskusteluaihe: Patogeenien hallinnan haasteet jätevesilietteen maatalouskäytössä.

3 Raskasmetallit ja muut potentiaalisesti haitalliset alkuaineet

Taulukkoon 12 on koottu raskasmetalleja koskevia raja-arvoja EU-maissa, Etelä-Afrikassa ja USA:ssa. Jotta saataisiin käsitys kunkin maan raja-arvojen suhteellisesta tiukkuudesta, on taulukkoon 13 laskettu kadmium-, kupari-, -elohopea-, nikkeli-, lyijy- ja sinkkipitoisuuksien raja-arvojen perusteella suhteellinen tiukkuus direktiivin 86/278 raja-arvoihin verrattuna. Näille raskasmetalleille on raja-arvo kaikissa tarkastelluissa maissa sekä myös direktiivissä, joten niiden suhteen tehty tarkastelu on vertailukelpoinen. Taulukkoa 13 luetaan seuraavasti: Direktiivi on itseensä suhteutettuna luonnollisesti 100 %, Hollannin rajat ovat tiukimmat, keskimäärin vain 6 % (noin 1/16) direktiivin rajoista, Suomen rajat ovat keskimäärin 21 % (noin 1/5) direktiivin rajoista ja USA:n rajat ovat väljempää kuin direktiivin rajat, keskimäärin 1,75-kertaiset. EU:n WDS (European Commission 2000) ehdottaa rajoiksi tiukempia kuin direktiivissä. Käytetyllä laskutavalla raja-arvoehdotus on noin puolet (54 %) direktiivin raja-arvoista. Ehdotus ei siis ole vielä kovin tiukka verrattuna tiukimpiin olemassa oleviin raja-arvoihin.

Suomen voimassa oleva raja-arvo asettuvat Taulukon 13 listan tiukempaan päähän, tiukempia ovat vain Hollannin, Iso-Britannian ja Ruotsin raja-arvot. Yleisesti ottaen melkein kaikki EU-maat ovat omaksuneet tiukempia raja-arvoja kuin direktiivissä.

Lietteen raskasmetallipitoisuuksien raja-arvojen lisäksi direktiivissä ja melkein kaikissa tarkastelluissa maissa on myös raja-arvot maaperän suurimmalle sallitulle raskasmetallipitoisuudelle ja suurimmalle sallitulle raskasmetallikuormalle pinta-alaa ja aikaa kohti laskettuna (European Commission 2005). Iso-Britannian säädökset perustuvat pelkästään tällaisiin raja-arvoihin ja lietteelle itselleen ei ole asetettu pitoisuusraja-arvoa. (HMSO, 1989).

Taulukko12. Lietteen raskasmetallirajat maatalouskäytössä joissakin EU-maissa, Etelä-Afrikassa ja USA:ssa ja Working document on sludge:ssa (WDS). Raja-arvot on ilmoitettu lietteen kuiva-ainetta (mg/kgTS) kohti jollei toisin kerrota.

	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	As	Mo	Co	V	Se
Direktiivi 86/278/EEC	20-40	-	1000-1750	16-25	300-400	750-1200	2500-4000					
Belgia (Vallooni)¹⁾	10	500	600	10	100	500	2000					
Belgia (Flaami)¹⁾	6	250	375	5	100	300	900	150				
Espanja¹⁾	20-40	1000-1750	1000-1750	16-25	300-400	750-1200	2500-4000					
Etelä-Afrikka²⁾	a ^{x)} < 40	<1200	< 1500	< 15	<420	< 300	<2800	< 40				
	b	1200-3000	1 500-4300	15-55	420	300-840	2800-7500	40-75				
	c	> 85	> 3000	> 4300	> 55	> 420	> 840	> 7500	> 75			
Hollanti¹⁾	1,25	75	75	0,75	30	100	300					
Irlanti¹⁾	5	350	750	10	300	400	750					
Italia¹⁾	20	-	1000	10	300	750	2500					
Itävalta (eri osavaltiot)¹⁾	0,7-10	50-500	70-500	0,4-10	25-100	45-500	200-2000	20	20	10-20		
Kreikka¹⁾	20-40	500	1000-1750	16-25	300-400	750-1200	2500-4000					
Portugali¹⁾	20	1000	1000	16	300	750	2500					
Ranska¹⁾	10	1000	1000	10	200	800	3000					
Ruotsi¹⁾	2	100	600	2,5	50	100	800					
Saksa¹⁾	10	900	800	8	200	900	2500					
Slovakia³⁾	10	1000	1000	10	300	750	2500					
Slovenia³⁾	5	500	600	5	80	500	2000					
Suomi⁴⁾	1,5	300	600	1	100	100	1500	25				
Tanska Kuiva-aineesta¹⁾	0,8	100	1000	0,8	30	120	4000	25				
Tanska Kokonaisfosforista¹⁾	200			200	2500	10000						
Tsekki³⁾	5	200	500	4	100	200	2500					
UK⁵⁾												
Unkari³⁾	10	1000	1000	10	200	750	2500					
USA⁶⁾	85	3000	4300	57	420	840	7500	75	(75)			100
Virol)	15	1200	800	16	400	900	2900					
WDS⁷⁾	10	1000	1000	10	300	750	2500					

x) Vain luokan a liete kelpaa maatalouskäyttöön.

1) European Commission, 2001a

2) Snyman *et al.* 2005.

3) European Commission, 2006.

4) MMM, 2007

5) HMSO, 1989

6) EPA, 2002.

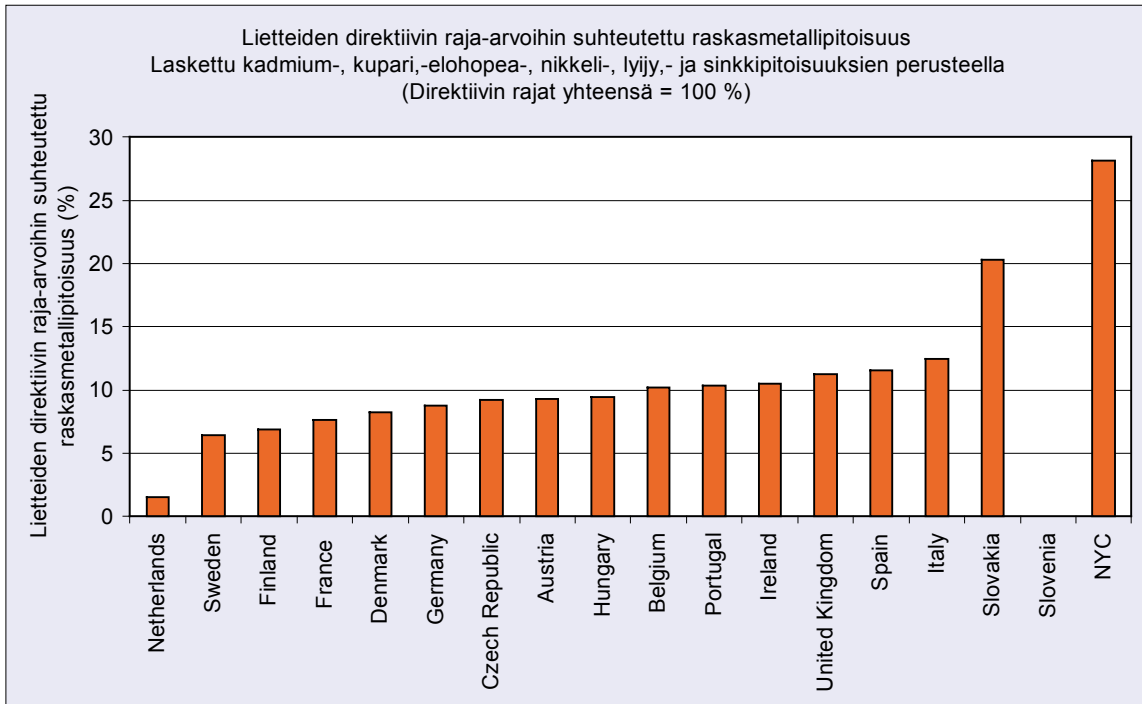
7) European Commission 2000

Taulukko 13. Raskasmetallirajojen suhteellinen tiukkuus joissakin EU-maissa, Etelä-Afrikassa ja USA:ssa suhteutettuna direktiiviin 86/278/EEC. Laskettu Cd-, Cu-, Hg-, Ni-, Pb-, ja Zn-rajojen perusteella (nämä rajat ovat kaikissa maissa ja direktiivissä).

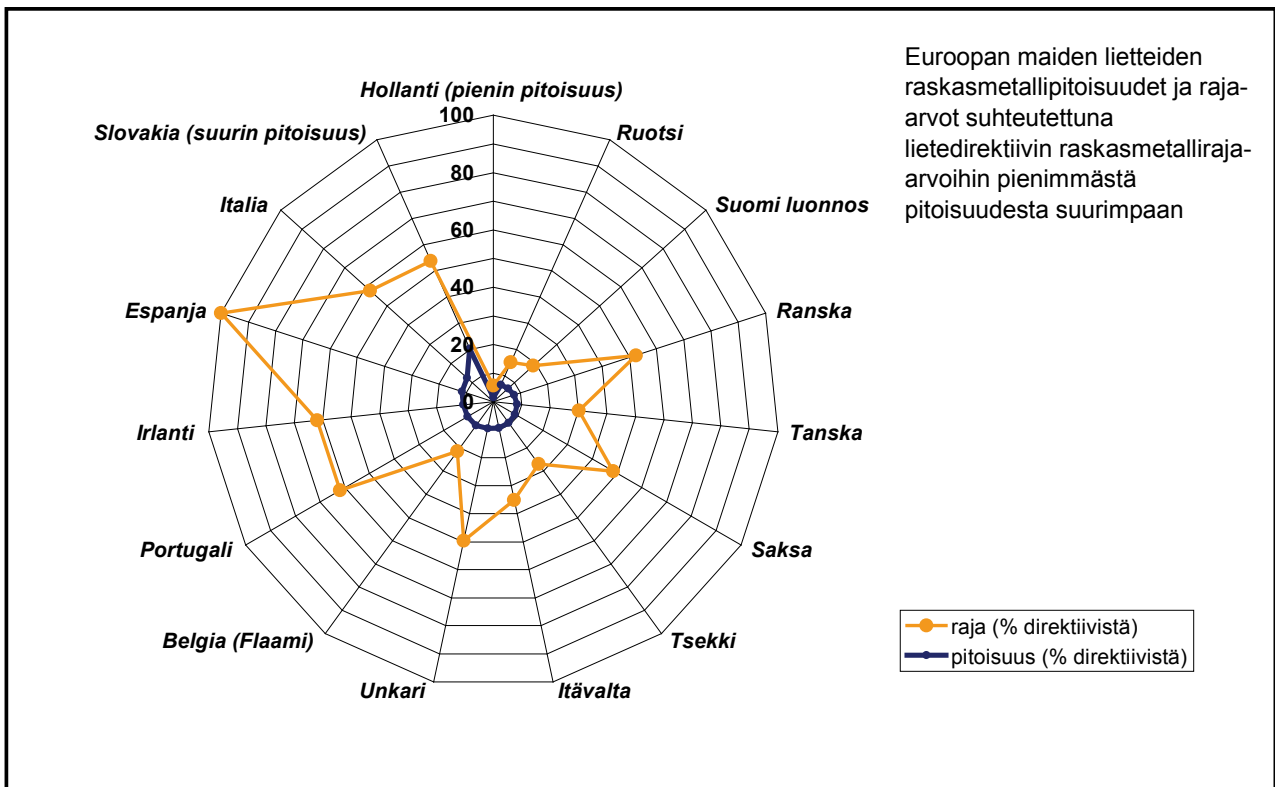
Maa	Suhteellinen tiukkuus direktiiviin verrattuna (%)	Maa	Suhteellinen tiukkuus direktiiviin verrattuna (%)
Direktiivi 86/278/EEC	100	Unkari	50
Hollanti	6	Ranska	52
Ruotsi	15	Slovakia	54
Suomi	19	WDS	54
Belgia (Flaami)	21	Italia	58
Tsekki	27	Irlanti	62
Slovenia	30	Portugali	62
Tanska	30	Viro	66
Itävalta (eri osavaltioiden korkein raja-arvo)	35	Etelä-Afrikka	74
Belgia (Vallooni)	36	Kreikka	100
Saksa	48	Espanja	100
		USA	175

Kuvassa 2 on havainnollistettu lietteiden laatua raskasmetallien suhteen eri EU-maissa. Kuvassa on laskettu samanlainen suhteellinen osuus direktiivin 86/278 raja-arvoista kuin taulukossa 13 kansallisille raja-arvoille. Kuvan aineistona on käytetty luonnosvaiheessa olevaa Euroopan komission raporttia vuosilta 2001-2003 (European Commission 2006). Vertailun vuoksi mukana on myös New York Cityn lietteitä kuvaava pylväs. Hollannin lietteet olisivat kuvan mukaan selvästi puhtaimpia raskasmetalleista. Ruotsi ja Suomi ovat seuraavina puhtaimmista päästä. Hollantia ja Slovakiaa lukuunottamatta ovat muiden maiden lietteet suunnilleen samanlaisia. New York Cityn lietteessä on vuonna 1994 ollut noin kaksinkertainen raskasmetallipitoisuus verrattuna Euroopan maihin vuonna 2002.

Kuvassa 3 on vertailtu Euroopan maiden raskasmetallirajojen tiukkuutta havaituihin pitoisuuksiin lietteissä. Taulukosta havaitaan, että maita, joissa on sekä tiukka raja-arvo että matalat pitoisuudet ovat Hollanti, Ruotsi ja Suomi.



Kuva 2. Yhdyskuntajätevesilietteiden raskasmetallipitoisuudet suhteutettuna direktiivin 86/278 antamiin raja-arvoihin vuonna 2002. Laskenta samoin kuin taulukossa I3. Muokattu Euroopan komission raportista 2001-2003 (European Commission 2006, New York Cityn tiedot vuodelta 1994, Harrison et al. 1999).



Kuva 3. Pitoisuuksien ja raja-arvojen vertailu maittain. Pitoisuudet vuodelta 2002.

Taulukkoon 14 on koottu maita, joissa jonakin vuonna EU:n viimeisimmän raporttiluonnoksen mukaan (European Commission 2006) on jonkin raskasmetallin ilmoitettu pitoisuus ylittänyt raja-arvon. Näissä maissa voisi olettaa, että lietteen maatalouskäyttö on vaikeata raskasmetallipitoisuuksista johtuen.

EU:n Pollutants -dokumentissa (European Commission 2001d) on käsitelty mahdollisesti toksisten alkuaineiden (PTE, lähinnä raskasmetalleja) aineiden lähteitä, kulkeutumista, hajoamista ja rikastumista jätevedenkäsittelyjärjestelmissä, haitta-aineiden vaikutuksia jätevedessä ja lietteessä, toimenpiteitä pitoisuuksien vähentämiseksi. Tarkastellut alkuaineet ovat sinkki, kupari, nikkeli, kadmium, lyijy, kolmen- ja neljänarvoinen kromi, elohopea, platinaryhmän metallit, arseeni, hopea, molybdeeni ja seleeni.

Taulukko 14. Raskasmetallipitoisuuksien suhteellinen osuus kansallisesta raja-arvosta (%). Mukana ovat ne maat, joilla jokin arvoista ylittää raja-arvon (100 %).

	Belgia			Tseki			Tanska			Irlanti		
	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003	2001	2002	2003
Cd						232	175	175				
Cr												
Cu												
Hg							113	150				
Ni												
Pb												
Zn	105	105	106								101	

4 Orgaaniset haitta-aineet ja niiden raja-arvot

Orgaanisten haitta-aineiden raja-arvot ovat vielä suhteellisen harvinaisia Euroopassa ja muualla. Taulukkoon 15 on koottu olemassa olevia raja-arvoja ja EU:n Sludge working document:n (SWD) ehdotus. Lisäksi Ranskassa on erillisiä PAH:eja koskevia rajoituksia, ks. taulukko 16. Suomeenkin suunniteltiin raja-arvoja lannoitevalmistusasetukseen, mutta ne päätettiin perua. Suunnitellut raja-arvot koskivat samoja aineriä kuin SWD. Lisäksi mukana oli aineryhmä BTEX, johon kuluvat bentseeni, tolueeni, etyylibentseeni ja ksyleeni. Suomen raja-arvoehdotukset olivat tiukempia tai yhtä tiukkoja kuin SWD:n ehdotus. Lisäksi PAH-, LAS- DEHP- NPE- ja BTEX-ryhmien raja-arvoja oli ehdotettu tiukentuviksi vuoden 2009 alusta.

Orgaanisia haitta-aineita koskevat raja-arvot ovat vielä verraten harvinaisia, vaikka niitä koskeva tutkimus onkin vilkasta. Kunnollisia raja-arvoja ei voida asettaa ilman perusteellista riskinarviontutkimusta. Muutoin raja-arvot voivat olla täysin väärin asetettuja, tarpeettoman tiukkoja tai kykenemättömiä suojelemaan ihmisiä ja ympäristöä.

Taulukko 15. Orgaanisten aineiden raja-arvoehdotukset (mg/kg k.a. jollei toisin mainittu) Suomen lannoitelakiehdotuksessa ja EU:n Sludge working document:ssa. PCB ja dioksiinit ovat tn. jäämässä pois tästä laista koska (pyydä Ari Seppäselältä jäteasetukset).

	PAH	AOX	LAS	DEHP	NPE	PCB	PCDD/F (TEq-arvona, ng/ g k.a.)	BTEX
WDS (European Commission, 2000)	6	500	2600	100	50	0,8	100	-
Tanska (Danish Ministerial Order No. 823, 16 Sept. 1996, ref. Madsen et al. 1997)	3	-	1300	50	10	-	-	-
Ruotsi (LRF, SEPA ja VAV, 1996)	3	-	-	-	50	0,4	-	-
Itävalta (NÖ, 1994 ref. Fürhacker & Lence 1997)	-	500	-	-	-	0,2	50..100	-
Saksa (Sauerbeck & Leschber 1992)	-	500	-	-	-	0,2	100	-

Lyhenteiden selitykset:

PAH = Yleisimmin määritetyt polyaromaattiset hiilivedyt. Viidentoista eri yhdisteen summaparametri (naftaleeni, antraseeni, bentso(a)antraseeni, kryseeni, dibentso(a,h)antraseeni, asenafteneeni, fenantreeni, fluoreeni, fluoranteeni, pyreeni, bentso(b+j+k)fluoranteeni, bentsopyreeni, bentso(ghi)peryleeni, indeno(1,2,3-c,d)pyreeni.
AOX = adsorboituvat orgaaniset halogeeniyhdisteet, orgaanisesti sitoutuneet kloori, bromi ja jodiyhdisteet.
LAS = lineaariset al.kyylibentseeni sulfonaatit
DEHP = di(2-etyyliheksyyli)ftalaatti
PCB = polykloorattu bifenyylä (kongeneerit 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)
NPE = nonyyliifenoli ja nonyyliifenolietoksyylit yhdellä tai kahdella etoksiryhmällä
PCDD/F = polyklooratut dibentsodoksiinit/dibentsofuraanit
BTEX = bentseeni, tolueeni, etyylibentseeni ja ksyleeni
TEq = Toxicity Equivalent, i-TEq

Taulukko 16. Ranskan rajoituksia PAH:eille. (CSHPF, 1998)

Aine	Pitoisuus lietteessä, jota saa käyttää maanparannukseen korkeintaan 30 t/ha/10a (mg/kg k.a.)	Maksimi sallittu laidunmaan kertymä 10 vuodessa (g/ha)
fluoranteeni	4	60
bentso(b)fluoranteeni	4	60
bentso(k)fluoranteeni	4	60
bentso(ghi)peryleeni	4	60
bentso(a)pyrene	1,5	20
indeno(1, 2, 3-c,d)pyrene	4	60

EU teetti 2000-luvun vaihteessa kaksikin dokumenttia, jotka koskivat lietteiden orgaanisia haitta-aineita: "Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use" (myöhemmänä tähän dokumenttiin viitataan nimellä "Organic contaminants", European Commission 2001c) ja "Pollutants in urban wastewater and sewage sludge" (myöhemmänä tähän dokumenttiin viitataan nimellä "Pollutants", European Commission 2001d).

Organic contaminants -dokumentissa on johtopäätökset tehty kemikaaliryhmäkohtaisesti seuraaville kemikaaliryhmille: AOX, DEHP, LAS, NPE, PAH, PCB, PCDD/F, bromatut palonestoaineet (PBB/PBDE), hormonihäiritsijät, klooribentseenit (CB) ja klooriorgaaniset pestisidit (COP), ketonimyskit ja ksyleenimyskit, klooratut parafiinit (PCA), organotinat (TRIO), haihtuvat orgaaniset kemikaalit (VOC). Ne aineet, joille on annettu raja-arvoja tai -ehtoituksia (Taulukko15) olivat dokumentin mukaan analysoiduissa näytteissä alle raja-arvojen. Näistä DEHP:n, NPE:n ja PAH:ien, pitoisuuksien oli todettu vähenevän. Useimpien muiden aineryhmien osalta johtopäätöksissä todetaan, että niiden maaperäkäytöstä täytyy saada lisää tietoa riskien arvioinnin pohjaksi.

Pollutants-dokumentissa (European Commission 2001d) on käsitelty orgaanisten haitta-aineiden lähteitä, kulkeutumista, hajoamista ja rikastumista jätevedenkäsittelyjärjestelmissä, haitta-aineiden vaikutuksia jätevedessä ja lietteessä, toimenpiteitä pitoisuuksien vähentämiseksi ja lisäksi on tapauselvytyksiä seuraavista aiheista: platinaryhmän metallit kaupunkiympäristössä, haitta-aineiden pääsyn rajoittaminen jätevedenkeruujärjestelmiin, käsityöelinkeinoista lähtöisin olevat haitta-aineet jätevedenkäsittelyjärjestelmissä Vicenzassa Pohjois-Italiassa, lääkeaineet kaupunkiympäristössä, henkilökohtaiset hygieniatuotteet ja hajusteet yhdyskuntajätevedessä ja jätevesilietteessä, pinta-aktiiviset aineet yhdyskuntajätevedessä ja jätevesilietteessä sekä polyelektrolyyttien käyttö ja akryyliamidimonomeeri jätevedenkäsittelyssä. Tarkastellut orgaanisten aineiden ryhmät ovat LAS, NPE, DEHP, PAH, PCB, PCDD/F, nitromyskit, lääkeaineet, estrogeeniset aineet (luontaiset 17-beta-estradioli, estroni, synteettiset steroidit etinyyliestradioli) polyelektrolyytit, AOX, CP, bromatut difenyylietterit (PBDE), polyklooratut naftaleenit (PCN), pentakloorinitrobentseeni (kvintoseeni) ja polymetyylisiloksaanit (PDMS).

Pollutants -dokumentissa (European Commission 2001d) ennustetaan, että kaupallisista lähteistä peräisin olevat haitta-aineet tulevat vähenevään tiukentuvan ja lisääntyvän sääntelyn ansiosta. Kotitaloudesta peräisin olevia haitallisia aineita on vaikeampi säädellä, tosin se voi olla mahdollista säätelämällä kotitalouksissa käytettäviä tuotteita. Lisääntyvä kuluttajien tietoisuus jätevedeen joutuvista haitta-aineista,

esimerkiksi ekomerkitöjen avulla, voi vähentää päästöjä. Pysyvät orgaaniset aineet ovat kemikaaliryhmä, jonka päästöjen vähentämiseen entisestä tuskin on keinoja.

Tulevista tietotarpeista Pollutants –dokumentti listaa seuraavia:

- Alueelliset selvitykset mahdollisesti haitallisten alkuaineiden lähteistä ja merkityksestä jätevedessä.
- Jätevedenpuhdistamoiden mahdollisesti haitallisten alkuaineiden massataseet.
- Orgaanisten aineiden tarkkailu ja tunnistaminen.
- Orgaanisten haitta-aineiden kvantifiointi ja hajallaan olevien lähteiden selvittäminen.
- Terveys- ja ympäristövaikutuksien selvittäminen, erityisesti yhteisvaikutuksista.
- Mahdollisesti haitallisten alkuaineiden ja orgaanisten haitta-aineiden vaikutukset ekosysteemeihin, maaperään, sen pinnalle ja pohjavesiin.

Taulukkoon 17 on koottu mahdollisesti haitallisten aineiden pitoisuuksia lietteissä tieteellisistä artikkeleista. On huomattava, että useimmat näistä aineista eivät ole haitallisia näissä pitoisuuksissa. Monet ovat biohajoavia. Artikkelit, joista pitoisuudet on koottu, ovat lähinnä riskinarviointiin liittyviä artikkeleita.

Taulukko 17. Mahdollisesti haitallisten aineiden pitoisuuksia lietteissä.

Aine/pitoisuus	Näyte	Viite
17 beta-estradioli (hormoni)		
49 ng/gTS	Mesofiilisesti mädätetty liete	13
17 alfa –etinyyliestradioli (hormoni)		
17 ng/gTS	Mesofiilisesti mädätetty liete	13
AHTN (synteettinen myski)		
15 mg/kgTS	Puhdistamoliete (9 eri lietettä, Saksa)	16
8,3 mg/kgTS	Raakaliete (kuusi laitosta, Hollanti)	17, 18
16 mg/kgTS	aktiiviliete (6 laitosta Hollanti)	17, 18
13..15 mg/kgTS	mädätetty liete (mädätysmenetelmä ei tiedossa, 6 laitosta Hollanti)	17, 18
AOX		
170..300 mg/kgTS	Yhdyskuntajätevesiliete (Suomi 4 puhdistamo)	15
antraseeni		
0,60 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
asenafteni		
0,48 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
bentso(a)antraseeni		
0,48 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
bentso-(a)-pyreeni		
120..160 mikrog/kgTS	Puhdistamoliete (Venäjä)	4
0,31 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
bentso(b)fluoranteeni		
0,52 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14

Aine/pitoisuus	Näyte	Viite
bentso(ghi)peryleeni 0,42 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
bentso(k)fluoranteeni 0,18 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
DDT 0,08 mg/kgTS	Puhdistamoliete (Venäjä)	4
DEHP (ftalaatit) 0,3 mikrog/kgTS 2,7 mikrog/gTS 39..70 mg/kgTS	Käsittelemätön yhdyskuntajätevesiliete (Tanska) Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo) Yhdyskuntajätevesiliete (Suomi 4 puhdistamo)	9 14 15
dibentso(a,h)antraseeni 0,16 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
diklooribentseeni 0,13 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
dioksiinit ja furaanit yhteensä (sis. TCDD, PCDD, HexCDD, HCDD, OCDD ja TCDF, PCDF, HexCDF, HCDF, OCDF) 9600 pg/gTS 4,3..55 ng i-TEQ/kgTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo) Yhdyskuntajätevesiliete (Suomi 4 puhdistamo)	14 15
dioksiinit, yht.(TCDD, PCDD, HexCDD, HCDD, OCDD) 7000 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
Estroni (hormoni) 37 ng/gTS	Mesofiilisesti mädätetty liete	13
fenantreeni 2,0 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
fenoli 12 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
fluoranteeni 1,6 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
fluoreeni 0,45 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
fluorokinoliinit 3 mikrog/gTS	Mesofiilisesti mädätetty liete	13
furaanit yhteensä 2600 pg/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
haihtuvat öljyperäiset hiilivedyt 360 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14

Aine/pitoisuus	Näyte	Viite
HCDD (dioksiini) 1800 pg/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
HexCDD (dioksiini) 590 pg/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
HHCB (synteettinen myski) 17 mg/kg/TS	Puhdistamoliete (9 eri lietettä Saksa)	16
14 mg/kg/TS	Raakaliete (kuusi laitosta, Hollanti)	17, 18
28 mg/kg/TS	Aktiiviliete (6 laitosta Hollanti)	17, 18
20..23 mg/kg/TS	Mädätetty liete (mädätysmenetelmä ei tiedossa, 6 laitosta Hollanti)	17, 18
indeno(1,2,3-c,d)pyreeni 1,5 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
kevyet öljyjakeet (LEPH) 4600 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
kryseeni 0,60 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
ksyleenit 0,25 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
lindaani 0,1 mg/kgTS	Puhdistamoliete (Venäjä)	4
LAS (lineaarinen alkylibentseenisulfonaatti) 4,4 mg/kgTS	Raakaliete (Tanska, 1 puhdistamo)	9
<100..640 mg/kgTS	Jätevesiliete (Tanska 1 puhdistamo)	10
13600 mg/kgTS	Mädätetty liete (Tanska)	19 (II)
11 mg/kgTS	Lahotettu liete (Tanska)	19 (II)
1600..11800 mg/kgTS	Mädätetty liete (Saksa)	20 (II)
182..432 mg/kgTS	Aerobisesti käsitelty liete (Saksa)	21 (II)
1327..9927 mg/kgTS	Mädätetty liete (Saksa)	21 (II)
11500..14000 mg/kgTS	Mädätetty liete (Italia)	22 (II)
12100..17800 mg/kgTS	Mädätetty liete (Espanja)	23 (II)
100..500 mg/kgTS	Lahotettu liete (Espanja)	24 (II)
400..700 mg/kgTS	Käsittelemätön liete (Espanja)	24 (II)
2900..11900 mg/kgTS	Mädätetty liete (Sveitsi)	25 (II)
9300..18800 mg/kgTS	Mädätetty liete (UK)	26 (II)
5000 mg/kgTS	Mädätetty liete (USA)	27 (II)
200 mg/kgTS	Lahotettu liete (USA)	28 (II)
360..1700 mg/kgTS	Yhdyskuntajätevesiliete (Suomi 4 puhdistamoa)	15
naftaleeni 0,71 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14

Aine/pitoisuus	Näyte	Viite
nonyylifenolidietoksylaatit (NP2EO)		
<1,5 mg/kgTS	Kompostoitu liete (USA kolme eri lietettä)	3
25..254 mg/kgTS	Kalkkikäsitelty (USA kaksi eri lietettä)	3
7,4 mg/kgTS	Termofiilisesti kuivattu (USA yksi liete)	3
<1,5..33 mg/kgTS	Mesofiilinen anaerobinen mädätys (USA viisi eri lietettä)	3
0,06 mikrog/kgTS	Käsittämätön yhdyskuntajätevesiliete (Tanska)	9
Nonyylifenolietoksylaatit		
3,2..14 mg/kgTS	Jätevesiliete (Tanska 1 puhdistamo)	10
nonyylifenolimonoetoksylaatit (NP1EO)		
<0,5..2,5 mg/kgTS	Kompostoitu liete (USA kolme eri lietettä)	3
82..154 mg/kgTS	Kalkkikäsitelty (USA kaksi eri lietettä)	3
34 mg/kgTS	Termofiilisesti kuivattu (USA yksi liete)	3
26..102 mg/kgTS	Mesofiilinen anaerobinen mädätys (USA viisi eri lietettä)	3
nonyylifenolit (NP)		
5,4..172 mg/kgTS	Kompostoitu liete (USA kolme eri lietettä)	3
119..820 mg/kgTS	Kalkkikäsitelty (USA kaksi eri lietettä)	3
496 mg/kgTS	Termofiilisesti kuivattu (USA yksi liete)	3
683..887 mg/kgTS	Mesofiilinen anaerobinen mädätys (USA viisi eri lietettä)	3
0,03 mikrog/kgTS	Käsittämätön yhdyskuntajätevesiliete (Tanska)	9
2..35 mg/kgTS	Yhdyskuntajätevesiliete (Suomi 4 puhdistamo)	
4500 pg/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
oktyylifenoli (OP)		
<0,5..1,5 mg/kgTS	Kompostoitu liete (USA kolme eri lietettä)	3
2,0..5,3 mg/kgTS	Kalkkikäsitelty (USA kaksi eri lietettä)	3
7,5 mg/kgTS	Termofiilisesti kuivattu (USA yksi liete)	3
6,7..12,6 mg/kgTS	Mesofiilinen anaerobinen mädätys (USA viisi eri lietettä)	3
PAH		
1,5..3,5	Jätevesiliete (Tanska 1 puhdistamo)	10
11,8 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
0,5..9,3 mg/kgTS	Yhdyskuntajätevesiliete (Suomi 4 puhdistamo)	15
PCB		
0,28 mg/gTS	Yhdyskuntajätevesiliete	1
<0,005 mg/kgTS	Puhdistamoliete (Venäjä)	4
0,03..0,08 mg/kgTS	Yhdyskuntajätevesiliete (Suomi 4 puhdistamo)	
PCDD (dioksiinit)		
88 pg/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
PCDF (furaanit)		
110 pg/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
p-kresoli		
140 mikrog/gTS	Termofiilisesti tai mesofiilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamo)	14
polysykliset mskiyhdisteet		
9,3..18 mg/kgTS	Puhdistamoliete (prosessia ei määritelty, Saksa, 3 puhdistamo)	2

Aine/pitoisuus	Näyte	Viite
pyreeni 1,7 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
raskaat öljyjakeet (HEPH, ketjun pituus --nCI9-C34) 14000 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
TCDD (dioksiini) 63 pg/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14
tolueeni 0,39 mikrog/gTS	Termofilisesti tai mesofilisesti mädätetty tai lahotettu ja sen jälkeen varastoitu liete (Kanada, 5 puhdistamoa)	14

Kirjallisuusviitteet:	10 Holmstrup <i>et al.</i> 2001.	20 de Henau <i>et al.</i> 1986
1 Ahn ja Choi 2004.	11 Jensen 1999.	21 Matthijs ja de Henau 1987
2 Heberer 2002.	12 Gantzer <i>et al.</i> 2001.	22 Cavelli <i>et al.</i> 1993
3 La Guardia <i>et al.</i> 2001.	13 Beausse 2004.	23 Prats <i>et al.</i> 1993
4 Selivanovskaya ja Latypova 2003.	14 Bright ja Healey 2003.	24 Berna <i>et al.</i> 1989
5 Rimkus 1999.	15 Vikman <i>et al.</i> 2006.	25 McEvoy ja Giger 1986
6 Cole <i>et al.</i> 2001.	16 Fooker <i>et al.</i> 1997.	26 Holt ja Bernstein 1992
7 Joshua <i>et al.</i> 1998.	17 Blok 1997	27 Rapaport ja Eckhoff 1990
8 Wilkinson <i>et al.</i> 2003.	18 Omegam 1997	28 McAvoy <i>et al.</i> 1994
9 Fauser <i>et al.</i> 2003.	19 Tørsløv <i>et al.</i> 1997	

5 Patogeenit

5.1

Patogeneja koskeva tutkimus

Jätevesi sisältää ihmis-, eläin- ja kasvipärisiä taudinaiheuttajia, jotka voivat aiheuttaa virus-, bakteri tai loistauteja. Jäteveden sisältämät patogeenit voivat vaikuttaa ihmisten terveyteen useaa eri reittiä pitkin, mukaan lukien suora kontakti, syötävän sadon saastuminen, tartunnat eläimistä, erityisesti tyypillisistä taudinlevittäjistä, ihmiseen. Lietetuotteiden maaperään sijoittamisen aiheuttamien patogeeniriskien sääntely perustuu monessa Euroopan maassa ja USA:ssa siihen, että kulkeutumista estetään moniportaisella järjestelmällä. Kulkeutumista estävät 1) käsittelyprosessit, jotka vähentävät patogeneja sekä houkuttelevuutta tartunnanlevittäjille, 2) rajoitukset sadolle, joka on kasvatettu lietetuotteilla käsitellyssä maaperässä ja 3) laidunnus ja sadonkorjuu on sallittua vasta tietyn ajanjakson kuluttua lietetuotteen levityksestä. (Godfree ja Farrel 2005)

Vaikka monet käsittelyprosessit on suunniteltu nimenomaan patogeenien tuhoutumisen kannalta, monet prosessit eivät sitä ole. Niitä mekanismeja, joilla patogeenit tuhoutuvat ei täysin tunneta kaikissa prosesseissa. Huoli patogeenien aiheuttamista terveysriskeistä on kohdistanut mielenkiintoa kehittyneisiin käsittelymenetelmiin ja on havaittu että esimerkiksi USA:n säädösten mukaista luokan A biohumusta voidaan tuottaa myös edullisemmilla menetelmillä kuin aiemmin ajateltiin, esimerkiksi jatkuvatoimisella termofiilisellä mädätyksellä, lammikoinnilla tai lavakuivauksella. Tehokas patogeenien aiheuttamien riskien hallinta edellyttää koko lietteiden käsittelyketjun, biohumuksen käsittelyn ja käytön sekä levityksen jälkeisten toimintojen kontrollointia. Tämä voidaan saavuttaa esimerkiksi soveltamalla laadunhallintajärjestelmiä tai riskinhallinnan (HACCP) järjestelmillä. (Godfree ja Farrel 2005)

Oleszkiewicz ja Mavinic (2002) selvittivät review-artikkelissaan nykyisiä lietteensijoitustapoja ja menetelmiä, joilla saadaan kuhunkin loppusijoitukseen sopivaa lietettä tai biohumusta. He toteavat, että prosesseja, joilla saadaan hävitettyä patogeneja riittävän hyvin on biologisia, kemiallisia, lämpökäsittelyjä, säteililytys, ja pitkäaikainen varastointi.

5.1.1

Mädätys

De Leon ja Jenkins (2002) selvittivät fekaalisten koliformien häviämistä termofiilisessä mädätyksessä. He toteavat aluksi, ettei tavanomaisessa mesofiilisessä mädätyksessä muodostu luokan A biohumusta USA:n määräysten mukaan. Tutkimus tehtiin laboratorio-olosuhteissa. Fekaalisia koliformeja käytettiin patogeenien tuhoutumisen indikaattoreina. Alle 10^3 fekaalisten koliformien pitoisuuden (luokan A biohumuksen

vaatimus) tuotti seuraava prosessi: termofiilinen yksivaiheinen happofermentointi 52 tai 62 asteessa, termofiilinen yksivaiheinen happofermentointi + metaanivaihe 48, 52 tai 62 asteessa. Riittäväksi käsittelyksi todettiin kaksivaiheinen mesofiilinen happofermentointi, jonka jälkeen termofiilinen metaanivaihe 52 tai 62 asteessa.

Dahab ja Surampalli (2002) tarkastelivat anaerobikäsittelyn tehokkuutta patogeeneiden hävittämisessä. Patogeeneja ja patogeeni-indikaattoreita analysoitiin kuudesta olemassa olevasta jätevedenkäsittelysysteemistä. Anaerobikäsittelyissä havaittiin, että fekaalisten koliformien ja fekaalisten streptokokkien vähenemä riippui prosessin VSS-kuormituksesta. *Salmonellan* vähenemä ei riippunut VSS-kuormituksesta. He toteavat, että luokan B biohumuksen valmistaminen onnistuu olemassa olevilla laitoksilla, mutta luokan A biohumuksen valmistaminen ei ole helppoa.

Prasad *et al.* (2001) tutkivat pilot-mittakaavassa metallien biologista liuottamista mädättämättömästä raakalietteestä alkuainerikkiä mikrobien energianlähteenä käyttäen. Systeemin tehokkuutta mitattiin analysoimalla metalleja (Cu, Zn, Ni and Cd), pH:ta, sulfaatti- ja indikaattoribakteereita (totaalikoliformit, fekaaliset koliformit ja fekaaliset streptokokit). Tutkimuksessa todettiin, että liuotusprosessi voisi vähentää merkittävästi patogeeni-indikaattoreiden määrää. Lopputuote täytti USA:n määräysten mukaiset luokan A biohumuksen vaatimukset.

Oropeza *et al.* (2001) vertailivat mesofiilisen ja termofiilisen mädätyksen kykyä poistaa patogeeneja. Termofiilinen mädätys poisti patogeeneja tehokkaammin kuin mesofiilinen. Termofiilisesti mädätetty liete täytti lähes USA:n määräysten mukaiset luokan A biohumuksen vaatimukset (0,25 loismunaa / g k.a. ja <1000 MPN fekaalisia koliformeja / g k.a.).

Cheunbarn ja Pagilla (2000) selvittivät termofiilisen lahotuksen tehokkuutta patogeeneiden eliminoimisessa mesofiilisen mädätyksen lisänä. Lahotus oli joko esi- tai jälkikäsittelynä. Lisäksi selvitettiin vektoriattraktion vähenemistä, VSS:n vähenemistä kaasuntuottoa ja tuotteen vedenpoistokykyä laboratoriomittakaavassa. Reaktoreita operoitiin 15 päivän viipymällä, termofiilisen lämpötila oli 62 astetta ja mesofiilisen 37 astetta. Molemmat prosessit mukaan lukien mesofiilinen vertailuprosessi vähensivät vektoriattraktiota yli 38 % (luokan A biohumuksen vaatimus). Molemmat prosessit vähensivät fekaalisia koliformeja loppupitoisuuteen 10^3 MPN/g k.a. (luokan A biohumuksen vaatimus), kun taas kontrollireaktorin loppupitoisuus oli 10^6 MPN/g k.a. Sekä tutkitut prosessit että vertailuprosessi vähensivät *Salmonellat* alle 1 MPN/4 g k.a. Metaanintuotto oli korkeampi aerobisella termofiilisellä esi- kuin jälkikäsittelyllä tai kontrolliprosessilla.

Tanskassa useita mesofiilisiä mädättämöitä on muutettu termofiiliseksi (Nielsen ja Petersen 2000). Termofiilisessä mädätyksessä viipymä voidaan puolittaa ja monet mädättämöt, jotka on suunniteltu vain raakalietteelle pystyvät käsittelemään myös ylijäämälietteen. Termofiilisesti mädätetyn lietteen kuivautuvuus on parempi kuin mesofiilisen, joten muodostuvan lietteen kokonaisvolyymia voidaan vähentää 30-40 %. Heikkona puolena on, että polymeerikulut kasvavat. He toteavat myös, että patogeeneiden reduktio kasvaa termofiilisessä mädätyksessä verrattuna mesofiiliseen. Tosin vain yhdellä kahdeksasta laitoksesta patogeeneiden reduktio oli pääsyy prosessimuutokseen. Holbaekin laitoksella *Salmonellat* ja fekaaliset streptokokit hävisivät käsittelyssä alle analyysin määrittämissä rajat.

Davies ja Messerli (2000) raportoivat täyden mittakaavan termofiilisestä aerobisesta esikäsittelystä ennen mesofiilistä mädätystä. Lämpötila nostettiin ilmastetussa ja sekoitetussa reaktorissa pastörintilämpötilaan 70 °C tunniksi ja syöttö katkaistiin. Jäähdytetty liete ohjattiin mesofiilisen mädätykseen. *E. colien* vähenemäksi todettiin 4,1 log 7 päivän käyttöönottojakson aikana. *Salmonellaa* ei voitu todeta lainkaan.

Horan *et al.* (2004) selvittivät suolistoperäisten patogeeneiden häviämistä mesofiilisessä mädätyksessä. Mädättämöinä oli kaksi laboratoriomittakaavan reaktoria, ja niitä ajettiin sarjassa 12 vuorokauden viipymällä. Tutkitut mikrobit olivat *Salmonella*

senftenberg, *Listeria monocytogenes*, *Campylobacter jejuni* ja *E. coli*. Kolmea ensin mainittua lisättiin mädättämön syötteeseen. *E. coli*en pitoisuus oli luontainen. Ensimmäisen mädättämön todettiin poistavan *E. coli*ja log 1,66, *L. monocytogenes*tä log 2,23 ja *S. senftenbergi*ä log 2,23. *C. jejuni* ei hävinnyt ensimmäisessä mädätysreaktorissa. Toisessa reaktorissa vähenemät olivat *E. coli*lle 1,70, *S. senftenbergille* 2,10 ja 0,36 *C. jejuni*lle. Johtopäätöksissä kirjoittajat toteavat, että kaksivaiheisessa mesofiilisessa mädätyksessä *L. monocytogenes*in, *S. senftenbergin* ja *E. coli*n logaritmiset vähenemät ovat luokkaa >2 log.

5.1.2

Kompostointi

Ahn ja Choi (2004) selvittivät review-artikkelissaan patogeenien häviämistä Eteläkoorealaisilla puhdistamoilla happofermentoinnissa, jättekalkin avulla ja matokompostoinnissa. Lietteitä on dumpattu mereen ja kaatopaikoille. Lietteen hyötykäyttö nousi 90-luvulta 2000-luvulle 2,7 %:sta 7 %:iin. Koreassa 5-20 % lietteestä matokompostoidaan vuosittain. Matokompostoinnin hyötynä mainitaan, että ravinteet ja hivenaineet ovat sen jälkeen paremmin kasveille käyttökelpoisessa muodossa. Matokompostin ravinnepitoisuus on usein korkeampi kuin tavanomaisen kompostin.

Szczeczek ja Smolinska (2001) selvittivät lannasta tai jätevesilietteestä valmistetun vermikompostoinnin vaikutusta kasvipatogeenin *Phytophthora nicotianae* var. *nicotianae* häviämiseen. He totesivat, että jätevesilietteen vermikompostointi ei riittänyt tuhoamaan kasvipatogeenia lietteestä. Kompostin todettiin inhiboivan kasvien kasvua. Kommentti: Voidaankin kysyä, oliko komposti vielä kypsää. Kirjoittaja ei kerro tarkkaan, miten kompostointi oli tehty, ainoastaan sen, että kuukauden kompostoinnin jälkeen lisättiin madot kompostiin. Komposteja oli 11 jätevesilietekompostia.

5.1.3

Muut menetelmät

Tata *et al.* (2000a) selvitti Chicagon alueen lietteiden laatua tavoitteena todeta olisivatko ne mahdollisesti USA:n määräysten mukaista A-luokan biohumusta. Kaikki biohumukset täyttivät luokan A vaatimukset kolmivuotisen tutkimusprojektin aikana.

Tata *et al.* (2000b) kehittivät tilastollisia menetelmiä patogeenitiheyksien (enterovirukset ja elinkelpoiset loismunat) tulosten analysoimista varten. Analysoidut näytteet otettiin lietteenkäsittelyprosessin neljästä eri vaiheesta Chicagon alueella. Näitä kehitettyjä menetelmiä voidaan käyttää myös muiden lietteitä käsittelevien prosessien patogeenitiheyksien analysointiin. Kovarianssianalyysia käytettiin arvioitaessa patogeenien pitoisuuksia yksittäisissä prosessivaiheissa. Ristiinvalidointia käytettiin valitsemaan sopiva kovarianssianalyysimalli. Ei-parametrisia menetelmiä käytettiin arvioitaessa patogeenitiheyksien vähenemisen jakaumia lietteenkäsittelyn vaiheiden välillä ja hypoteettisten erilaisten alkupitoisuuksien vaikutusta lopputulokseen. Näiden perusteella demonstroitiin, että alueen puhdistamot tuottavat hyvälaatuisia lietettä suurella todennäköisyydellä. Myös siinä tilanteessa, että alkupitoisuudet olisivat hyvinkin korkeita ja vaihtelevia laitokset tuottaisivat luokan A biohumusta. (herkkyysanalyysia)

Withey *et al.* (2005) tutkivat faagien käyttöä jätevedenpuhdistuksen apuna bakteerien hävittämisessä. Faagien avulla voidaan heidän mukaansa kontrolloida avainasemassa olevien bakteeriryhmien lukumääriä esim. vaahtoamisessa, lietteen kuivautuvuudessa ja mädätettävyydessä, patogeenien hävittämisessä ja vähentää haitallisten

bakteerien ja toiminnallisesti tärkeiden bakteerien välistä kilpailua. Tekniikka on vasta alkutaipaleellaan ja vaatii lisää tutkimusta.

Abu-Orf *et al.* (2004) tuottivat luokan A biohumusta (USA:n määräysten mukaan) annostelemalla lietteeseen kalkkia ja lentotuhkaa sekä hautaamalla käsitellyn lietteen kaivantoihin anoksisiin olosuhteisiin. Tässä käsittelyssä he havaitsivat, että fekaaliset koliformit ja reovirus inaktivoituivat täysin jo suhteellisen matalalla kemikaaliannoksella (100 g kalkkia tai 50 g kalkkia + 500 g lentotuhkaa kilogrammaa kiintoainetta kohti). *C. Perfringensin* havaittiin vähenevän 4- \log_{10} -kertaisesti 100 g:lla kalkkia ja 5-log-kertaisesti 50 g kalkkia + 500 g lentotuhkaa, kun lietteitä käsiteltiin 69 päivää. Lisätyt *Ascarismadon* munat inaktivoituivat täysin 100 g kalkkiannoksella 69 päivässä. Luokan A biohumusta pystyttiin tuottamaan kalkkiannoksella vähintään 100 g /kg k.a.

Kocaer *et al.* (2003) selvittivät lentotuhkan lisäyksen tehoa lietteen stabiloinnissa ja pastöroinnissa. Pelkällä lentotuhkan lisäyksellä (40-120 % kuiva-aineesta) ei onnistuttu luomaan riittävän alkalisia olosuhteita patogeenien hävittämiseksi. Alkalipastöroinnin todettiin tuottavan sellaista lietettä, jossa pH pysyy kauemmin korkealla kuin alkalistabiloidussa lietteessä, ja fekaalisten koliformien uudelleenkasvu estyy. Luokan B biohumusta (USA:n määräysten mukaan) pystyttiin tuottamaan kalkkiannoksella 10-15 % ja lentotuhka-annoksella 80 % kuiva-aineesta.

Lowrie *et al.* (2002) kehittivät uuden suljettukiertoisen prosessin jätevesilietteen desinfiointiin, stabilointiin ja raskasmetallien poistoon. Menetelmä koostui lieterikkihappo -reaktorista, hybridi-rikkivetygeneraattorista, ja rikkivetybioskrubberista. Alustavat tulokset osoittavat, että riittävästi rikkihappoa pystyttiin generoimaan vapautuneesta rikkivedystä, jotta raskasmetallit liukenivat ja patogeenit tuhoutuivat raakalietteestä.

Mayhew *et al.* (2002) havaitsivat entsyymihydrolysoinnin tehostavan *E. Colien* vähenemistä 10-kertaisesti tavanomaisessa sekundäärisessä mädätyksessä. *E. Colien* vähenemä erosi tilastollisesti merkitsevästi tavanomaisen mädätyksen vähenemästä. Vaahtoaminen eliminoitui suurelta osin entsyymikäsitellyn lietteen mädätyksessä. Menetelmästä kehitettiin kaksivaiheinen patentoitu mädätysprosessi.

Zamora *et al.* (2002) vertailivat fenton-lietteiden ominaisuuksia alumiinilla saostettuihin lietteisiin. Verrattuja ominaisuuksia olivat esim. suodatuksen ominaisvastus sekä metalli- ja patogeenipitoisuudet (fekaaliset ja totaalikoliformit, loismunat, ja *Salmonella*). Fenton-lietteen ominaisvastus suodatuksessa oli 24 % pienempi kuin alumiinilietteen. Fekaalisten koliformien pitoisuus oli 0 MPN/g ka, *Salmonellan* 0 MPN/g ka., loismunien 22 /g k.a. Metallien ja patogeenien pitoisuudet vastasivat luokan B biohumusta Meksikon lainsäädännön mukaan.

Parmar *et al.* (2001) tutkivat entsyymi- pH ja lämpökäsittelyiden yhdistettyjä vaikutuksia jätevesilietteen patogeenien vähenemään. Tutkitut patogeenit olivat koliformit ja *Salmonellat*. Koliformit hävisivät käsittelyssä pH 10, viipymä 24 h, ja lämpötila 23 astetta sekä viipymä 3 h ja lämpötila 50 astetta, tosin merkitsevä määrä *Salmonelloja* jäi henkiin. Käsittely pH:ssa 12, 48 tunnin viipymällä 23 asteessa tai pH:ssa 10-12 ja 60 asteessa hävitti *Salmonellat*. Proteaasientsyymikäsitely lämpötilassa 40 astetta alkalikäsitellyn kanssa tai ilman hävitti koliformit täysin, ja *Salmonellat* vähenivät 2-3 \log_{10} . Kaikki patogeenit hävisivät entsyymikäsitelyssä 50 asteessa. Käsittelyn viipymää voidaan siis lyhentää joko lämpökäsittelyn avulla tai nostamalla pH:ta. Entsyymeistä ei ehkä niin hirveästi ole hyötyä, koska niillä käsiteltäessä viipymää ei voi lyhentää (oma kommentti).

Mignonette-Cadiegues *et al.* (2001) toteavat, että lietteen stabilointiin ja vedenpoistoon käytetyt menetelmät voivat inaktivoida patogeeneja merkittävästi. Tällaisia prosesseja voivat olla korkea lämpötila tai hyvin korkea tai matala pH:ta käyttävät menetelmät. Heidän tutkimuksensa tavoite oli kalkin käytön vaikutus patogeeneihin. Tutkimuksessa käytettiin nestemäistä lietettä (2-3 % k.a.) ja kuivattua

lietettä (23 %). Tutkitut indikaattoriorganismit ovat *Salmonellat* ja loismunat. Tulosten perusteella näyttää sitä, että nestemäisen lietteen mikrobiologinen laatu parani kalkkikäsitteilyllä kun pH oli 11,6 yli 60 päivää tai yli 11,9 14 päivää. Kiinteän lietteen mikrobiologinen laatu parani samassa suhteessa kun pH:ta pidettiin 11,5:ssä 14 pvä tai pH:ssa 12 24 tuntia. Tutkijat toteavat, että kiinteän lietteen lämpötila noin 9 astetta nousi samalla kun kalkkia lisättiin 30-45 %. Kiinteän lietteen kalkituksella 15, 30 ja 45 % saavutettiin pH:t 10, 11,5 ja 12 vastaavasti.

Bujoczek *et al.* (2001) tekivät patogeenin inaktivoitokokeita mädätetylle ja kuivalle lietteelle. Kokeissa käsiteltiin lietettä kalkilla ja varastoitettiin sitä eri lämpötiloissa anoksisissa olosuhteissa, jotka simuloivat kaatopaikkaa tai lietteensijoituspaikkaa. Tutkitut patogeenit olivat fekaaliset koliformit ja *Salmonellat*. Kalsiumoksidilla käsitellyt lietteet täyttivät USA:n säädösten mukaiset luokan A biohumuksen vaatimukset annoksella 20 gCaO/ kg k.a. tai 6 g CaO/kg märkäpainoa kohti. pH pysyi yli 12:n koko varastoinnin ajan kalkkiannoksilla 120 g/kg k.a. riippumatta inkubointilämpötilasta. pH yli 12 eliminoi *C. perfringensin* itiöt.

Cheunbarn ja Pagilla (1999) selvittivät laboratoriokeissa aerobisen termofiilisen esikäsitteilyn optimaalista viipymää ja lämpötilaa. Tavoitteena oli saavuttaa maksimaalinen patogeenien vähenemä ja paras prosessin toiminta. Fekaaliset koliformit vähenivät tasolle < 10⁴ MPN/g k.a. vähintään 62 asteen lämpötilassa ja lieteiällä 0,6 d. *Salmonellat* vähenivät < 1 MPN/g k.a. lämpötilassa yli 55 astetta ja lieteiällä 0,6 päivää. Haihtuvien happojen pitoisuus nousi 100-200 % ja CODCr väheni tasolta 20000-22000 tasolle 13000-17000 mg/l. VSS-reduktio lisääntyi 25 %:sta 40 %:iin kun lieteikää nostettiin 0,6 päivästä 1,5 päivään.

Long *et al.* (1999) tutkivat termisesti kuivatun ja pelletoidun lietteen ominaisuuksia ja tuotantoprosessia. Tutkimuksen tavoitteena oli selvittää kosteuden ja kemiallisten lisäaineiden (propionihappo, natriumsulfidi, Dustrol 3010) vaikutusta *E. colin* uudelleenkasvuun. Kemiallisten lisäaineiden on aiemmin todettu ehkäisevän aerobista aktiivisuutta termisesti kuivatuissa pelleteissä. Tutkimuksessa todettiin, että 40 % kosteus oli optimaalinen *E. colin* uudelleenkasvun kannalta. Propionihapon todettiin olevan tehokkain uudelleenkasvun estäjä. Natriumsulfidi ehkäisi uudelleenkasvua jonkin verran ja Dustrol 3010:lla ei ollut juurikaan vaikutusta.

5.1.4

Menetelmien vertailu

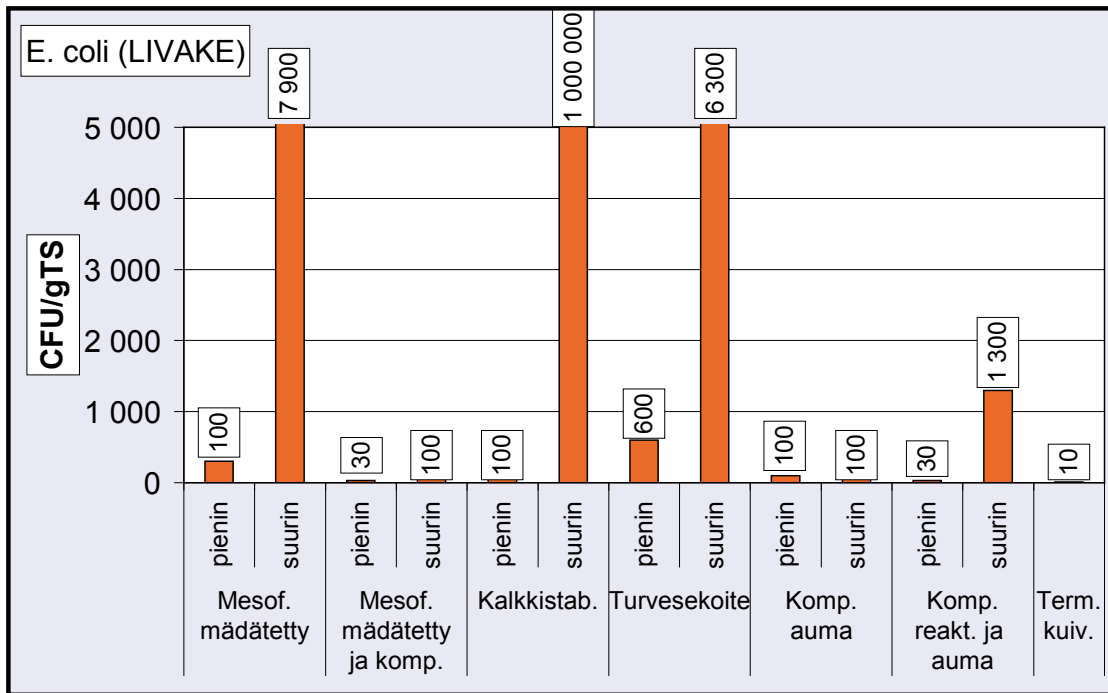
Iso-Britanniassa on vuonna 1999 koottu tietoja 35 puhdistamolta patogeenien häviämistä jäteveden käsittelyssä 3 kuukauden aikana (UKWIR 2002). Taulukossa 18 on esitelty tähän selvitykseen perustuen *E. colin* vähenemä eri lietteenkäsittelyprosesseissa. Vähenemät on esitetty logaritmisina väheneminä: 99 %:n vähenemä on 2 log vähenemä, 99,9 % vähenemä on 3 log vähenemä, jne. Pitoisuudet ovat myös pitoisuuden logaritmeja 100 g lietettä kohti: 0 on 1/100 gTS, 2 on 100/100 gTS, jne. Taulukosta voidaan todeta, että kuivaus tehostaa patogeenien tuhoutumista mesofiilisen mädätyksen jälkeen. Tosin mesofiilisella mädätyksellä ei päästä yhtä hyvin patogeenien vähenemiin kuin kompostoinnilla, kalkkistabiloinnilla ja termisellä kuivauksella. Kaikissa käsittelymenetelmissä on huomattavia eroja patogeenien vähenemissä sekä pitoisuuksissa, eikä syitä tiedetty.

On huomattava, että pelkät pitoisuudet eivät sinänsä kerro sitä, mikä on riittävä menetelmä patogeenien poistamiseen. Pitoisuuksien lisäksi täytyy arvioida niiden aiheuttamat mahdolliset haitat asianmukaisilla menetelmillä (riskinarviointi), jotta tiedetään riittävän turvalliset pitoisuudet kuhunkin käyttötarkoitukseen.

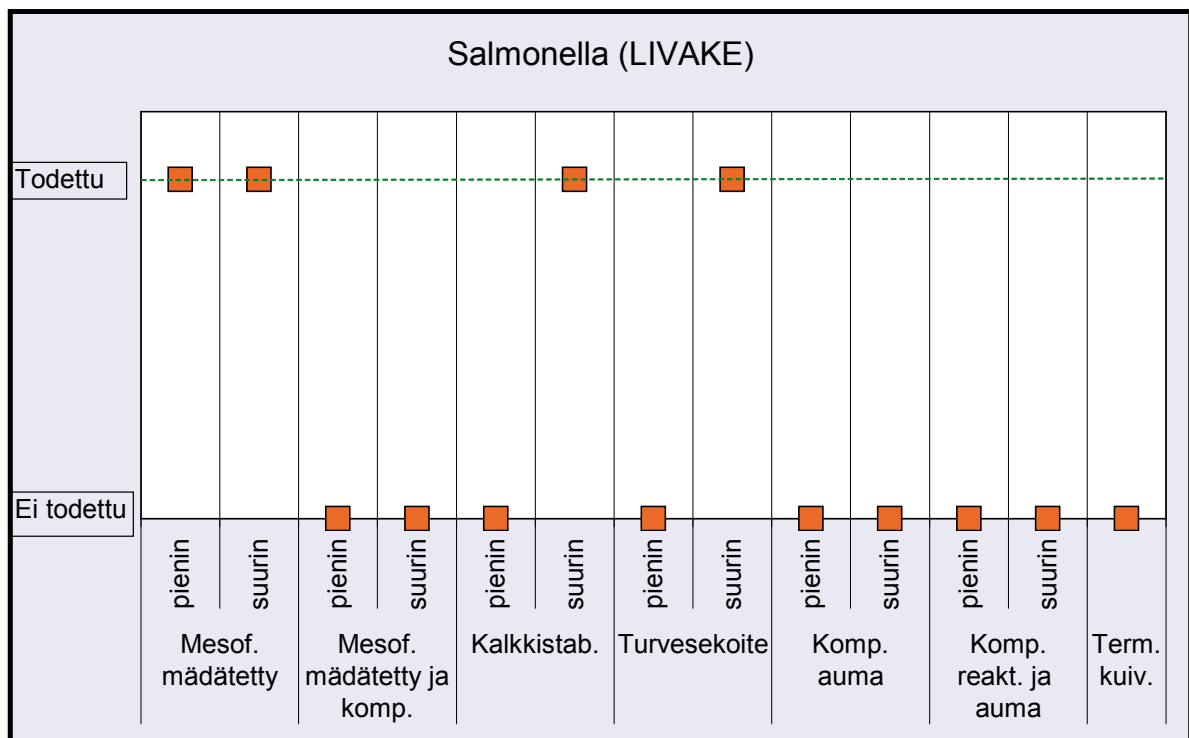
Livake-projektissa (Vuorinen, 2003) tarkasteltiin joitakin taudinaiheuttajamikrobeja ja muita indikaattorimikrobeja suomalaisista eri tavoin käsitellyistä lietteistä. Kuvissa 4-5 on tarkasteltu tässä tutkimuksessa saatuja tuloksia. Tulokset ovat hyvin saman suuntaisia kuin Iso-Britanniassa tehdyssä tutkimuksessa. Lisää Livake-projektin tuloksia on myös taulukossa 19.

Taulukko 18. *E. colin* vähenemät ja pitoisuudet lietteenkäsittelyprosesseissa (UKWIR 2002).

Käsittelymenetelmä	<i>E. colin</i> logaritminen vähenemä			Logaritminen <i>E. colin</i> pitoisuus käsitellyssä lietteessä (100 gTS kohti.)			
	n	25 % kvartiili	Keski-arvo	95 % fraktiili	25 % kvartiili	Keski-arvo	95 % fraktiili
Lammikointi	36	1,47	2,65	6	5,08	5,93	8,32
Mesofilisesti mädätetty, ennen kuivausta	208	1,04	1,39	2,36	7,1	7,41	8,27
Mesofilisesti mädätetty ja kuivattu	93	1,76	2,29	3,64	6,27	6,65	7,46
Matokompostoitu	14	4,2	5,12	6,54	3,2	4,5	5,07
Kompostoitu	31	5,75	6,71	9,1	1,05	2,43	4,7
Kalkkistabiloitu	32	5,7	7,1	9,05	0	1,45	3
Termisesti kuivattu	70	6,52	7,14	8,9	0,33	1,67	3,56



Kuva 4. Suomalaisen lietteiden *E. coli*-pitoisuuksia Livake-tutkimuksen mukaan. (Vuorinen, 2003)



Kuva 5. Suomalaisen lietteissä todettuja *Salmonella*-esiintymiä Livake-tutkimuksen mukaan. (Vuorinen, 2003)

Patogeenien pitoisuuksia erilaisten käsittelyjen jälkeen

Taulukkoon 19 on koottu tieteellisistä artikkeleista patogeenien ja patogeeni-indikaattorien pitoisuuksia erilaisten käsittelyprosessien jälkeen. Lisäksi taulukossa on mukana Livake-tutkimuksessa havaittuja pitoisuuksia.

Taulukko 19. Patogeeni- ja patogeeni-indikaattoripitoisuuksia eri lietteenkäsittelyprosessien jälkeen.

Eliö/pitoisuus	Näyte	Viite
Madon munat (Ascaris)		
0	Termofiilinen lahotus esikäsiteltyinä (62 °C, Norja viipymä 45..90 min)	13
0	Esipastörointi 65-66 °C (Norja, viipymä 15-30 min)	13
0	Kalkkikunnostus + terminen tyhjökuivaus suotonauhapuristimella (Norja, 80-85 °C, pH 12,4)	13
0,002/4g	Lavakuivattu liete (60% TS)	2
0,3/4g	Mädättämöstä lähtevä	2
0..3 /4gTS	Eri puhdistamoiden liete (USA)	1
0..11/4gTS	Eri puhdistamoiden liete (USA)	1
1/4g	Mädättämön syöte	2
4..24 % jäi henkiin (tuhoaminen ei onnistunut)	Kalkkikäsitely sammuttamattomalla kalkilla CaO kuivattuun lieteeseen (Norja, viipymä 60..120 min, 50..52 °C, pH 7,6..7,6)	13
22/gTS	Fentonreagenssilla saostettu liete (Fe ²⁺ , H ₂ O ₂ , pH 3,7)	18
38/gTS	Alumiinilla saostettu liete (Al ³⁺ , pH 6,5)	18
Clostridium perfringens (ml. itiöt)		
0 MPN/gTS	Anoksinen käsittely (USA, maahan haudattuna kalkilla ja lentotuhkalla käsiteltyinä noin vuosi)	5
Ei todettu	Mädätetty ja kuivattu liete + kalkkikäsitely (USA, CaO 120 g/kgTS)	12
<10	Termisesti kuivattu (Suomi, 1 laitosa)	22
<30..10 000 CFU/gTS	Reaktori- ja aumakompostoitu (Suomi, 8 laitosta)	22
<100..250 000 CFU/gTS	Turpeeseen sekoitettu (Suomi, 2 laitosta)	22
400 /gTS	Kalkkikäsitelty raakaliete (USA 1 laitosa, pH 12, viipymä 18 h, 55 °C)	20
800..100 000 CFU/gTS	Aumakompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
<1 000..2 000 000 CFU/gTS	Kalkkikäsitelty (Suomi, 4 laitosta)	22
1 000 000 /gTS	Käsittelemätön raakaliete (USA, 1 laitosa)	20
150 000..1 000 000 CFU/gTS	Mesofiilisesti mädätetty (Suomi, 4 laitosta)	22
800..400 000 CFU/gTS	Mesofiilisesti mädätetty ja kompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
Klostridit		
<30..60 000	Reaktori- ja aumakompostoitu (Suomi, 8 laitosta)	22
3000 CFU/gTS	Termisesti kuivattu (Suomi, 1 laitosa)	22
1 000..2 500 000 CFU/gTS	Kalkkikäsitelty (Suomi, 4 laitosta)	22
1 500..100 000 CFU/gTS	Aumakompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
2 000..5 000 000 CFU/gTS	Mesofiilisesti mädätetty ja kompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
30 000..300 000 CFU/gTS	Turpeeseen sekoitettu (Suomi, 2 laitosta)	22
2 000 000..5 000 000 CFU/gTS	Mesofiilisesti mädätetty (Suomi, 4 laitosta)	22

Taulukko 19. Patogeeni- ja patogeeni-indikaattoripitoisuuksia eri lietteenkäsittelyprosessien jälkeen.

Eliö/pitoisuus	Näyte	Viite
Enterokokit		
<10 CFU/gTS	Termisesti kuivattu (Suomi, 1 laitos)	22
<10 MPN/ml	Termofilisest mädätetty (Tanska, 1 laitos)	14
0,02..0,43 MPN/gTS	Mädätetty liete	3
3..40 MPN/gTS	Raakaliete	3
1,5..5,5 MPN/gTS	Ylijäämäliete	3
250..400 MPN/ml	Mesofilisest mädätetty (Tanska, 1 laitos)	14
<30..1 000 CFU/gTS	Reaktori- ja aumakompostoitu (Suomi, 8 laitosta)	22
<30..1 000 CFU/gTS	Mesofilisest mädätetty ja kompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
<100..3 000 CFU/gTS	Aumakompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
<100..800 000 CFU/gTS	Kalkkikäsitelty (Suomi, 4 laitosta)	22
1 000..8 000 CFU/gTS	Mesofilisest mädätetty (Suomi, 4 laitosta)	22
3 000..30 000 MPN/ml	Aktiiviliete (Tanska, 1 laitos)	14
6 000..50 000 CFU/gTS	Turpeeseen sekoitettu (Suomi, 2 laitosta)	22
26 000 MPN/gTS	Mesofiilinen mädätys (Saksa, 1 laitos)	9
Enterovirukset		
0..20 PFU/4gTS	Eri puhdistamoiden liete (USA)	1
Escherichia coli		
0 MPN/gTS	Termofiilinen lahotus (USA 1 laitos)	9
0,28 MPN/gTS	Kalkkistabiloitu	6
0,4 /gTS	Kalkkikäsitelty raakaliete (USA 1 laitos, pH 12, viipymä 18 h, 55 °C)	20
0,47 MPN/gTS	Termisesti kuivattu	6
2,7 MPN/gTS	Kompostoitu	6
<10 CFU/gTS	Termisesti kuivattu (Suomi, 1 laitos)	22
<30..1000 CFU/gTS	Reaktori- ja aumakompostoitu (Suomi, 8 laitosta)	22
30..100 CFU/gTS	Mesofilisest mädätetty ja kompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
<100 CFU/gTS	Aumakompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
<100..1 000 000 CFU/gTS	Kalkkikäsitelty (Suomi, 4 laitosta)	22
300..8 000 CFU/gTS	Mesofilisest mädätetty (Suomi, 4 laitosta)	22
316 MPN/gTS	Matokompostoitu	6
3 500 MPN/g TS	Emsyymikäsitelty + mesofiilinen mädätys	4
10 000 000 /gTS	Käsittelemätön raakaliete (USA, 1 laitos)	20
30 000..300 000 CFU/gTS	Turpeeseen sekoitettu (Suomi, 2 laitosta)	22
44 668 MPN/gTS	Mesofilisest mädätetty ja kuivattu	6
200 000 MPN/gTS	Mesofilisest mädätetty	4
257 039 MPN/gTS	Mesofiilisen mädätyksen jälkeen	6
3 000 000 MPN/gTS	Mädättämön syöte	4
Fekaliset koliformit		
Ei todettu	Kalkkikäsitelty (pH 12 viipymä 48 h)	10
Ei todettu	Kalkkikäsitelty (pH 10 viipymä 48 h)	10
Ei todettu	Lämpö- ja kalkkikäsitelty (pH 10 ja 50 °C viipymä 3 h)	10
Ei todettu	Lämpö- ja kalkkikäsitelty (pH 10 ja 60 °C viipymä 3 h)	10
Ei todettu	Fentonreagenssilla saostettu liete (Fe ²⁺ , H ₂ O ₂ , pH 3,7)	18
0 MPN/gTS	Termofiilinen lahotus (USA 1 laitos)	9
0,4 /gTS	Kalkkikäsitelty raakaliete (USA 1 laitos, pH 12, viipymä 18 h, 55 °C)	20
2..7 MPN/gTS	Kaksivaiheinen termofiilinen mädätys (2+15 vrk, 48..62 °C, USA)	19

Taulukko 19. Patogeeni- ja patogeeni-indikaattoripitoisuuksia eri lietteenkäsittelyprosessien jälkeen.

Eliö/pitoisuus	Näyte	Viite
6 MPN/gTS	Lavakuivattu liete (60 % TS)	2
<19 MPN/gTS	Alkalistabiloitu	7
<19 MPN/gTS	Alkalipastöroitu (70 °C 30 min)	7
8..70 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (viipymä 2 vrk, 48..62 °C, USA)	19
10..500 MPN/gTS	Mesofilinen mädätys + termofilinen lahotus (USA, laboratorio-tutkimus)	11
50..100 MPN/gTS	Termofilinen mädätys, happovaihe (USA, viipymä 2 vrk, 52..62 °C)	19
100 MPN/gTS	Kaksivaiheinen mesofilinen mädätys (USA, 2+15 vrk, 35 °C)	19
100..1 000 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (Meksiko 1 laitos)	16
500..900 MPN/gTS	Termofilinen lahotus + mesofilinen mädätys (USA, laboratorio-tutkimus)	11
1 000 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (USA, 62 °C viipymä 1 vrk)	16
1 000 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (USA, 62 °C viipymä 1,5 vrk)	16
Alkupitoisuus 400 000.. 1 000 000 MPN/100 ml, josta reduktio 99,7 % (1200..3000 MPN/100 ml)	Yksivaiheinen termofilinen mädätys (Korea)	17
5 000..100 000 MPN/gTS	Mesofilinen mädätys (Meksiko, 1 laitos)	16
6 000 MPN/gTS	Puhdistamoliete (Turkki)	7
Alkupitoisuus 400 000..1 000 000 MPN/100 ml, josta reduktio 98,5.. 99,6 % (6000.. 15000 MPN/100 ml)	Kaksivaiheinen mädätys mesofilinen + termofilinen (Korea)	17
10 000 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (USA, 62 °C viipymä 0,6 vrk)	16
10 000..440 000 MPN/gTS	Mädätetty liete	3
70 000 MPN/gTS	Mädättämöstä lähtevä	2
70 000 MPN/gTS	Puhdistamoliete (Turkki)	7
100 000 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (USA, 55 °C viipymä 1,5 vrk)	16
110 000 MPN/gTS	Mesofilinen mädätys (Saksa, 1 laitos)	9
Alkupitoisuus 400 000..1 000 000 MPN/100 ml, josta reduktio 67 % (132 000.. 330 000 MPN/100 ml)	Yksivaiheinen mesofilinen mädätys (Korea)	17
300 000 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (USA, 55 °C, viipymä 1 vrk)	16
500 000 MPN/gTS	Termofilinen mädätys (USA, 55 °C, viipymä 0,6 vrk)	16
1 000 000 MPN/gTS	Puhdistamoliete (Turkki)	7
1 500 000..9 800 000 MPN/gTS	Ylijäämaliete	3
2 000 000 MPN/gTS	Alumiinilla saostettu liete (Al ³⁺ , pH 6,5)	18
9 000 000 MPN/gTS	Mädättämön syöte	2
12 000 000.. 61 000 000 MPN/gTS	Raakaliete	3
20 000 000 /gTS	Käsittelemätön raakaliete (USA, 1 laitos)	20
Giardia		
Ei todettu yhdessäkään	Mesofiilisesti mädätetty liete (Suomi 4 laitosta)	22
Ei todettu	Termisesti kuivattu liete (Suomi, 1 laitos)	22
Ei todettu (alun perin maaperän ja lietteen seoksessa 600/g TS)	Mesofiilisesti mädätetty ja maaperään sekoitettu (Australia, 12 viikkoa)	21
Todettu yhdessä	Reaktori ja aumakompostoitu liete (Suomi, 8 laitosta,)	22
Todettu yhdessä	Aumakompostoitu liete (Suomi, 4 laitosta,)	22

Taulukko 19. Patogeeni- ja patogeeni-indikaattoripitoisuuksia eri lietteenkäsittelyprosessien jälkeen.

Eliö/pitoisuus	Näyte	Viite
Todettu kahdessa	Kalkkikäsittely liete (Suomi, 4 laitosta, kahdella todettu, kahdella ei todettu)	22
500..3 000 /gTS	Mesofiilisesti mädätetty liete + reaktorikompostointi (20 vrk, Australia)	21
1 000/g TS	Mesofiilisesti mädätetty liete varastoinnin jälkeen (Australia, 60 viikkoa)	21
4 000/g TS	Mesofiilisesti mädätetty liete (Australia)	21
Todettu kaikissa	Mesofiilisesti mädätetty ja kompostoitu liete (Suomi, 4 laitosta)	22
Todettu kaikissa	Turpeeseen sekoitettu liete (Suomi, 2 laitosta)	22
K. Pneumoniae		
0 MPN/gTS	Termofiilinen lahotus (1 laitos)	9
Norovirus Genotyyppi I		
Todettu kahdessa	Mesofiilisesti mädätetty liete (Suomi 4 laitosta)	22
Todettu yhdessä	Kalkkikäsittely liete (Suomi, 2 laitosta)	22
Norovirus Genotyyppi II		
Todettu kaikissa	Mesofiilisesti mädätetty liete (Suomi 4 laitosta)	22
Ei todettu yhdessäkään	Mesofiilisesti mädätetty ja kompostoitu liete (Suomi, 4 laitosta)	22
Ei todettu	Termisesti kuivattu liete (Suomi, 1 laitos)	22
Todettu kahdessa	Kalkkikäsittely liete (Suomi, 4 laitosta)	22
Todettu kaikissa	Turpeeseen sekoitettu liete (Suomi, 2 laitosta)	22
Ei todettu yhdessäkään	Aumakompostoitu liete (Suomi, 4 laitosta)	22
Ei todettu yhdessäkään	Reaktori- ja aumakompostoitu liete (Suomi, 8 laitosta)	22
Salmonella spp		
Ei todettu	Kalkkikäsittely (pH 12, viipymä 48 h)	10
Ei todettu	Lämpö- ja kalkkikäsittely (pH 10, 60 °C, viipymä 3 h)	10
Ei todettu	Fentonreagenssilla saostettu liete (Fe ²⁺ , H ₂ O ₂ , pH 3,7)	18
Ei todettu	Alumiinilla saostettu liete (Al ³⁺ , pH 6,5)	18
Ei todettu	Termisesti kuivattu (Suomi, 1 laitos)	22
Ei todettu yhdessäkään	Mesofiilisesti mädätetty ja kompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
Ei todettu yhdessäkään	Aumakompostoitu (Suomi, 4 laitosta)	22
Ei todettu yhdessäkään	Reaktori- ja aumakompostoitu (Suomi, 7 laitosta)	22
0 MPN/gTS	Mesofiilinen mädätys (Saksa, 1 laitos)	9
<0,02 /gTS	Kalkkikäsittely raakaliete (USA 1 laitos, pH 12, viipymä 18 h, 55 °C)	20
<2 MPN/100 ml (<0,02 MPN/ml)	Termofiilisesti mädätetty (Tanska, 1 laitos)	14
< 1MPN/4gTS	Termofiilinen lahotus + mesofiilinen mädätys (USA, laboratoriotutkimus)	11
< 1MPN/4gTS	Mesofiilinen mädätys + termofiilinen lahotus (USA, laboratoriotutkimus)	11
0,4 MPN/4 g	Lavakuivattu liete (60 % TS)	2
100..2 000 MPN/100 ml (1..20 MPN/ml)	Aktiiviliete (Tanska, 1 laitos)	14
20..208 MPN/gTS	Mädätetty liete	3
75 MPN/4g	Mädättämöstä lähtevä	2
100..250 MPN/100 ml (1..2,5 MPN/ml)	Mesofiilisesti mädätetty (Tanska 1 laitos)	14
220 MPN/4g	Mädättämön syöte	2
260 /gTS	Käsittelemätön raakaliete (USA, 1 laitos)	20

Taulukko 19. Patogeeni- ja patogeeni-indikaattoripitoisuuksia eri lietteenkäsittelyprosessien jälkeen.

Eliö/pitoisuus	Näyte	Viite
380..1 000 MPN/gTS	Raakaliete	3
400..750 MPN/gTS	Ylijäämäliete	3
1 000 cfu/ml	Kalkkikäsittely (pH 10 viipymä 48 h)	11
2 000 cfu/ml	Lämpö- ja kalkkikäsittely (pH 10 ja 50 °C viipymä 3 h)	10
Todettu yhdessä	Turpeeseen sekoitettu (Suomi, 2 laitosta)	22
Todettu kahdessa	Kalkkikäsitelty (Suomi, 4 laitosta)	22
Todettu kaikissa	Mesofiilisesti mädätetty (Suomi, 4 laitosta)	22
Stafylococcus aureus (resistenttinä sairaalabakteeri MRSA)		
Ei todettu..<30 MPN/100 g	Mesofiilisesti mädätetty (USA, 6 näytettä)	8
<30 MPN/100g	Mesofiilisesti lahotettu (USA, 1 näyte)	8
<30 MPN/100g	Mesofiilisesti lahotettu ja kalkkistabiloitu (USA, 8 näytettä)	8
<30 MPN/100g	Mesofiilisesti mädätetty ja kalkkikäsitelty (USA, 1 näyte)	8
<30 MPN/100g	Termofiilisesti lahotettu (USA, 1 näyte)	8
<30 MPN/100g	Termofiilisesti mädätetty (USA, 1 näyte)	8
<30 MPN/100g	Termisesti kuivattu (USA, 4 näytettä)	8
<30 MPN/100g	Kompostoitu (USA, 1 näyte)	8
Todettu..150 MPN/100 g	Sakeutettu liete (USA, 2 näytettä)	8

Kirjallisuusviitteet:

- | | |
|--------------------------------|---------------------------------|
| 1 Tata <i>et al.</i> 2000b. | 12 Bujoczek <i>et al.</i> 2001. |
| 2 Tata <i>et al.</i> 2000a. | 13 Paulsrud <i>et al.</i> 2004. |
| 3 Dahab ja Surampalli 2000. | 14 Nielsen ja Petersen 2000. |
| 4 Mayhew <i>et al.</i> 2002. | 15 Oropeza <i>et al.</i> 2001. |
| 5 Abu-Orf <i>et al.</i> 2004. | 16 Cheunbarn ja Pagilla 1999. |
| 6 Godfree ja Farrell 2005. | 17 Song <i>et al.</i> 2004. |
| 7 Kocaer <i>et al.</i> 2003. | 18 Zamora <i>et al.</i> 2002. |
| 8 Rusin <i>et al.</i> 2003. | 19 De Leon ja Jenkins 2002. |
| 9 Dumontet <i>et al.</i> 1999. | 20 Meckes ja Rhodes 2004. |
| 10 Parmar <i>et al.</i> 2001. | 21 Hu <i>et al.</i> 1996. |
| 11 Cheunbarn ja Pagilla 2000. | 22 Vuorinen <i>et al.</i> 2003. |

5.2

Uudelleenkasvu maaperässä

Salmonellojen uudelleenkasvu maaperässä tai lietteessä. Gibbins *et al.* (1997) mukaan *Salmonellat* ja fekaaliset koliformit voivat kasvaa uudelleen maaperään sijoitetussa lietteessä, vaikka niiden pitoisuudet olisivatkin välillä alle määritysrajan. Liette oli mesofiilisesti mädätettyä ja mekaanisesti kuivattua ja se oli sekoitettu maaperään noin 7 cm syvyydeltä. Uudelleenkasvua aiheutti kosteuden lisääntyminen sateen jälkeen. Kirjoittajat pitivät uudelleenkasvua todennäköisempänä kuin uudelleensaastumista eläinten ulosteista. *Salmonellalaji* pysyi kaikissa näytteissä koko ajan samana, kun taas ulostesaastutuksessa lajeja olisi ollut runsaampi kirjo. Kontrollipalstalla ei myöskään havaittu *Salmonellojen* lisääntymistä sateen jälkeen.

Zaleski *et al.* (2005) selvittivät *Salmonellojen* uudelleenkasvua kuivauslavalla kuivatussa lietteessä, joka oli sijoitettu maaperään. He havaitsivat niin ikään, että *Salmonellat* alkoivat kasvaa uudelleen sateen jälkeen. Heidän mukaansa uudelleenkasvu johtui siitä, että maaperä oli saastunut eläinten ulosteesta *Salmonellalajeista* päätellen. Sidhu *et al.* (2001) totesivat, että lisätty *Salmonella* lisääntyi nopeammin steriloidussa kompostoidussa lietteessä kuin steriloimattomassa. Tämän todettiin johtuvan todennäköisesti siitä, että kompostoidun lietteen luontainen pieneliöstö ja

mikrobisto hidastivat *Salmonellan* kasvua. *Salmonellan* todettiin voivan kasvaa kaikissa komposteissa, tosin kasvunopeudessa ja pitoisuuksissa oli eroja. Millner *et al.* (1987) selvittivät, mitkä pieneliöt tai mikrobit, joita komposteissa esiintyy, ehkäisevät *Salmonellan* kasvua. Tulokset olivat ristiriitaisia. Laboratoriokokeissa bakteerit eivät ehkäisseet *Salmonellan* kasvua, mutta jotkin sienet kyllä. Toisaalta kompostoidussa lietteessä sienten ei todettu ehkäisevän *Salmonellan* kasvua, sen sijaan bakteerit ja aktinomykeetit kyllä ehkäisivät.

Lopullista johtopäätöstä siitä, voivatko *Salmonellat* kasvaa lisätyistä lietteistä maaperässä, ei siis näiden tutkimusten perusteella voi sanoa. Sekä puolesta että vastaan argumentteja löytyy. Todennäköistä on, että uudelleenkasvuun vaikuttaa sellaisia tekijöitä, joita ei ole otettu huomioon tutkimuksissa. Ulkoisilla lietteen käsittelytavalla (*Salmonellan* alkupitoisuus), olosuhteilla (esim. kosteus, sade) ja luontaisella pieneliöstöllä sekä mikrobistolla on varmasti vaikutusta. Muitakin tekijöitä voi olla näiden lisäksi.

Gibbs *et al.* (1995) selvittivät voiko pelkällä varastoinnilla saada aikaan riittävän suuria patogeenivähenemiä. Varastointi olisi edullisuutensa vuoksi houkutteleva menetelmä lietteen hygienisointiin. 12 kuukauden varastoinnin jälkeen havaittiin, että *Salmonellan*, fekaalisten koliformien ja streptokokkien sekä *Giardian* kystien pitoisuudet olivat liian suuria, jotta menetelmää voitaisiin harkita käsittelyvaihtoehtona. Tämä artikkeli on verrattavissa niihin artikkeleihin, joissa on selvitetty varastointia kalkin ja lehtotuhkan kanssa anoksisissa olosuhteissa.

Oliver *et al.* (2005) on selvittänyt patogeenien kulkeutumista (laidun)nurmelta vesistöihin, kun nurmea on käsitelty lietetuotteilla. Merkittävimpiä tietoaoukkoja ovat maatalousalueiden heterogeenisuus ja hydrologinen monimutkaisuus sekä eri menetelmillä saatujen levinneisyystietojen aiheuttamat hankaluudet.

Dumontet *et al.* (1999) käyvät läpi lietteiden sanitointi- ja stabilointimenetelmiä review-artikkelissaan. He käsittelevät menetelmien kykyä poistaa patogeeneja ja loisia ja näiden tarkkailua. *Salmonellan* kyky kasvaa uudelleen maaperässä riippuu paljolti maaperän muusta mikrobitoiminnasta. Mikäli muu mikrobitoiminta on aktiivista, ei *Salmonella* kykene lisääntymään merkittävästi. *Salmonellan* todettiin olevan kykenemätön kasvamaan kompostissa, paitsi jos tuote desinfioitiin täysin. Patogeenien tuhoutumisen ja normaalin mikrobiston muodostumisen kannalta kirjoittajat korostavat, että kompostoinnin lämpötiloihin ja viipymiin kiinnitettäisiin erityistä huomiota. Lopuksi kirjoittajat esitettävät käsitteellisen lähestymistavan epidemiologisten ja ekologisten tutkimusten pohjalta sekä ympäristö- että terveysvaikutusten arviointiin lietteen maatalouskäytössä. Terveysvaikutusten analysoinnissa kohteita olisivat laiduntavat eläimet, lietettä käsittelevät työntekijät, sadonkorjuu ja maaperän liete-aerosolikontaminaatio. Ympäristövaikutusten arvioinnissa käytiin läpi patogeenien esiintyminen ja elinkyky maaperässä, valuntavesissä ja pohjavedessä.

Patogeeneille asetetut raja-arvot eri maissa

Taulukkoon 20 on koottu patogeeneja koskevia raja-arvoja ja määryksiä eri maissa.

Taulukko 20. Lietteelle annettuja patogeenirajoja laeissa tai muissa säädöksissä tai sopimuksissa joissakin EU-maissa, Etelä-Afrikassa ja USA:ssa.

Maa	<i>Salmonella</i>	Muut patogeenit / enterobakteerit/ indikaattorit	Loiset	Viite
Belgia, Flaami				
Espanja	eläinperäisiä raaka-aineita sisältävän lietteen käyttö on kiellettyä, jos se ei täytä seuraavia raja-arvoja: <i>Salmonella</i> : 0 / 25 g:ssa märkápainoa kohti	eläinperäisiä raaka-aineita sisältävän lietteen käyttö on kiellettyä, jos se ei täytä seuraavia raja-arvoja: suolistoperäiset enterokokit: $1,0 \times 10^3$ MPN/g kokonaisbakteerit: $1,0 \times 10^3$ yksikköä/g.		European Commission, 2001a.
Etelä-Afrikka		Mikrobiologinen luokka A (käyttö sallittu maanviljelyksessä): Fekaaliset koliformit tavoitearvo < 1000 MPN / l g k.a. ja raja-arvo < 10 000 MPN / l g k.a. Luokka B (Käyttö sallittu maanviljelyksessä vain hyvin rajoitetusti): Fekaaliset koliformit tavoitearvo < 10^6 MPN / l g k.a. ja raja-arvo < 10^7 MPN / l g k.a. Luokka C (Käyttöä maanviljelyksessä ei sallittu): Fekaaliset koliformit raja-arvo > 10^7 MPN / l g k.a. (10 % näytteistä saa olla tavoitearvon ja raja-arvon välissä.)	Mikrobiologinen luokka A: Loismunat tavoitearvo < 1 / 4 g k.a. ja raja-arvo < 1 / l g k.a. Luokka B: Loismunat tavoitearvo < 1 / l g k.a. ja raja-arvo < 4 / l g k.a. Luokka C: Loismunat raja-arvo > 4 / l g k.a. (10 % näytteistä saa olla tavoitearvon ja raja-arvon välissä.)	Snyman <i>et al.</i> 2005
Hollanti		"käsiteltävä patogeenien vähentämiseksi"		European Commission, 2001a.
Italia	1000 MPN/ l g k.a. (lietteen käyttökielto ylityksessä)			European Commission, 2001a.
Itävalta Burgenland ja Ala-Itävalta	0 / l g (l g lietettä on <i>Salmonella</i> -tonta)	lietteessä ei ole enterobakteereja enempää kuin 1000 grammassa lietettä	lietteessä ei esiinny sellaisia madonmunia, jotka aiheuttavat riskin eläinten tai ihmisten terveydelle	European Commission, 2001a.
Kreikka				
Luxembourg		Maatalouskäytössä Enterobakteerit: 100/g	Maatalouskäytössä Ei tartuntakelpoisia loismunia tai loismatoja	European Commission, 2001a
Norja				

Taulukko 20. Lietteelle annettuja patogeenirajoja laeissa tai muissa säädöksissä tai sopimuksissa joissakin EU-maissa, Etelä-Afrikassa ja USA:ssa.

Maa	Salmonella	Muut patogeenit / enterobakteerit/ indikaattorit	Loiset	Viite
Puola	maataloudessa ja viherrakentamisessa ”Salmonellaa sisältävää lietettä ei voi käyttää maataloudessa”		maataloudessa ja viherrakentamisessa ”Loiset”: 10/kg k.a.	European Commission, 2001a.
Ranska	Maatalouskäytössä 8 MPN/10g k.a.	Maatalouskäytössä enterovirus: 3 MPCN/10 g ka	Maatalouskäytössä loismunat: 3/10 g k.a.	European Commission, 2001a.
Ruotsi				
Saksa		Jätelaissa viittaus: Patogeenia sisältävän jätteen käsittelyssä tulee noudattaa ”erityisiä toimenpiteitä” Lietesäädöksessä viittaus laboratorioturvallisuuteen patogeeneiden suhteen		Waste avoidance, recovery and disposal act of 27 September 1994 Sewage Sludge Ordinance (AbfKlarV) Of 15 April 1992
Suomi	Lannoitekäytössä: Salmonella ei todettavissa 25 g näytteessä	Lannoitekäytössä: Escherichia coli määrä ei ylitä 1000 PMY/g		MMM 2007
Tanska	Kehittyneillä menetelmillä käsiteltyä lietteessä ei saa olla Salmonella-esiintymiä	Kehittyneillä menetelmillä käsitellyssä lietteessä suolistoperäisten enterokokkien luvun täytyy olla alle 100/g		European Commission, 2001a.
UK	Ruoka- ja vesiteollisuuden välinen vapaaehtoinen sopimus. Samoja säädöksiä on suunniteltu uuden lainsäädännön pohjaksi. Tehostetusti käsitelty liete on Salmonellatonta. Menetelmät lueteltu.	Ruoka- ja vesiteollisuuden välinen vapaaehtoinen sopimus. Samoja säädöksiä on suunniteltu uuden lainsäädännön pohjaksi. Tavanomaisesti käsitellyssä lietteessä patogeeneiden reduktio on vähintään 99 %. Tehostetusti käsitellyssä lietteessä patogeeneista on tuhoutunut 99,9999 % (6 log vähenemä). Molemmissa tapauksissa menetelmät lueteltu.		ADAS, 1999
USA	Luokan A biohumus hyötykäytössä, loppusijoituksessa, myynnissä ja erittäin hyvälaatuisten lietetuotteiden valmistuksessa: Salmonella sp. alle 3 MPN/1 g k.a. (vaihtoehtoinen fekaalisten koliformien rajan kanssa) (menetelmät lueteltu)	Luokan A biohumus: Fekaaliset koliformit alle 1000 MPN / 1g k.a. (vaihtoehtoinen Salmonellarajan kanssa) (menetelmät lueteltu) Luokan B biohumus: Fekaaliset koliformit alle 2 10 ⁶ MPN/1 g k.a. tai 2 10 ⁶ CFU/1 g k.a. (käsittelymenetelmät lueteltu, tavoitteen voi saavuttaa ilman erillisiä analyysijä, kun käytetään tiettyjä menetelmiä)	Luokan A biohumus: alle 1 tartuntakelpoinen loismadon muna 4 g ka.	EPA 2002.
Viro				
”Car- ringtonin raportin” ehdotus	Kehittyneiden menetelmien on todistettava lisätyn Salmonellan 4 log reduktio.	Maaperään laitettavan lietteen E. coli < 1000 /1 g k.a. Clostridium perfringens < 3000 / 1 g k.a. (alustava ehdotus)	Ei elinkykyisiä madonmunia	European Commission, 2001b

MPN : Most probable number

MPCN : Most probable cytophatic number

* 10 % näytteistä saa olla tavoitearvon ja raja-arvon välissä.

Tiukkoja *Salmonellarajoja* laeissa tai sopimuksissa on seuraavissa maissa: Espanja, Itävallassa Burgenland ja Ala-Itävalta, Puola, Tanska (European Commission, 2001a) ja Iso-Britannia (ADAS, 1999). Lisäksi Suomen lannoitevalmisteasetuksen sisältämät raja on tiukka "*Salmonella* ei todettavissa 25 g näytteestä" (MMM 2007), varsinkin ottaen huomioon se, että lasetus koskee myös viherrakentamisessa käytettyjä kasvualueita. Suomen lakiehdotus on näistä verrannollinen lähinnä Itävallan osavaltioiden rajojen kanssa (0 / 1 g). Espanjan raja koskee vain eläinperäisiä raaka-aineita sisältävää lietettä. Puolan, Tanskan ja Iso-Britannian raja-arvo on määritelty väljästi, ("lietteen tulee olla *Salmonellatonta*", "*Salmonellaa* ei saa esiintyä" tai "*Salmonellaa* sisältävää lietettä ei saa käyttää"). EU-lainsäädännön tarkentuessa muuallekin kuin Suomeen on todennäköisesti odotettavissa odotettavissa tiukentuvia säädöksiä taudinaiheuttajille ja niiden indikaattoreille. EU:n teettämässä patogeeneja koskevassa konsulttiselvityksessä (European Commission 2001b) on ehdotettu lisätyn *Salmonellan* 4 log-reduktiota kehittyneitä menetelmiä verifioitaessa. Sinänsä *Salmonellan* lisääminen on arveluttavaa, ja lienee turhaa, että kaikki toimijat tekisivät omilla prosesseillaan verifiointikokeen.

USA:ssa luokan A biohumuksen *Salmonellapitoisuuden* raja-arvona on 3 MPN / 1 g k.a. ja se on vaihtoehtoinen fekaalisten koliformien raja-arvon kanssa (EPA 2002). Seuraavaksi tiukin raja-arvo *Salmonellalle* on Ranskassa, 8 MPN / 10g k.a. Italiassa liete joutuu käyttökieltoon jos *Salmonellan* pitoisuus ylittää 1000 MPN / 1 g k.a. Muissa tarkastelluissa maissa ei *Salmonellalle* ole asetettu raja-arvoja (European Commission, 2001a).

Ulosteperäisten patogeeneja koskevia rajoituksia laeissa tai sopimuksissa on Espanjassa, Etelä-Afrikassa, Itävallassa, Luxemburgissa, Ranskassa Suomessa, Tanskassa, Iso-Britanniassa ja USA:ssa. Espanjan raja-arvo koskee suolistoperäisiä enterokokkeja eläinperäisiä raaka-aineita sisältävässä lietteessä, 1,0 10³ MPN/g (European Commission, 2001a). Lisäksi kokonaisbakteereille on raja-arvo 1.0 10³ yksikköä/g. Etelä-Afrikan uusien suosituksien (Snyman *et al.* 2005) raja-arvot on jaettu kolmeen luokkaa, joista parasta saa käyttää maataloudessa. Luokat ovat A: fekaaliset koliformit tavoitearvo < 1000 MPN / 1 g k.a. ja raja-arvo <10 000 MPN / 1 g k.a., B: fekaaliset koliformit tavoitearvo < 1 10⁶ MPN / 1 g k.a. ja raja-arvo <1 10⁷ MPN / 1 g k.a. ja C: fekaaliset koliformit raja-arvo >1 10⁷ MPN / 1 g k.a. Luokissa A ja B 10 % näytteistä saa olla tavoitearvon ja raja-arvon välissä. Itävallassa Burgenlandissa ja Ala-Itävallassa raja-arvona on 1000 enterobakteeria grammassa lietettä (European Commission, 2001a). Luxemburgissa maatalouskäytön raja-arvona on 100 enterobakteeria grammassa lietettä (European Commission, 2001a). Ranskassa raja-arvo on annettu enteroviruksille maatalouskäytössä (European Commission, 2001a), 3 MPCN / 10 g k.a. (MPCN = Most probable cytophatic number). Suomen raja-arvo on asetettu spesifisesti *Escherichia coli*:lle, määrä ei saa ylittää 1000 PMY/g (MMM 2006). Tanskassa kehittyneillä menetelmillä käsiteltyä lietteessä fekaalisten streptokokkien luvun täytyy olla alle 100/g (European Commission, 2001a). Iso-Britannian Safe Sludge Matrixin (ruoka- ja vesiteollisuuden välinen vapaaehtoinen sopimus, ADAS, 1999) mukaan lietteet on jaettu kolmeen luokkaan tavanomaisesti käsitelty, tehostetusti käsitelty ja käsittelemättömän liete. Raja-arvot on asetettu yleisesti patogeeneille erittelemättä ulosteperäisiä patogeeneja. Tavanomaisesti käsitellyssä lietteessä patogeeneireduktio pitää olla vähintään 99 % (2 log vähenemä) ja tehostetusti käsitellyssä lietteessä patogeeneista pitää olla tuhoutunut 99,9999 % (6 log vähenemä). Lisäksi on lueteltu menetelmät, joilla päästään näihin vähenemiin. USA:ssa on käytössä EPA Part 503 Biosolids Rule (EPA, 2002), jossa lietteet on jaettu kahteen eri luokkaan. Lietteistä käytetään nimitystä biohumus (biosolids). Luokan A biohumuksessa fekaalisten koliformien pitoisuuden pitää olla alle 1000 MPN / 1g k.a. ja tämä raja-arvo on vaihtoehtoinen *Salmonellarajan* kanssa. Tämän lisäksi molemmille luokille on lueteltu menetelmät, joilla näihin raja-arvoihin voidaan päästä. Luokan B biohumuksessa fekaalisten koliformien on oltava

alle 2 106 MPN/1 g k.a. tai 2 106 CFU/1 g k.a. Käsittelymenetelmät, joilla tähän raja-arvoon päästään on lueteltu ja tavoitteen voi saavuttaa ilman erillisiä analyysejä, kun käytetään näitä tiettyjä menetelmiä. Edellisten lisäksi väljiä viittauksia patogeeneihin on Hollannin ja Saksan säädöksissä (European Commission, 2001a). Hollannissa lietteet on käsiteltävä patogeenien vähentämiseksi. Saksan jätelaissa on mainittu, että patogeeneja sisältävän jätteen käsittelyssä on noudatettava erityisiä toimenpiteitä. Lisäksi lietesäädöksissä on maininta laboratorioturvallisuudesta patogeenien suhteen. Muissa tarkastelluissa maissa ei ole sopimuksia tai säädöksiä ulosteperäisille patogeeneille (European Commission, 2001a). EU:n teettämässä patogeeneja koskevassa konsulttiselvityksessä (European Commission 2001b) on ehdotettu maaperään laitettavalle lietteelle raja-arvoa *E. coli*lle, < 1000 /1 g k.a., ja *Clostridium perfringens* -bakteerille, < 3000 / 1 g k.a. *Clostridium perfringens*in raja-arvosta ei kirjoitushetkellä ollut tarpeeksi tietoa, joten ehdotus on alustava.

Ulosteperäisten patogeenien raja-arvojen vertailu on jossain määrin hankalaa, koska niitä on asetettu eri patogeeneille, ja eri menetelmin määritettynä. Suolistoperäisiä enterokokkeja koskeva raja-arvo on Espanjassa ja Tanskassa. Tanskan raja on näistä tiukempi. Fekaalisia koliformeja koskeva raja-arvo on Etelä-Afrikassa ja USA:ssa. Luokan A lietteen tai biohumuksen raja-arvon molemmissa sama, mutta Etelä-Afrikassa raja-arvoa on hiukan lievennetty sallimalla suurempi pitoisuus 10 %:ssa näytteistä. Enterobakteereja koskeva raja-arvo on Itävallan Burgenlandissa ja Ala-Itävallassa sekä Luxemburgissa ja näistä tiukempi on Luxemburgein raja-arvo. Ranskan raja-arvo koskee enterovirusia, muissa maissa ei ole annettu raja-arvoa niille. Muissa maissa kuin Suomessa ei ole raja-arvoa *Escherichia coli*:lle. Yleisesti patogeenit on mainittu Hollannin, Saksan ja USA:n säädöksissä.

Loisia ja niiden munia koskeva säädös tai sopimus on Etelä-Afrikassa, Itävallan Burgenlandissa ja Ala-Itävallassa, Puolassa ja USA:ssa. Tiukin raja-arvo on Itävallan osavaltioissa ja Luxemburgissa, joskin tekstimuodossa, sen mukaan loisia tai niiden munia ei saa esiintyä lietteessä (European Commission, 2001a). Puolan raja-arvo on annetuista raja-arvoista seuraavaksi tiukin, 10 / kg k.a. (European Commission, 2001a). Etelä-Afrikassa, 2001a). EU:n teettämässä patogeeneja koskevassa konsulttiselvityksessä (European Commission 2001b) on ehdotettu, ettei lietteessä saisi esiintyä *Ascaris*in munia.

5.4

Patogeenit ja Working document on sludge

EU:n Working document on sludge (European Commission 2000) ei anna suoria patogeenien pitoisuusrajaehdotuksia, vaan luettelee tilanteita, jolloin liete on käsiteltävä sekä kehittyneet ja tavanomaiset käsittelymenetelmät ja niiden verifiointiehdot:

Käsittely olisi pakollista kun patogeenihaitan vähentämiseksi ja kuluttajien luotamuksen kasvattamiseksi lietettä on käsiteltävä.

- Lietettä, jota ei ole käsitelty liitteessä I mainituilla tavoilla ei tule käyttää
- Viranomainen voi päättää että käsittelypakko ei koske liitteessä VIII listattuja teollisuuden lietteitä, jotka eivät sisällä patogeeneja (elintarviketeollisuuden aloja, nahkateollisuus, kuitu- ja paperiteollisuus).
- Sako- ja likakaivojen lietteet sekä muut samankaltaiset lietteet tulee viedä jätevedenpuhdistamolle jatkokäsittelyyn. Pitkien etäisyyksien vuoksi viranomainen voi myöntää poikkeusluvan tapauskohtaisesti kunhan jätepuitedirektiivin 75/442/EEC määräykset täyttyvät. Liete on kynnettävä tai muuten sekoitettava maahan heti levityksen jälkeen

Working document on sludge:n liitteessä I on luetteloitu seuraavat kehittyneet ja tavanomaiset menetelmät:

Kehittyneet menetelmät (hygienisointi, prosessin täytyy alkuvaiheessa täyttää patogeenireduktio $6 \log_{10}$ testiorganismilla, esim. *Salmonella Senftenberg* W 775. Käsitelty liete ei saa sisältää *Salmonella* spp:tä 50 grammassa (märkäpainona) ja käsittelyn patogeenireduktio täytyy olla vähintään $6 \log_{10}$ (*E. coli* alle 5×10^2 CFU/g):

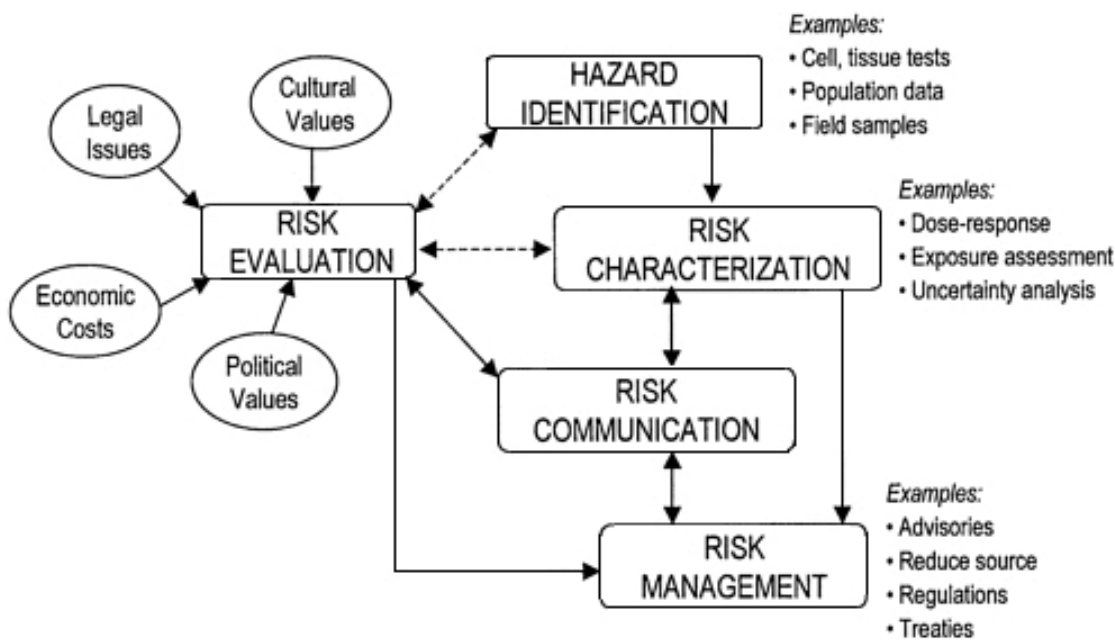
- Terminen kuivaus jonka aikana lämpötila on korkeampi kuin 80 astetta ja lietteen lopullinen vesipitoisuus vähemmän kuin 10 % sekä veden aktiivisuuden ylläpitäminen yli 0,90:n kuivauksen ensimmäisen tunnin aikana.
- Termofiilinen lahotus lämpötilassa yli 55 astetta 20 tunnin ajan panoksittain ilman lisäystä ja lietteenpoistoa käsittelyn aikana.
- Termofiilinen mädätys lämpötilassa yli 53 astetta 20 tunnin ajan panoksittain ilman lisäystä ja lietteenpoistoa käsittelyn aikana.
- Nestemäisen lietteen terminen käsittely 30 minuutin ajan yli 70 asteessa ja sen jälkeen mesofiilinen mädätys lämpötilassa 35 astetta viipymällä yli 12 vuorokautta.
- Kalkkistabilointi yli pH:hon 12 ja lämpökäsittely yli 55 asteessa kaksi tuntia.
- Kalkkistabilointi pH:hon yli 12 jota pidetään yllä yli kolme kuukautta.

Tavanomainen käsittely (lietteen käsittelyllä on saavutettava *E. coli*n vähintään $2 \log_{10}$ reduktio):

- Termofiilinen lahotus lämpötilassa vähintään 55 astetta keskimääräisellä viipymällä 20 vrk.
- Termofiilinen mädätys vähintään 53 asteessa keskimääräisellä viipymällä 20 vrk.
- Kalkkistabilointi niin, että kalkki ja liete muodostavat homogeenisen seoksen. Seoksen pH:n tulee olla yli 12, 12-24 tunnin ajan.
- Mesofiilinen mädätys lämpötilassa 35 astetta keskimääräisellä viipymällä 15 vuorokautta.
- Lahotus ympäristön lämpötilassa panoksittain ilman lisäystä tai poistoa käsittelyn aikana. Käsittelyn minimiajan määräävät viranomaiset ottaen huomioon paikalliset ilmasto-olosuhteet.
- Aerobinen stabilointi ympäristön lämpötilassa (Käsittelyn minimiajan määräävät viranomaiset ottaen huomioon paikalliset ilmasto-olosuhteet.)
- Varastointi nestemäisenä ympäristön lämpötilassa panoksittain ilman lisäystä tai poistoa. (Käsittelyn minimiajan määräävät viranomaiset ottaen huomioon paikalliset ilmasto-olosuhteet.)

6 Lietteiden käytön ja loppusijoituksen riskinarviointi

Riskinarviointi on vakiinnuttanut itsensä ympäristöriskien hallinnan työkaluna ja sitä käytetään laajasti yrityksissä, säädösten valmistelussa, ja taloudellisen päätöksen yhteydessä. Yhdyskuntajätevesilietteiden käytön ja loppusijoituksen riskinarviointista on tehty ohjeluonnos CEN/TC 308 –ryhmässä (CEN/TC308 WG3 N59, 2005). Tässä esitetyt tekstit pohjautuvat CEN-dokumenttiin, jollei toisin ole mainittu.



Kuva 6. Riskiarvioinnin- ja hallinnan pääkomponentit. (NAS, 2002)

Riskinarvioinnin osia ja niiden välisiä suhteita yleisesti on havainnollistettu kuvassa 6. Kuvasta 6 on kaksi termiä, jotka on syytä erottaa toisistaan, vaara (hazard) ja riski (risk). Vaara on määritelty riskinarvioinnin yhteydessä seuraavasti: mahdollinen haitan lähde. Riski on määritelty seuraavasti: haitan tapahtumisen todennäköisyyden ja vakavuuden yhdistelmä. Kuvassa 6 on esitetty esimerkkejä siitä, minkä tyyppisiä tietoja tarvitaan vaaran tunnistamiseen, riskin kuvailemiseen ja riskinhallintaan. Jos tietoja on liian vähän tai ne eivät ole kovin tarkkoja, on käytettävä varovaisuusperiaatetta. Riskinarvioinnissa joudutaan tekemään myös joukko oletuksia. Esimerkiksi, kun arvioidaan toksisten aineiden kulkeutumista lietteen, maaperän ja sadon kautta ihmisiin, on pakko tehdä oletuksia siitä, kuinka suuri osa ravinnosta on peräisin lietteellä käsitellystä maaperästä.

Jotta riski olisi olemassa, on myös oltava altistusreitti, jonka kautta vaara voi välittyä lähteestä kohteeseen (ihminen, eläin, kasvi, jne.). Esimerkkejä poluista ovat Liete -> maaperä -> kasvi-> ihminen (ravinnon kautta), Liete-> maaperä -> pinta-/pohjavesi -> ihminen (juomaveden kautta) ja Liete-> maaperä -> eläin (nielemällä). Eri-tyyppisiä altistusreittejä voi olla hyvinkin paljon. Riskiä arvioitaessa on syytä arvioida käyttökelpoisuuden muutos tai tehokas annos jokaisessa altistusreitissä vaiheessa.

6.1

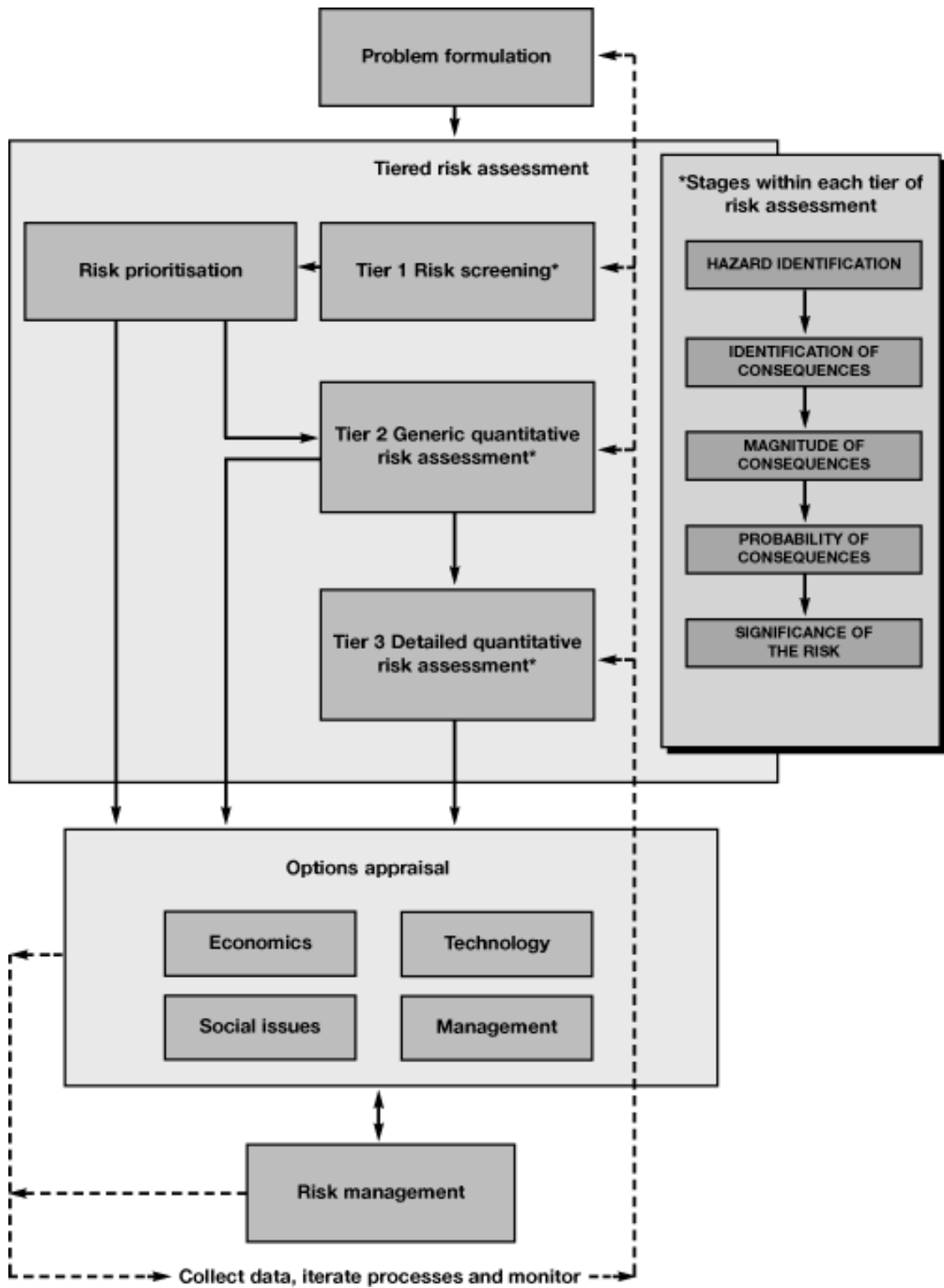
Vaiheittainen riskinarviointitapa

Ennen riskinarviointia on syytä päättää sen tarkoitus ja ymmärtää syy-seuraus -suhteet, eli lyhyesti "mikä riski, kenelle tai mille". Analyysin on oltava systemaattista ja loogista, ja sen täytyy olla hyvin dokumentoitu. Analysoidessa täytyy pitää mielessä, miten lopputulosta käytetään sekä esiin tulevien mahdollisten riskinhallintatoimenpiteiden kustannukset, sosiaalinen hyväksyttävyys ja vaikutukset.

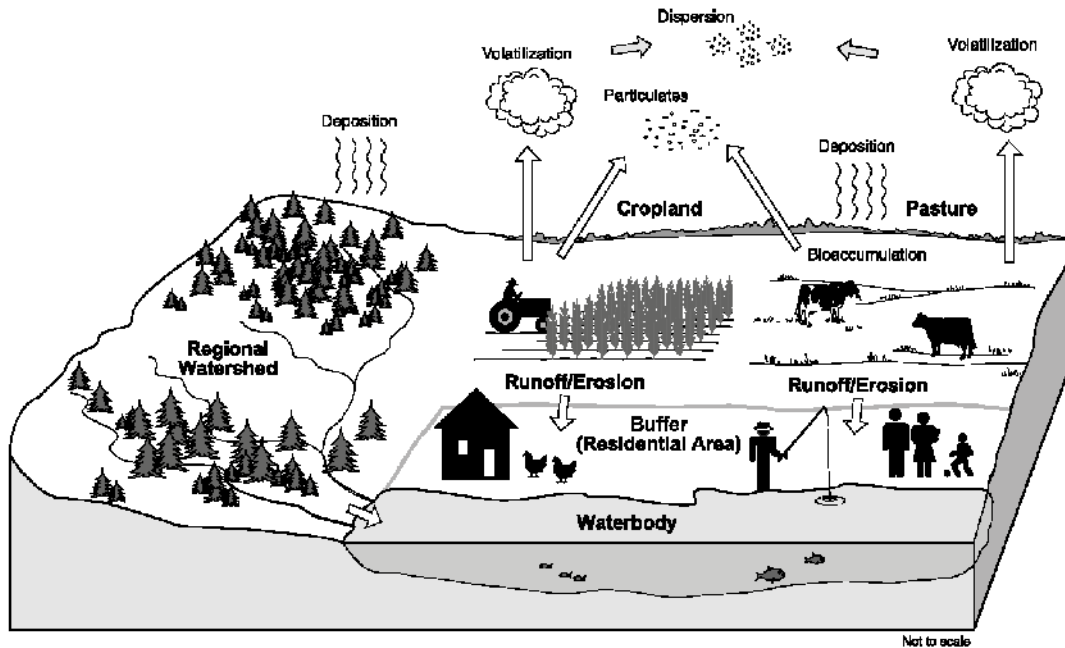
Kuvassa 7 on havainnollistettu vaiheittaista riskinarvioinnin etenemistä. Tämän- tapaiseen työskentelytapaan sitoutuminen jo riskinarvioinnin alussa auttaa sitouttamaan asianosaisia ja välttämään väärinymmärryksiä. Kunkin riskin käsittelyyn käytetty aika ja vaiva on suhteessa sen prioriteettiin ja monimutkaisuuteen. Kuva 7 korostaa myös ongelmanmäärittelyn tärkeyttä, riskien seulonnan ja priorisoinnin tarvetta, kaikkien riskien mukaan ottamista vaihtoehtoja arvioitaessa sekä prosessin iteratiivisuutta.

Ongelman määrittely ja rajojen asettaminen selkeästi ovat kriittisiä vaiheita ja ne on syytä dokumentoida erityisen selkeästi. Tavoitteen määrittely on myös olennaista, esim lietteen tapauksessa tavoite voi olla lietteen levittäminen pellolle haittaamatta maaperän terveyttä, villieläimiä, satoa, karjaa jne. Ongelmaa muotoiltaessa on tarpeen ottaa huomioon ne keinot, joilla riskiä voidaan hallita, eli miten lähde, altistusreittiä ja kohdetta voidaan muuttaa tai niihin vaikuttaa riskin hallitsemiseksi. Esimerkiksi voidaanko kemiallista vaaraa pienentää päästölähteitä kontrolloimalla tai kieltämällä niiden lisääminen tuotteisiin?

Ongelma voidaan määrittellä käsitteellisenä lähde-altistusreitti-kohde -mallina kuten esimerkiksi kuvassa 8 on tehty lietteen levittämisestä maaperään eri tyyppisissä tarkoituksissa.



Kuva 7. Vaiheittain tehtävä riskinarviointi kaaviokuvana. (tier = vaihe, Defra, 2000)



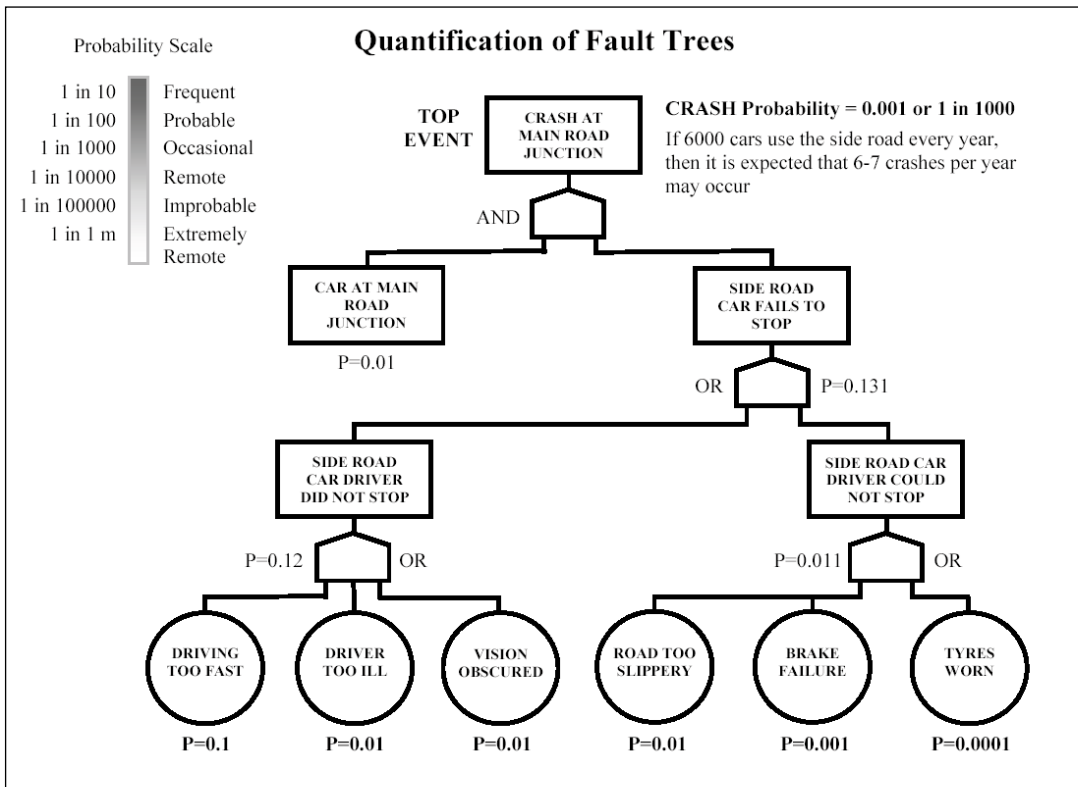
Kuva 8. Lietteiden maaperään levittämiseen liittyvä käsitteellinen malli. (USEPA, 2002)

Riskinarvioinnin avainkohdat ovat vaarojen (myös sekundääristen vaarojen) tunnistaminen, seurausten tunnistaminen ja seurausten suuruuden arviointi. Viimeksi mainittuun kuuluvat alueellinen laajuus, kesto ja oletettu alkamisajankohta. Kaikki nämä yhdistettynä antavat riskin arvion siedettävyydestä ja olemassa olevista hallintavaihtoehdoista.

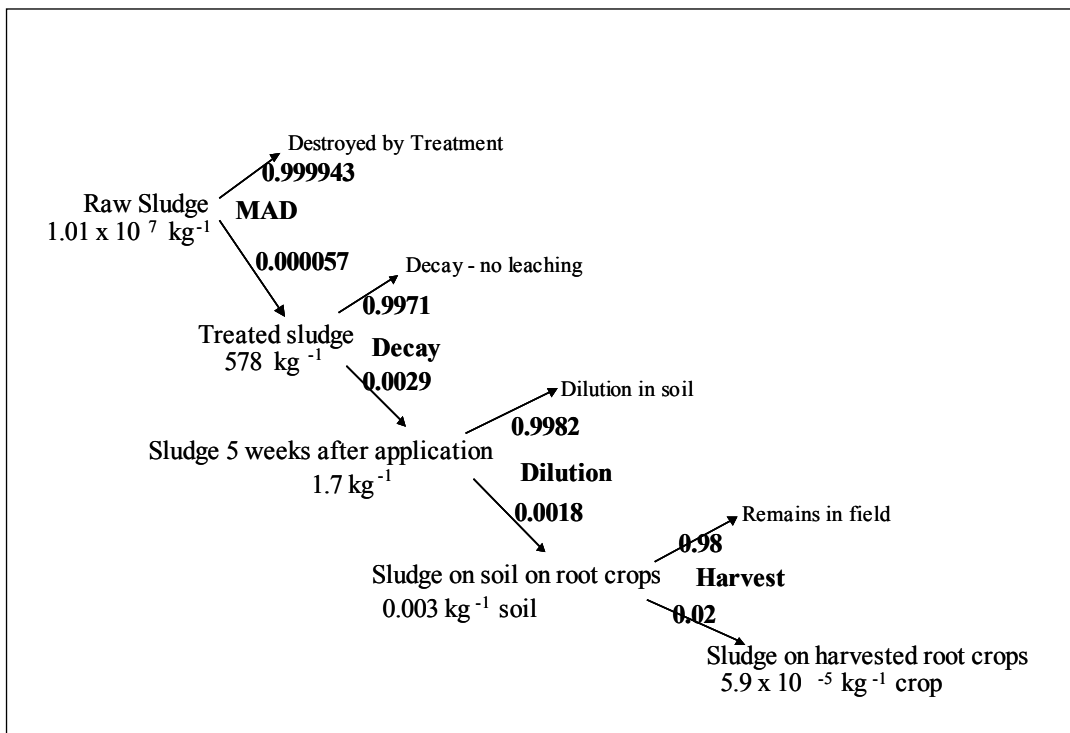
Sosiaalinen aspekti riskinarvioinnissa on eräs hankalimmista asioista, mutta se on tullut entistä tärkeämmäksi viime vuosina ja se on syytä ottaa mukaan jo riskinarvioinnin alkuvaiheessa. Tavallisten ihmisten käsitys riskeistä voi olla hyvin erilainen kuin tieteelliset arviot. Nykyään ollaan sitä mieltä, että ihmisten reaktiot ovat ennustettavissa ja useinkin rationaalisia, joten on tärkeää ymmärtää, miten ja miksi tavallisten ihmisten käsitys saattaa poiketa tieteellisistä riskin todennäköisyysarvioista. Riskit, joihin liittyy ristiriitaista informaatiota saavat yleensä enemmän huomiota. Luottamus ja uskottavuus vaikuttavat näkemyksiin. Riskeistä tiedottaminen voi olla tasapainoilua asiallisuuden ja uhkakuvien välillä, mutta useasti on mielekkäämpää olla aloitteentekijänä keskustelussa mahdollisimman aikaisessa vaiheessa kuin odottaa ja reagoida vasta sitten kun ilmenee vastusta tai muuta negatiivista julkisuutta.

Riskien kartoitus ja priorisointi on tarpeen riskinarviointiin käytetyn ajan ja kustannusten optimoimiseksi. On mielekästä, että käytetty työmäärä riippuu ongelman vakavuudesta. Esimerkiksi lietteessä voi olla useita erilaisia vaaran lähteitä eri käyttötarkoituksissa. Priorisointi on syytä tehdä yhdenmukaisesti ja läpinäkyvästi sekä dokumentoida kunnolla.

Riskin kvantifiointi ja siihen liittyvä epävarmuus kulkevat käsi kädessä. Kun tietoa on rajallisesti perustuvat päätelmät usein ekstrapolointeihin, ja silloin on erityisen tärkeää tiedoissa olevat aukot ja tehdyt oletukset kirjataan ylös. Herkkyyksianalyysin avulla voidaan arvioida ekstrapoloitun tiedon vaikutusta lopputulokseen: Entä jos aineen saatavuus kasveille onkin 50 % suurempi kuin oletettiin, miten se vaikuttaisi annokseen? Riskin kvantifiointiin käytetään historiallista tarkkailutietoa silloin kun sitä on saatavilla. Systemaattisia lähestymistapoja ovat mm. vikapuu-analyysi (fault tree analysis) ja tapahtumapuu-analyysi (event tree analysis). Kuvassa 9 on esimerkki vikapuu-analyysistä (tasoristeuskolarin todennäköisyys) ja kuvassa 10 tapahtumapuu-analyysistä (Salmonellan kulkeutuminen).



Kuva 9. Vikapuu-analyysi tasoristeyskolarin todennäköisyydestä (CEN/TC308 WG3 N59, 2005)



Kuva 10. Tapahtumapuuanalyysi Salmonellan kulkeutumisesta. (UKWIR, 2003)

Riskin merkittävyyden arvioinnilla tarkoitetaan sitä, miten se suhtautuu yhteiskunnan muihin riskeihin, joille altistutaan jopa päivittäin. Esimerkiksi tartunnan kyseessä ollessa, miten riski suhtautuu riskiin saada tartunta joukkoliikennevälineessä tai päiväkodissa. EU:ssa on käytetty yleisesti seuraavia menettelytapoja ympäristö- ja muiden riskien hyväksyttävyydelle:

- "ALARA" (as low as reasonably achievable, niin alhainen kuin kohtuullisesti mahdollista) yleensä käytetään ruokastandardeissa, joihin on olemassa riittävä tietopohja.
- "ALARP" (as low as reasonably practical, niin alhainen kuin kohtuullisesti käytännöllistä), mikä viittaa siedettävään riskiin, ja että riskin vähentäminen tästä aiheuttaisi suhteettomat kustannukset.
- BATNEEC (best available technique not entailing excessive cost, paras saatavilla oleva tekniikka, joka ei aiheuta kohtuuttomia kustannuksia) ja BPM (best practicable means, paras käytännöllinen keino) ovat yleensä käytössä ympäristönsuojelussa. Ne viittaavat siihen, että kontrollointitavat voivat muuttua ajan kanssa kun uusia tekniikoita tulee saataville. BPEO (best practicable environmental option, paras käytännöllinen ympäristönsuojeluvaihtoehto) on läpinäkyvä, auditoitava lähestymistapa vaihtoehtojen valinnassa ja ottaa huomioon käytännöllisyyden sekä kustannukset ja hyödyt.

Vaihtoehtojen arvioinnissa pyritään tunnistamaan paras riskinhallintakeino, esim. onko parempi hallita maaperään laitetun lietteen määrää vai haitta-aineiden lähteitä, joista lietteen haitta-aineet ovat peräisin. Vaihtoehtojen arviointi liittyy kiinteästi päätöksentekoon. Kustannus-hyötyanalyysi kuuluu usein vaihtoehtojen arviointiin.

Tarkkailu liittyy keskeisesti ympäristöriskien arviointiin ja sillä saadaan tietoa perustilanteesta, johon oletettuja vaikutuksia verrataan sekä lähtötietoja malleihin, ennusteisiin ja verifiointiin ja toisaalta taas varoituksen siitä, että jos tilanne heikkenee. Esimerkiksi maaperän, sadon ja eläinten tarkkailulla voidaan päätellä mikä oli perustilanne alunperin, verifioida hallinnointisäännöksiä toteutumisen ja voidaan saada ennakkovaroitus siitä, että alkuperäinen riskinarviointi olikin liian väljä, jos sadon ja maaperän laatu heikkenee.

Kun riskinhallinnan menettelytavat on valittu, on tarpeen perustaa hallinnointijärjestelmä sen varmistamiseksi, että kaikki kriittiset toimenpiteet tehdään ja tuotantokäytännöt, joilla saavutetaan haluttu lopputulos joka kerta. Työkaluja näiden toteuttamiseen ovat esim. Quality Assurance (QA), standardisarjat ISO 9000 ja 14000.

HACCP (Hazard analysis and critical control points) on myös tähän aiheeseen liittyvä menettelytapa. HACCP edellyttää, että tuottaja harkitsee tuotteensa aiottua käyttötarkoitusta ja arvioi siihen liittyvät vaarat tai kohtuudella oletettavien väärin käyttötapojen vaarat. Jokainen tuotantovaihe arvioidaan sen toteutukseksi ovatko siihen liittyvät riskit hallinnassa hyväksyttävällä tasolla. Jos ovat ja ko. vaihetta ei voida ohittaa sekä sen jälkeen ei ole vaiheita, joissa voi tapahtua uudelleenkontaminoitumista, kutsutaan vaihetta kriittiseksi kontrollivaiheeksi (CCP, Critical Control Point). Tässä vaiheessa tehty tarkkailu on siis ainoa, mitä tarvitaan tyydyttävään järjestelmän toiminnan hallintaan.

HACCP yhdistettynä QA:han on käytännöllinen lähestymistapa riskien hallintaan lietteen käytössä ja loppusijoituksessa.

Riskinarvioinnissa huomioon otettavia tekijöitä

Dentel (2004) käsittelee kahta päätapaa, joilla lietteenkäsittelyn menettelytavoista päätetään yleensä ja niiden rationaalisia perusteluita sekä sitä tieteellistä tutkimustietoa, jota päätöksenteossa tarvitaan. Nämä perusteet ovat riskinarviointi ja -hallinta sekä kestävyyskriteerit. Molemmat ovat potentiaalisesti summittaisia johtuen siitä, että niiden yksittäisten rakenneosien määrittely on vaikeata, joita tarvitaan yhdistämään ympäristössä tapahtuvat ilmiöt ympäristöpolitiikkaan. Ovatko ne ristiriidassa keskenään? Vai ovatko ne samansuuntaisia? Riippumattomia ne eivät ole toisistaan.

Dentel perusti artikkelinsa kolmeen eri tapaukseen: fosforia, flokkulanttipolymeerejä ja polymeerin sekä pinta-aktiivisen aineen aggregaatteja koskeviin tutkimuksiin. Johtopäätöksissä hän toteaa, että ympäristöpoliittisia päätöksiä tehtäessä täytyy harkita ei pelkästään jokaista ainesosaa, vaan myös biosaatavuutta, sivutuotteita, ainesosien välisiä vuorovaikutuksia. Tämä pätee sekä riskinarvioinnissa että kestävyysmäärittelyssä. Kirjoittaja toteaa, että riski ja kestävyys eivät sovi samaan suhteelliseen skaalaan, esim. kestävä käytäntö voi pitää sisällään suuren riskin.

Kroiss (2004) on pohdiskellut artikkelissaan lietteen hyödyntämiskelpoisuutta. Lietettä muodostuu länsimaissa 20..40 kgTS/PE vuosittain. Fosfori on arvokkain lietteen sisältämistä aineista. Sen kierrätys maatalouskäytössä riippuu hygieniariskin hallinnasta, maaperän suojelusta pitkällä tähtäimellä, yleisestä hyväksyttävyydestä ja erityisesti ruokaketjuun kuuluvien osapuolten hyväksynnästä. Vain kahta ensin mainittua voidaan tutkia tieteellisesti. Kahta jälkimmäistä voidaan lähestyä sosiologian psykologian ja poliittisten tieteiden kautta. Koulutuksella on näissä suuri merkitys. Nämä aspektit on syytä ottaa mukaan myös riskinarviointiin.

Szabo (2001) on kehittänyt menetelmää maaperän puskurikapasiteetin arvioimiseksi pH:n raekokojakauman, humus- ja CaCO₃-pitoisuuden perusteella. Menetelmää voidaan käyttää maaperän kuormitettavuustutkimusten mittarina, esim lietettä maaperään sijoitettaessa. Uusi näköala tarjoutuu ei-maatalouskäytössä oleville maille.

Esimerkkejä lietteen käyttöä koskevista riskinarvioinneista

Patogeenit

Gerba *et al.* (2002) arvioivat enterovirusiin ja muihin luokan B biohumuksessa mahdollisesti esiintyviin patogeeneihin liittyvää riskiä lietteen maaperäsijoituksessa. Taustalla oli USEPA:n 503 Biosolids Rule, (EPA 2002), jonka ilmestymisen jälkeen on todettu, että muillakin kuin siinä mainituilla patogeeneilla on mahdollisuus kulkeutua lietteen kautta ympäristöön. Adenoviruksen ja hepatiitti A viruksen todettiin olevan parhaiten lämpökestoisia ja toisaalta taas microsporidia ja Cyclosporidia eivät todennäköisesti selviydy mesofiilisessa mädätyksestä.

Westrell *et al.* (2004) käyttivät QMRA- (quantitative microbial risk assessment) ja HACCP-menetelmiä patogeenien riskinhallinnan arviointiin Lietteen käsittelyn ja käytön aikana. Selvityksen kohteena oli ruotsalainen puhdistamo, jolle tuli vesiä 12500 m³/d ja liete käsiteltiin mesofiilisella mädätyksellä. Vaaraskenaariot, joita selvitettiin, olivat ihmisen altistuminen lietteen käsittelyn aikana, maaperään sijoitettaessa, sadon kulutuksessa, ja altistuminen veden kautta kosteikkoalueella tai uudessa. QMRA tehtiin rotavirukselle, adenovirukselle, verenvuotoa aiheuttavalle *E. colille*, *Salmonellalle*, *Giardialle* ja *Cryptosporidiumille* tarkoituksena priorisoida vaarat kont-

rolointia varten. Suurin yksittäinen terveysriski oli suotonauhapuristimen työntekijöillä (virusinfektoriski 1). Suurin vaikutus yhteisössä ilmeni jos lapset pääsisivät suojaamattomalle lietteenvarastointipaikalle ja söisivät lietettä. Pahin mahdollinen skenaario ja eniten infektoita seuraisi jos lietteellä lannoitettuja vihanneksia syötäisiin raakana pesemättä (ei sallittu Ruotsissa).

Gale (2003) on käyttänyt tapahtumapuita juurikasvien patogeenisuhteiden kvantifiointiin kun juurikasvit on kasvatettu lietteellä lannoitetussa maaperässä. Gale käytti lähde-altistusreitti-kohde lähestymistapaa *Cryptosporidiumille* ja *Salmonellalle*. Jätevedessä esiintyvien patogeenien jakautumisesta eri kohteisiin tehtiin tapahtumapuita juurikasvien altistumisen mallintamiseksi. Pääesteet patogeenien kulkeutumiselle ovat jätevesilietteen käsittely sekä hajoaminen ja laimeneminen maaperässä. Epävarmuutta tuloksiin tuo mahdollinen ohitus lietteenkäsittelyssä käyttöoloissa. Tavanomaisesti käsitellyn lietteen (2-log vähenemä patogeeneissa) lisää juurikasvien altistumista em. patogeeneille 0,07 ja 0,033 /kg k.a. vastaavasti. Nämä ennusteet perustuvat 5 ja 12 viikon hajoamisaikaan vastaavasti ja ovat siten pahin mahdollinen skenaario, koska korjuuaikarajoituksia ei ole otettu täysin huomioon.

Gale (2005) jatkoi edellisen tutkimuksen aiheesta juurikasveilla laajemmalla patogeenivalikoimalla. Kvantitatiivinen riskinarviointi tehtiin seitsemälle patogeenille *Salmonella*, *Listeria Monocytogenes*, kambylobakteerit, *E. coli* O157, *Cryptosporidium parvum*, *Giardia* ja enterovirukset. Hän käytti laboratoriomittakaavan mesofiilisesta mädättämöstä saatuja tietoja, ja oletti, ettei koko 30 kuukauden korjuuaikarajoitusta noudateta. Tällöin ennusteeksi saatiin 50 *Giardia*-infektiota vuodessa, mutta vähemmän kuin yksi infektio vuodessa muille kuudelle patogeenille. Olettaen, että patogeenit häviävät maaperässä lineaarisesti, hävittää 12 kuukauden korjuuaikarajoitus infektoriskin kaikkien patogeenien suhteen. Korkein riski on *C. parvumilla*, yksi infektio 45 vuodessa. Tulokset varmistavat sen, että Safe Sludge Matrixin vaatimukset riittävät pitämään patogeenien aiheuttamat riskit riittävän alhaalla.

Gale ja Stanfield (2001) arvioivat BSE:n infektoriskiä ihmisille ja karjalle lietteen peltolevityksen kautta. He kehittivät kvantitatiivisen riskinarviointimenetelmän lähde-altistusreitti-kohde -mallin pohjalta. Mallin keskiössä on BSE:n välittäjän pitoisuuden aritmeettisen keskiarvon määrittäminen. Pääasialliset epävarmuustekijät olivat se, miten hyvin jäteveden ja lietteen käsittely tuhoavat BSE:n välittäjiä, onko olemassa kynnyksannosta, jonka ylittyessä karja sairastuu ja kaikkein tärkeimpänä kuinka paljon aivo- ja selkäydinkudosta joutuu viemäriin teurastamolta. Kun oletettiin, että 1 % aivo- ja selkäydinkudosta joutuu viemäriin teurastettaessa, ennustaa malli $7,1 \cdot 10^{-5}$ BSE:n kulkeutumista nautaa kohden vuodessa, kun lietettä on käytetty lannoittamaan nautojen laidunnurmea. Ihmisten riski sairastua juurikasvien syömisestä todettiin hyväksyttävän alhaiseksi. Tosin karjan sairastumisriski on suurempi, koska naudat altistuvat maaperälle enemmän ja ovat alttiimpia tartunnalle. Malli ennustaa, että pelkästään jätevesiliete yksistään ei voi saada aikaan nautojen BSE-epidemiaa Britanniassa.

Watanabe *et al.* (2002) arvioivat patogeeniriskiä jätevesilietteen kompostoinnissa. He tutkivat useista erityyppisistä komposteista *Salmonellaa* ja *E. coli* O157:ää sekä enterovirusia. Näitä patogeeneja ei voitu todeta yhden gramman näytteistä märkää lietettä missään kompostissa. Infektoriskiä maatalous- tai puutarhakäytössä arvioitiin simuloimalla olettaen, että kompostit olivat saastuneet *Salmonellalla*, *E. coli*lla tai polioviruksella. Hyväksyttävä *E. coli*- tai poliotartunnan riski (vähemmän kuin 10^{-4} infektiota per vuosi) saavutettiin kriteerillä 1,0 CFU tai PFU märkägrammaa kohti kompostissa. *Salmonellalle* kriteeri oli matalampi, 0,001 CFU märkägrammaa kohti kompostissa.

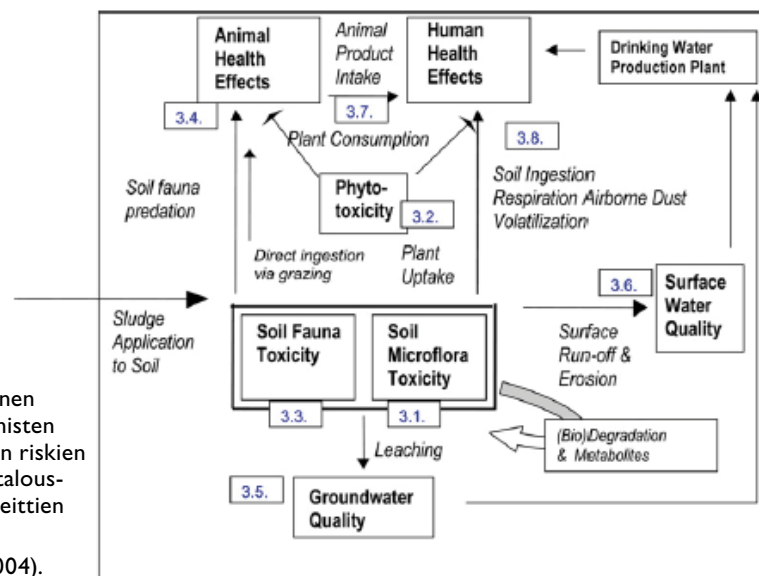
Organiset mahdollisesti haitalliset aineet

Palmquist *et al.* (2004) luonnostelivat haitallisten aineiden valintaprosessia saastumisindikaattoreina siten, että valitut aineet kuvaavat jätevesilietteiden kierrätyksen riskiä viljelymaalle ja puhdistetun jäteveden päästöjen riskiä vastaanottavassa vesistössä. Tarkastelluilla menetelmillä oli yksi yhteinen piirre: erilaisten haitallisten ominaisuuksien ryhmitteleminen. Jokaiselle ryhmälle valittiin yksi tai useampia indikaattoriaineita, jotka edustivat kyseisen ryhmän haitallisia ominaisuuksia. Valittu indikaattoriaineiden ryhmä kuvasi kemiallisten riskien kokonaisuutta. Teknosfäärissä esiintyvät 100,000 ainetta, joista 30 000 pidetään jokapäiväisinä aineina voivat päätyä jätevesisysteemeihin. Monista näistä aineista on rajoitetusti tietoa, joten riskinarviointille on olemassa vain heikko pohja, kun arvioidaan todellista kemiallista riskiä lietteen maatalouskäytölle. Vaikka saastumisen astetta ei täysin pystytä ymmärtämään mittaamalla vain muutamien aineiden pitoisuuksia ja tilannetta, (tärkeitä aineita voi jäädä tarkastelun ulkopuolelle), havainnoidut aineet viittaavat erityiseen saastumistilanteeseen jätevedessä tai lietteessä, täten lisäten tietämystämme tämän hetkisistä pitoisuuksista. Yksi johtopäätös on, että on hankalaa tehdä kattavaa listausta indikaattoriaineista jäteveden ja lietteen kemiallisten riskien tarkkailemiseksi. Monimutkaisten systeemien kemiallisista riskeistä ja indikaattoriaineiden valintamenetelmistä tiedetään vähän, joten jäteveden ja lietteenkin tapauksessa, joudutaan tekemään useita yksinkertaistuksia.

Schowanek *et al.* (2004) kehittivät systemaattista menetelmää lietteen sisältämien antropogeenisten orgaanisten aineiden aiheuttamien riskien arvioimiseen maatalouskäytössä. Tarkoituksena oli luoda suuntaviivoja lietteiden turvalliselle ja kestäväälle käytölle pitkällä tähtäimellä. He tarkastelivat useita eri orgaanisia aineryhmiä, PAH, LAS, NPE, PCB, PCDD/F, organoklooripestisidit, monosykliset aromaattiset yhdisteet, klooribentseenit, lyhytketjuiset halogenoidut hiilivedyt, aromaattiset ja alkyyliamiinit sekä fenolit. He toteavat, että useimpien orgaanisten haitta-aineiden siirtyminen maaperästä kasveihin on vähäistä juurien kautta. Jotkut haitta-aineista voivat kulkeutua hulevesien mukana vesistöön edellyttäen, että niiden kemialliset ominaisuudet eivät sido niitä maaperän partikkeleihin. Kehitettyä systemaattista kehystä on havainnollistettu kuvassa 11.

Kuva 11. Systemaattinen kehys lietteen orgaanisten aineiden aiheuttamien riskien määrittämiseen maatalouskäytössä eri altistusreittien kautta.

(Schowanek *et al.* 2004).



Halen ja la Guardian mukaan (2002) mukaan vuonna 1993 USEPA päätteli, että synteettiset orgaaniset aineet muodostavat vain vähäisen riskin Kansallisen jätevesilietetutkimuksen (1988) todettua, että useimmat pysyvät orgaaniset aineet eivät ole enää käytössä ja teollinen esikäsittely vähentää entisestään niiden päästöjä kunnallisiin jätevedenpuhdistamoihin. Kuitenkin kirjoittajat ovat todenneet korkeita pitoisuuksia useita ongelmallisia aineita biohumuksessa. Nämä aineet eivät olleet mukana riskinarvioinnissa ml. pysyvät bioakkumuloituvat polybromatut difenyylietterit ja estrogeeniset nonyylifenolit. Halen ja laGuardian mukaan EPA:n riskinarviointi oli alun perin liian väljä eikä ottanut riittävästi huomioon orgaanisia pysyviä aineita. Hale *et al.* (2001) toteavat, että korkeita bromattujen difenyyliettereiden pitoisuuksia on löydetty biohumuksesta eri puolilta USA:ta. Niiden pitoisuudet viittaavat siihen, että biohumuksen maaperään sijoittamisen seurauksia täytyy tutkia tarkemmin.

Bursch *et al.* (2004) ovat tutkineet Itävallan pinta- ja pohjavesistä kemiallisia aineita, bioindikaattoreita, tehtiin riskinarviointi, ja riskinhallintasuunnitelman. Tutkitut aineet olivat hormonihäiritsijöitä: 17 beta -estradioli, estrioli, estroni, 17 alfa -etinyyliestradioli, 4-nonyylifenoli, 4-nonylphenol ethoksyalaatit (4-NP1EO, 4-NP2EO) ja niiden hajoamistuotteet, oktyylifenoli, oktyylifenolietoksyalaatit (OP1EO, OP2EO) sekä bisfenoli A. Vesistöjä ja jätevedenpuhdistusprosesseja kuvaavan aineiston hankkimiseksi tehtiin materiaalivirta-analyysi, jonka perusteella valittiin oleellimmat yhdisteet ja vesinäytteitä kerättiin kuukausittain vuoden ajan vakionäytteenottoaikoilta. Puhdistusprosessin viipymän havaittiin korreloivan positiivisesti hormonihäiritsijöiden hajoamiseen jätevedenpuhdistuksessa ja lietteenkäsittelyssä. Voidaan todeta kyllä, että tämä havainto on itsestään selvä jätevedenpuhdistamonäkökulmasta.

Lee ja Liu (2002) ovat selvittäneet luonnollisten estrogeenien (esim. 17 beta-estradioli tai 1,3,5[10]-estratrieeni-3,17-beta-dioli) aiheuttamia riskejä. He selvittivät aiheuttavatko luonnolliset estrogeenit hormonihäirintää ympäristössä. Estrogeenien hajoamista tutkittiin aerobisissa ja anaerobisissa panoskokeissa, joissa oli erityistä 17-beta-estradiolia hajottamaan kykenevää mikrobipopulaatiota paikalliselta puhdistamolta. Kokeissa havaittiin, että luonnolliset estrogeenit eivät muodosta riskiä, koska ne hajoavat biokemiallisesti ja niiden hajoamistuotteet hajoavat myös.

La Guardia *et al.* (2001) ovat tutkineet lietteitä 11 eri amerikkalaiselta puhdistamolta. Tutkitut aineet olivat alkyylifenolietoksyalaatteja joita käytetään laajasti pesuaineissa sekä niiden toksisemmat, estrogeeniset ja lipofiiliset hajoamistuotteet oktyylifenoli (OP), nonyylifenoli (NP) nonyylifenolimonoetoksyalaatti (NP1EO) ja nonyylifenolietoksyalaatti (NP2EO). Analyyseissä löytyi OP, NP, NP1EO, ja NP2EO havaittavia pitoisuuksia. Niistä 9 ylitti Tanskan asettaman maaperään sijoittamisen rajan (30 mg/kg, summa: NP, NP1EO, ja NP2EO) 6-33 -kertaisesti. NP:tä esiintyi eniten. NP:tä ja NP1EO:ta löytyi myös suodoksesta.

Hollannin ympäristöviranomaiset ja saippuateollisuus tekivät kattavan tarkkailuohjelman pesuaineiden sisältämien pinta-aktiivisten aineiden, ml. LAS, alkoholietoksyalaatti (AE), alkoholietoksyalaattisulfaatti (AES) ja alkoholisulfaatti (AS) ja saippua, pitoisuuksista (Matthijs *et al.* 1999). Virtaamaan suhteutettuja näytteitä otettiin jätevedenpuhdistuksen eri osista seitsemältä toiminnassa olevalta puhdistamolta kolmen päivän ajan. Kaikkien pinta-aktiivisten aineiden todettiin hajoavan 99 %:sti. Aineiden todettiin voivan hajota jo viemärissä. Ilmeisesti myös kertyvyys lietteeseen on vähäistä.

Edellisen artikkelin perusteella Feijtel *et al.* (1999) on määrittänyt LAS:n, AE:n, AES:n, AS:n ja saippuan aiheuttamia riskejä Hollannissa. Ennustetut keskimääräiset vähenemät olivat korkeita (98-99 %) riippumatta mallin syötteistä. Täten noin 1-2 % päätyy vastaanottavaan vesistöön. Tarkkailutieto vahvistaa tehokkaan poiston ja hajoamisen. PEC-arvon 90 % prosenttipiste 1000 m alajuoksuun jätevedenpuhdistamolta verrattiin PNEC:iin tai maksimaaliseen sallittuun konsentraatioon (MPC). Kirjoittajat eivät kuitenkaan vie artikkelissa riskinarviointia loppuun.

Fauser *et al.* (2003) ovat selvittäneet ftalaattien, nonyyliifenolien (NP), nonyyliifenolietoksyalaattien (NPDE) ja lineaaristen alkyylibentseenisulfonaattien (LAS) hajoaamista jaksoittain toimivassa jätevedenpuhdistamossa (Biodeniph). Tutkimuksessa selvitettiin liuenneiden ja sorboituneiden aineiden pitoisuudet. Sorboituneiden aineiden biohajoamista selvitettiin mallipohjaisesti Simple Treat-tyyppisellä mallilla. Ftalaateista eniten esiintyi di-(2-tetyyliheksyyli)-ftalaattia, josta 28 % päätyi lietteeseen ja 70 % oli biohajoavaa. LAS:sta 84 % hajosi biologisesti ja 15 % päätyi lietteeseen. NP:stä lietteeseen päätyi 16 %, ja 80 oli biohajoavaa. NPDE:stä lietteeseen päätyi 18 % ja 80 % oli biohajoavaa. Kaikkia tutkittuja aineita päätyi puhdistettuun veteen alle 5 %. Jätevedenpuhdistamon reduktio näiden aineiden suhteen oli siis korkea verrattuna muihin tavanomaisiin jätevedenpuhdistamoihin.

Stevens ja Jones (2003) ovat vertailleet erilaisten karjojen lantojen ja jätevesilietteen sisältämien dioksiinien ja furaanien (PCDD/F) aiheuttamaa riskiä peltolevityksessä. He totesivat, että lannan ja lietteen peltolevitys nykyisellä tahdilla ei nosta taustakuormitusta (4,9 pg TEQ/kg bw/d). Näin ollen Britannian nykyisäädösten mukainen lannan ja lietteen levitys ei lisää merkittävästi ihmisten altistumista dioksiineille tai furaaneille.

Elsgaard *et al.* (2001a) testasivat nestemäisen LAS-liuoksen vaikutusta maaperän mikrobeihin. Näitä tuloksia lienee verrattu seuraavan artikkelin lietteen sisältämän LAS:n vaikutuksiin. Lietteen todettiin vähentävän LAS:n toksisuutta maaperän mikrobeille. Elsgaard (2001b) totesivat, että LAS:n mikrobiologista toimintaa inhiboiva vaikutus väheni, kun se oli sekoitettu lietteeseen. Holmstrup ja Krogh (2000) käyttivät kuutta maaperän eliölajia LAS:n toksisuuden testaukseen: 2 kastematolajia, 2 hyppyhäntäislajia, petopunkkia, änkyrimatoa. Testeissä tutkittiin eliölajien eloonjäämistä, lisääntymistä ja kasvua. Toksisia vaikutuksia ilmeni, kun LAS:n pitoisuus ylitti 40.60 mg/kgTS. Lisääntyminen oli noin neljä kertaa herkempi kastemadoilla kuin änkyrimadoilla hyppyhäntäisillä tai petopunkteilla. Herkkyyks saattaa johtua riippuvuudesta maaperän huokosvedestä, mikä on nivelmadoilla suuri, mutta verraten vähäinen niveljalkaisilla. Holmstrup *et al.* (2001) ovat selvittäneet LAS:n eri suolojen (liukoinen Na-LAS, niukkaliukoiset Ca-LAS ja Mg-LAS) toksisuutta sekä maaperän ja lietteen inkuboinnin vaikutusta LAS:n toksisuuteen. Toksisuutta tutkittiin hyppyhäntäisten lisääntymis- ja kastemadon poikasten kasvutestillä. LAS:n eri suoloilla ei todettu olevan vaikutusta toksisuuteen. Myöskään testatuilla maannoksilla (hiekkä, hiesu, savi) ei ollut merkittävää vaikutusta LAS:n toksisuuteen. Liete-veesisuspensionä lisätty LAS ja LAS:n vesiliuos olivat yhtä toksisia. LAS:ia sisältävän lietteen anaerobinen inkubointi 7-14 vrk (ilman, että LAS hajosi) lisäsi toksisuutta kolminkertaiseksi sekä madolla että hyppyhäntäisellä. LAS:ia sisältämättömän näytteen anaerobinen inkubointi ei lisännyt toksisuutta. Jensen *et al.* (2001) ovat arvioineet LAS:n aiheuttamaa riskiä maaperän ekosysteemille. Käyttämällä LO-normaalista jakauman mallia ennustettiin maaperän eliöille kasveille ja niiden yhdistelmälle pitoisuus, jolla ei ole vaikutusta (PNEC). Maaperän pitoisuudet ennustettiin joukolle skenaarioita, ja pitoisuuksia (PEC) käytettiin riskisuhteen laskemiseen. LAS-pitoisuutta 4,6 mg/kg käytettiin PNEC-arvon parhaana estimaattina. Riskiskenaarioihin sisällytettiin kolme LAS-kontaminaatiotasoa, (530, 2600 ja 161000 mg/kgTS), kolme puoliintumisaikaa (10, 25 ja 40 d) sekä viisi lietekuormitustasoa (2, 4, 6, 8 ja 10 t/ha). Tanskassa riskisuhteen lähtötaso ei saavuttaisi 1,5:ttä realistisissa pahimmissa tapauksissa. Ääriskenaarioissa LAS:n pitoisuuksien ennustettiin laskevan reilusti alle PNEC:n vuoden kuluttua levityksestä. Tämä riskinarviointi toteaa siis, että LAS ei aiheuta merkittävää riskiä maaperän eliöille, kasveille ja maatalousmaan toiminnalle tavanomaisessa lietteen levityksessä. Tosin pahimmissa tapauksissa riskejä voi esiintyä.

Raskasmetallit ja muut potentiaalisesti haitalliset alkuaineet

Harrison *et al.* (1999) arvioivat USA:n säädöksiä kykyä suojella ihmisten terveyttä, maatalouden tuottavuutta, ja ympäristön terveyttä. He toteavat, että USA:n raskasmetalleja koskevat säädökset ovat paljon löysempiä kuin useissa Euroopan maissa. Erot johtuvat lähinnä menettelytapavalinnoista ja eurooppalaisesta ajattelutavasta, jossa ei haluta tuottaa vahinkoa. Lietteen sisältämät aineet pysyvät maaperässä kauan, joten maatalouskäytön raja-arvojen asettamisessa on syytä noudattaa varovaisuutta. Kirjoittajien mukaan New Yorkin osavaltion maaperän, veden ja sadon raskasmetallipitoisuudet ovat huolestuttavia. Kirjoittajat eivät kuitenkaan ehdota, että lietteen hyötykäyttö maataloudessa lopetettaisiin, vaan käyttöä olisi syytä valvoa tiukemmin.

McBride (2003a) jatkaa samasta aiheesta kuin Harrison *et al.* keskittyen lietteen sisältämään kadmiumiin. Hän toteaa, että eräs tärkeimmistä kadmiumin altistusreiteistä on laajasti käytetty lietteen levitys kotipuutarhoihin, joissa kasvatetaan vihanneksia ihmisravinnoksi. Kirjoittaja oli analysoinut uudelleen USEPA:n nykyisiä lietettä koskevia säädöksiä varten kerätyn tietopankin sisällön ja menetelmät, joilla kadmiumin raja-arvo oli määritetty. Lehtimäisten vihannesten kyky ottaa kadmiumia maaperästä vaihteli suuresti ja riippui paljon maaperän pH:sta ja kasvilajikkeesta. Hänen mukaansa USEPA:n käyttämä kadmiumin keskiarvoinen käyttökelpoisuusarvo kasveille ei ole pätevä vihannesten kotipuutarhakasvatuksessa. Myöskään USEPA:n riskinarvioinnissa ei otettu riittävästi huomioon pahinta mahdollista skenaariota, eli vegetaarista tai vegaanista ruokavaliota. Kirjoittajat toteavat, että joillakin puutarhureilla kadmium-annos voi muodostua huomattavasti isommaksi kuin USEPA oli arvioinut. McBride (2003b) jatkaa kritiikkiään vielä toisessa artikkelissa. Hän toteaa, että raskasmetallien joutuminen maaperästä kasveihin riippuu metallista, lietteestä, maaperän ominaisuuksista ja sadosta, joten yleispäteviä sääntöjä on vaikea muodostaa. Toisaalta taas USEPA:n säädökset perustuvat kokonaismetallikuorman tai maaperän pitoisuuteen. Hän suosittelee varovaisuusperiaatteen noudattamista, koska riittävästi tietoa ei ole saatavissa jokaisesta kohteesta.

Schouw ja Tell (2003) ovat selvittäneet yhdyskuntajätevesilietteen maatalouskäytön aiheuttamaa kadmiumriskiä. Cd on liikkuva metalli happamissa olosuhteissa maaperässä. Tällaisia maita on paljon Thaimaassa maatalouskäytössä, joten Cd saa saattaa päätyä satoon. Täten se voi päätyä myös ihmisravintoon. Riisiin on todettu olevan eräs tärkeimmistä kadmiumin lähteistä Aasiassa. Tavoitteena oli selvittää riskit, jotka liittyvät biohajoavien jätteiden käyttöön maanparannusaineena riisipelloilla. Suurin kadmiumlähde havaittiin olevan yhdyskuntajätevesiliete ja biojäte. Ihmisten ulosteissa kadmiumia oli vähän. Thaimaassa ei ole kadmiumin pitoisuuksia säätelevää lainsäädäntöä. Maanparannuskäyttö ei riitä ylittämään eurooppalaisia käyttörajoja. Tosin joissakin maissa on tiukempi lainsäädäntö ja ne saattavat ylittyä toisinaan. Johtopäätöksenä potentiaalinen riski on pieni

Maisonave *et al.* (2003) selvittivät kasvikoikeilla yhdyskuntajätevesilietteen käyttöä maataloudessa verrattuna teolliseen lannoitteeseen. Riskiä arvioitiin raskasmetallien suhteen. He toteavat, että raskasmetallien vuo on pieni jätevesilietteestä ja niiden akkumuloituminen ei aiheuta riskiä luonnolliselle ympäristölle, niin kauan kuin säädöksiä noudatetaan. 30 tonnia hehtaarille kuiva-aineena tarkoittaa 1 % sen maan massasta, jolle se levitetään, joten maaperän puskurointikyky riittää.

Wilkinson *et al.* (2002) selvittivät potentiaalisesti toksisten alkuaineiden kertymistä laiduntavien lampaiden elimistöön sen jälkeen kun laidunmaata oli kerran käsitelty lietteellä. Lampaat laidunsivat 149 tai 160 päivää. Lihas-, munuais- ja maksanäytteitä tutkittiin potentiaalisesti haitallisia alkuaineita teurastuksen yhteydessä. Maaperän Cu- ja Pb-pitoisuuksien todettiin nousseen ensimmäisessä kokeessa. Kasvillisuuden pitoisuuksiin käsittelyllä ei ollut vaikutusta kuparin pitoisuutta lukuun ottamatta,

joka nousi toisen keväällä tapahtuneen käsittelyn jälkeen. Ensimmäisessä kokeessa lampaiden munuaisten kadmiumpitoisuudet nousivat hiukan. Muita vaikutuksia ei havaittu. Kuitenkin lampaiden todettiin laiduntavan haluttomammin sen jälkeen kun lietettä oli lisätty, joten 21 päivän varoaikaa lietteen lisäyksen ja laidunnuksen välillä olisi syytä tarkistaa.

Selivanovskaya ja Latypova (2003) määrittivät lietteiden ja lietteillä käsiteltyjen maiden toksisuutta eliökokeilla. Tavoitteena oli kehittää sopivia menetelmiä toksisuuden määrittämiseen riskinarviointia varten. Näytteisiin lisättiin As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, ja Zn vesiliuoksina. Testieliöinä olivat bakteeri *Pseudomonas putida*, alkueläin *Paramecium caudatum*, vesikirppu *Daphnia magna* ja kasvi *Raphanus sativus*. Eri testilajien todettiin olevan hyvin eri tavoilla herkkiä. Herkimmät oli vesikirppu ja *Paramecium*. Lietteellä käsitellyn maaperän todettiin olevan toksista vain vesikirpuille. Kokeissa toksisuutta testattiin vesiuutosta, eikä maaperästä. Vesiuutto ei kuitenkaan välttämättä kerro oikeaa toksisuutta maaperässä, vaan siihen tarvittaisiin maaperässä tehtyjä toksisuustestejä.

Cole *et al.* (2001) selvittivät hyppyhäntäisten käyttöä eliökokeissa joilla tutkittiin metallipitoisten lietteiden maatalouskäytön riskejä. Sinkki- ja kadmiumpitoisten lietteiden todettiin vähentävän hyppyhäntäisten määrää kun lietteitä lisättiin maaperään. Liete, jossa metallipitoisuudet olivat matalia itse asiassa lisäsi hyppyhäntäisiä. Eri lajien todettiin tosin käyttäytyvän hieman eri tavoin.

Maaperän pieneliöt saattavat olla herkempiä raskasmetalleille kuin eläimet tai viljelykasvit. Rajanveto päätöksiä tehdessä on häilyvää ja vaikeaa. Nopean shokki-vaikutuksen ja pitkäaikaisen kroonisen vaikutuksen välillä on eroa. Myrkyvaikutus ei aina ole se pahempi näistä kahdesta. Lainsäädön kannalta tärkein vaikutus on pitkäaikaisvaikutus, joka tulee esille vähintään vuoden kestävässä altistuksessa.

Steenhuis *et al.* (1999) ovat selvittäneet raskasmetallien viipymää lietteen levitysalueella. He tarkastelivat USEPAn käyttämää ensimmäisen kertaluvun mallia, jonka avulla on tehty riskinarviointeja USAn biohumusta koskeviin säädöksiin. Mallia sovellettiin alueelle, johon lietettä oli levitetty 15 vuotta aiemmin. Mallin antamaa tulosta verrattiin virtausteoriasta johdettuun malliin, joka kuvailee ilmiötä tarkemmin kuin ensimmäisen kertaluvun malli. Mallien todettiin antavan samanlaisia tuloksia metallien pitoisuuksille levitysalueella. Valitettavasti mallilla ei voitu kertoa mihin metallit lopulta kulkeutuvat.

Burke *et al.* (2003) ennusti lietetuotteiden peltolevityksen lisääntyvän Britanniassa kaksinkertaiseksi vuoteen 2006 mennessä. Britannian säädökset perustuvat lähinnä ravinne-, erityisesti fosforipitoisuuksiin eikä niinkään raskasmetallien pitoisuuksiin. Heidän mukaansa kaikilla mailla levityksen riskit eivät ole samalla tasolla. Kriittisten alueiden ulkopuolella levittäminen saattaisi minimoida ravinteiden kulkeutumista riippumatta maaperän kasveille käyttökelpoisen fosforin pitoisuudesta.

Shober ja Sims (2003) ovat pohdiskelleet artikkelissaan USA:n typpipitoisuuksiin perustuvien biohumuksen levityssuosittelujen vaikutuksia pelloilla. Typpirajoihin perustuva levittäminen saattaa johtaa ylimääräisen fosforin kertymiseen maaperään niin, että sadon kannalta optimaalinen pitoisuus ylittyy ja fosforia voi myös kulkeutua vesistöihin aiheuttaen rehevöitymistä. Monet osavaltiot ovatkin siirtyneet suosittelemaan fosforipitoisuuksiin perustuvia levitysmääriä karjanlannalle. Samantapaisia ohjeita ollaan suunnittelemassa biohumukselle. Kirjoittajat toteavat, että biohumuksella voi olla sellaisia ominaisuuksia, jotka vähentävät fosforin aiheuttamaa riskiä vesistöille maahan levittämisen yhteydessä. He ehdottavat myös, että aiheesta olisi tehtävä kunnollinen riskinarviointi.

Wenin *et al.* (2002a) mukaan kompostointi vähentää lietteen sisältämän sinkin saatavuutta kasveille. Kokeissa, jotka oli tehty salaattilla, taitepavulla ja petunialla verrattiin säteilytettyä ja kompostoitua lietettä pelkästään kuivattuun sekä säteilytettyyn lietteeseen. Voidaan tietysti kysyä, mitä säteilytyksen vaikutus on, mutta

kompostoinnin vaikutus on ilmeisesti isompi. Säteilytys lisäsi sinkin saatavuutta kasveille. Sama kuin sinkille (yllä) pätee myös kuparille. (Wen (2002b))

Chaney *et al.* (1996) ovat arvioineet orgaanisiin haitta-aineisiin liittyviä riskejä lietteiden maaperään sijoittamisessa. Riskinarvioinnissa sovellettiin altistusreitillä-hestymistapaa. Altistusreittejä olivat yleinen ruuantuotanto, puutarhassa tapahtuva ruuantuotanto, maaperän joutuminen nielemällä ihmisiin, koti- tai villieläimiin, ihmisten altistuminen lihalle, joka on peräisin haitta-aineille altistuneesta karjasta, vapautuminen pinta- ja pohjavesiin, haihtuminen hengitysilmaan ja kyntämisen aiheuttama pölyäminen. Kahdella altistusreitillä todettiin aiheutuvan suurin riski rasvaliukoisista pysyvistä aineista, kuten esimerkiksi PCB: 1) biohumuksen kiinnittyminen laiturilla kasvaviin kasveihin pintalevityksen aikana ja sen jälkeen ihmisten ravinnoksi joutuvan karjan laiduntaminen kyseisellä pellolla ja 2) biohumuksen joutuminen suoraan lasten nielemäksi. Jokaisessa altistusreitissä käytettiin paljon altistuvien yksilöiden riskiä koko väestön tai populaation riskin sijasta. Riskinarvioinnin tulosten mukaan biohumuksen PCB:stä johtuva koko elinajan syöpärisikin kasvu paljon altistuvilla yksilöillä on alle 10^{-7} , ja koko väestöllä vielä vähemmän. He toteavat myös, että biohumuksen aiheuttamien riskien arviointi on mielekästä, koska nykyään on saatavilla tutkimuksessa määritettyjä orgaanisten aineiden kulkeutumiskertoimia maaperästä kasveihin ja eläimiin.

6.3.4

Lääkeaineet

Beausse (2004) on käynyt läpi jäteveden sisältämiä lääkeaineita ja niiden hajoamista review-artikkelissaan. Hän toteaa, että lääkeaineissa on hyvin paljon eroja siinä, miten hyvin ne hajoavat jätevedenpuhdistusprosesseissa ja toisaalta sitoutuvat lietteeseen. Kerättyjen tietojen perusteella lääkeaineet poistuvat jätevedenpuhdistuksessa yleisimmin 60-90 %:sti. Heikoimmin poistuvia olivat tietojen mukaan carbamatsepiini (7-8 %), fenatsoni (33 %) ja 17-alfa-etyynyliestradioli (EE2, 22-75 %). Synteettisiä steroideja (EE2, estroni ja 17-beta-estradioli), joita käytetään ehkäisytableteissa, esiintyy kiintoaineessa tyypillisesti 10 % siitä, mitä jätevedessä. Fluorokinoliinien (antibiootti) arveltiin päätyvän suurimmaksi osaksi lietteeseen. Lääkeaineet voivat poistua jätevedestä kolmella tavalla: sorboitumalla raakalietteeseen, sorboitumalla aktiivilietteeseen tai biofilmiin ja biohajoamalla. Näistä kaksi ensin mainittua tapaa saavat aikaan sen, että poistunut lääkeaine jää lietteeseen. Tosin se voi edelleen hajota lietteenkäsittelyprosesseissa. Hydrofobiset aineet päätyvät lähinnä raakalietteeseen. Rasvaliukoisilla aineilla on taipumus konsentroitua lietteeseen riippuen niiden anaerobisesta hajoamisesta.

Voulvoulis (2004) käsitellyt artikkelissaan lääkeaineiden aiheuttamia riskejä. Hänen mukaansa lääkeaineiden ympäristövaikutuksista tiedetään hämmästyttävän vähän. Suuri osa lääkkeistä saattaa poistua kehosta muuttumattomana kun taas aineenvaihduntatuotteet saattavat muuntua takaisin lähtöaineiksi bakteeritoiminnan ansiosta. Monet lääkeaineet hajoavat vain puutteellisesti jätevedenpuhdistuksessa. Suuri osa yhdyskuntajätevesilietteistä on kontaminoitunut lääkeaineilla. Tieto lääkkeiden ekotoksisuudesta on vajavaista. Nykytietämys ei riitä kunnolliseen riskinarviointiin lääkeaineille. USA:ssa on esitelty ohjeistukset uusille lääkeaineille ja EU:ssa on ehdotettu uusien lääkeaineiden ympäristöriskinarviointia. Jätevedenpuhdistamot on todennäköisesti tärkein pintavesien lääkeainepitoisuuksien lähde ja lietteen maatalouskäyttö voi myös aiheuttaa lääkeaineiden huuhtoutumista vesistöön. Ne riskinarvioinnit, jotka jättävät huomiotta kumulatiiviset lääkeaineiden vaikutukset johtavat todennäköisesti riskien aliarviointeihin. Näillä yhdisteillä on todennäköisesti pikemminkin krooninen kuin akuutti vaikutus. Voulvoulisin artikkeli edustaa varsin jyrkkää kantaa lääkeaineiden mahdollisesti aiheuttamiin riskeihin. Tosin hänen perusehdotuksensa on, että riskit täytyisi selvittää asianmukaisilla menetelmillä

Jones ja Voulvoulis (2002) ovat arvioineet Britannian 25 yleisimmän lääkkeen aiheuttamia riskejä. Riskejä arvioitiin määrittämällä ennustettu pitoisuus ympäristössä (PEC) ja ennustettua pitoisuus, jolla ei ole vaikutusta (PNEC). Vesiympäristössä: PEC/PNEC-suhde ylittyi parasetamolilla, amoksisilliinillä deoksitetrasykliinillä ja mefenaamihapolla. Jätevesilietteessä ennustettujen pitoisuuksien arviointi perustui joko laskettuihin liete-vesi kertoimiin, happo-emäsvakioihin tai ympäristömallintamiseen. Toksisuustietoja maaperässä ei ollut saatavissa, joten riskinarviointia ei voinut tehdä. Kirjoittajat ennustivat raakalietteen ja ylijäämälietteen pitoisuuksia 25 eri lääkeaineelle. Suurimmat pitoisuudet olivat kiniinisulfaatilla, mefenamiinihapolla, mebeveriinisulfaatilla ibuprofeenilla ja sulfasalatsiinilla. Iso pitoisuus raakalietteenä ja ylijäämälietteessä kulkivat yhdessä. Jos kohta ei ole tietoa, johtuuko se mallista vai todellisesta tilanteesta.

Cunningham *et al.* (2004) ovat selvittäneet mielialalääke Paxilin ja sen aineenvaihduntatuotteen hajoamista ja rikastumista vesiympäristössä. Paxilin tehoaine on paroksetiinihydrokloridihemihydraatti. Tehoaineesta hajoaa suurin osa ihmisen aineenvaihdunnassa ja virtsan ja ulosteen kautta poistuu 97 % metaboliatuotteina, jotka joutuvat täten jätevedenpuhdistamolle. Suurimman osan metaboliatuotteista oletettiin olevan biohajoavaa. Aineenvaihduntatuotteen ympäristövaikutuksia tutkittiin kokeilla, joissa selvitetään ennustettu pitoisuus, jolla ei ole vaikutusta (PNEC). Metaboliatuotteiden EC50 oli 82 mg/l ja PNEC 35 mikrogrammaa/l. Aineenvaihduntatuotteen todettiin hajoavan vesiympäristössä, eli se ei myöskään voi rikastua lietteeseen.

6.3.5

Muut

Parker *et al.* (1999) selvittivät oktametyyliisyklotetrasiloksaanin (D4) ja dekametyyliisyklopentasiloksaanin (D5) hajoamista ja kulkeutumista jätevedenpuhdistamolla. Näytteenoton perusteella poistoprosentti oli D4:lle 86 % (sd. 4 %) ja D5:lle 96 % (sd 2 %). Toxchem-ohjelmalla tehdyn mallinnuksen perusteella noin puolet poistuneesta määrästä joutuu lietteeseen ja noin puolet haihtuu. Tuloksia voidaan käyttää näiden siloksaanien aiheuttaman riskin arviointiin jätevedenpuhdistamoilla. Tutkimus tehtiin lisäämällä tutkittavia siloksaaneja veteen, joten oikeita pitoisuuksia siitä ei saa.

6.3.6

Menetelmät

Blok (2001) on kehittänyt mallia uusien ja käytössä olevien kemikaalien ympäristöriskien arviointiin useiden haitta-aineiden mahdollisista pitoisuuksista jätevedenpuhdistusprosessin jälkeen. Malli yhdistää Monodin kinetiikan massan kulkeutumisnopeuksiin nesteeseen ja biomassan välisen imaginäärisen rajapinnan läpi. Jokaiselle erityiselle aineelle voidaan laskea yhdistetty nopeusvakio. Tämä nopeusvakio riippuu tulevan veden konsentraatioista, aineesta, ja aineen maksimaalisesta kasvunopeudesta luontaisena aineen ominaisuutena. Kaikki muuta parametrit ovat luontaisia aktiivilieteprosessille, ja voidaan kvantifioida yleisten perusarvojen pohjalta.

Horizontal-projektin (Gawlik *et al.* 2004) tavoitteena on yhtenäistää kiinteiden näytteen, mukaan lukien lietteiden, analysointia ja muita testimenetelmiä koskevia käytäntöjä Euroopassa. Työ koskee mahdollisesti haitallisten alkuaineiden, orgaanisten haitta-aineiden, patogeenien ja mekaanisten ominaisuuksien määrittystä ja näytteenottoa. Parametreja, joille standardeja luodaan, ovat mm. *E. coli*, *Salmonella*, *Clostridium perfringens*, enterokokit, fytotoksisuus, AOX, PAH:t, PCB:t, LAS, NP:t, DEHP, N, P, kuiva-aine, ICP:llä määritettävät alkuaineet ja AAS:lla määritettävät alkuaineet.

7 Analyysi Ruotsin lietekestelusta

Bengtsson ja Tillman (2004) ovat pohdiskelleet artikkelissaan Ruotsin tilannetta lietteen maatalouskäytön suhteen. Ruotsissa käytetään lietettä pelloilla hyvin vähän siitä huolimatta, että kansallisesti poliittisena tavoitteena on edistää ravinteiden kierrätystä ja lietteiden haitallisten komponenttien pitoisuudet ovat matalia. Kirjoittajat tutkivat mikä on tieteellisillä tutkimuksilla tuotetun tiedon rooli ja mikä on olemassa olevan pattitilanteen rakenne.

Vuonna 1999 Ruotsin maanviljelijöiden kattojärjestö (LRF) kehotti maanviljelijöitä olemaan käyttämättä lietettä pelloilla täten rikkoen lietesopimuksen, joka oli ollut voimassa vuodesta 1994. Pääsyy tapahtumiin oli bromattujen palonestoaineiden pitoisuudet lietteissä. Päätöksen taustalla olivat myös kertyvän hopean pitoisuudet maaperässä ja sairaaloista viemäriin laskettaviin jätevesiin liittyvät hygieeniset riskit. Tämän seurauksena lietteen maatalouskäyttö putosi 90-luvun lopun lukemista 25-30 % hieman yli 10 %:iin vuoteen 2001 mennessä. (Bengtsson ja Tillman 2004)

Toisaalta Ruotsin hallitus valmisteli erillistä veroa orgaanisen jätteen kaatopaikkasijoittamiselle tavoitteena kierrätyksen lisääminen. Vesihuoltolaitokset joutuivat tilanteeseen, jossa ne eivät kyenneet noudattamaan kansallisia tavoitteita. Vesihuoltolaitosten kattojärjestö vaatikin hallitukselta ja muilta viranomaisilta tarkempia ohjeita lietteen kierrätyksestä. Seurauksena Naturvårdsverket al.koi koota parasta saatavilla olevaa tietoa fosforin kierrätyksestä. Tiedon avulla ja muiden viranomaisten kanssa yhteistyössä suunniteltiin toimenpideohjelma aikaan sidotut kierrätystavoitteet mukaan lukien. Vastakkainasettelu lieteasioissa koskee myös muita toimijoita kuin vain vesihuoltolaitoksia ja maanviljelijöitä. Ruokateollisuus, kuluttajat ja ympäristöliikkeet ovat keskustelun tärkeitä osapuolia viranomaisten lisäksi. (Bengtsson ja Tillman 2004)

Ruotsissa harkittuja lietteen hyötykäyttötapoja on lueteltu taulukossa 21. Osalla luettelon menetelmistä saadaan lietetuote kokonaisuudessaan hyötykäyttöön, osalla taas vain jokin fraktio lietteestä, esimerkiksi energia tai fosfori. (Bengtsson ja Tillman 2004) Kohdat 6-9 ovat erityisesti Ruotsin tilanteelle tyypillisiä menetelmiä, joita ei esimerkiksi Suomessa ole harkittu vakavasti. Kohdan 10 mukaista harmaan ja jäteveden erottelua Suomessa on toteutettu vain hyvin rajoitetusti, eikä sen seuraamuksia lietteen hyötykäyttöön ole tuotu yleiseen lietekesteluun.

Bengtsson ja Tillman (2004) toteavat, että lietekestelu on Ruotsissa ollut erityisen hankalaa siksi, että keskustelun osapuolet luottavat liikaa faktojen ratkaisevan ongelman. Toisaalta tieteellisesti tutkittua tietoa tulkittiin esim. vesihuoltolaitosten kattojärjestössä ja kuluttajajärjestöissä aivan vastakkaisilla tavoilla, joten yhteisymmärrystä tieteellisestä totuudesta ei keskustelussa ollut. Bengtsson ja Tillman korostavat sitä, että keskustelua tulisi käydä myös eri osapuolten arvoista ja uskomuksista (ks. taulukko 22). Keskustelu ei tällöinkään välttämättä johtaisi konsensukseen, mutta se laajentaisi keskustelijoiden näkökulmia ja toisten näkökantojen ymmärtämystä. Sellaisilla asioilla kuin varovaisuusperiaate ja sukupolvien välinen samanarvoisuus

ei ole yksiselitteisiä määritelmiä, vaan niiden merkitys täytyy sopeuttaa kuhunkin erityistilanteeseen, jotta niitä voitaisiin käyttää päätöksenteon apuna. Kirjoittajien näkemyksen mukaan Ruotsin liete keskustelussa ei ollut yhteistä ymmärrystä näistä keskeisistä käsitteistä.

Taulukko 21. Ruotsissa harkittuja lietteen hyötykäyttö- ja loppusijoitustapoja (Bengtsson ja Tillman 2004).

1.	Sijoitus kaatopaikalle	Laajasti käytössä varsinkin sellaisilla alueilla, joissa soveltuvaa muuta vaihtoehtoa ei ole
2.	Viherrakentaminen	Lisääntynyt viime vuosina
3.	Metsälannoitus	Havumetsien ja energiakasvien sadon lisääminen
4.	Poltto	Tuhka ei ole orgaanista jätettä ja voidaan sijoittaa kaatopaikalle
5.	Peltolevitys	Ravinteet kierrätykseen, edullinen ja teknisesti hyvin tunnettu vaihtoehto
6.	Lietteiden käsittely fosforin erottamiseksi	Fosforin kierrätys. Tekniikka on vielä kehitteillä. Jäänöksen loppusijoitus ratkaisematta*
7.	Tuhkien käsittely fosforin erottamiseksi	Fosforin kierrätys. Tekniikka on vielä kehitteillä. Jäänöksen loppusijoitus ratkaisematta*
8.	Ylikriittinen märkäpoltto (märkähapetus)	Fosforin kierrätys. Tekniikka on vielä kehitteillä. Jäänöksen loppusijoitus ratkaisematta*
9.	Virtsanerottelu	Suuri osa ravinteista kierrätykseen. Tarvitaan erottelevat WC-istuimet, keräysputkisto ja varastosäiliöt*. Käyttö sesonkiluonteista*.
10.	Erilliset harmaavesijärjestelmät	Vessavedet käsitellään erillään muista jätevesistä. Kierrätykseen vain ihmisperäistä lietettä*. Tarvitaan keräysputkistot ja -järjestelmät.*

* Kirjoittajan oma lisäys alkuperäiseen taulukkoon

Taulukko 22. Arvoihin perustuvia kysymyksiä, joita liete keskustelussa täytyisi nostaa esille, jotta päästäisiin rakentavampaan dialogiin. Analyysi perustuu Ruotsin liete keskusteluun. (Bengtsson ja Tillman 2004)

Epävarmuus
Mitä johtopäätöksiä olisi syytä vetää tuntemattomien haitallisten aineiden ja patogeenien mahdollisesta olemassaolosta lietteessä? Miten tulisi epävarmuus ottaa huomioon? Kuinka turvallista on tarpeeksi turvallinen?
Asianmukaiset mittarit
Mitkä mittaustulokset ovat osoittavat, että jossain on tai voi olla ongelmia? Joidenkin aineiden kohonneet pitoisuudet lietteessä, maaperässä vai sadossa?
Kompromissi riskien ja hyötyjen välillä
Jos fosforin kierrätys on tärkeä ja ajankohtainen yhteiskunnallinen päämäärä, niin onko joitakin riskejä, jotka voidaan hyväksyä tämän päämäärän saavuttamiseksi?
Tulevaisuuden systeemejä muokkaavat tekijät
Miten lyhyen tähtäimen muutokset lietteenkäsittelymenetelmissä vaikuttavat jätevesijärjestelmien ja lietteen laadun kehitykseen pitkällä aikavälillä?
Vastuut
Jos lietettä käytetään maataloudessa ja ongelmia tulee eteen, mitkä ovat seuraukset? Jos kuluttajat reagoivat negatiivisesti, kuka kärsii tappiot ja voidaanko tappioita kompensoida? Ketä todennäköisesti syytettäisiin? Kuka ottaisi vastuun?

Kirjoittajat toteavat edelleen, että viranomaisten ja päättäjien tulisi kehittää hallinnointikäytäntöjä, jotka laajentavat perinteistä säätelijän roolia. Uudentyyppinen rooli perustuisi prosessijohtamiseen, joka kannustaa eri toimijoita verkostoitumaan väljästi ja ottamaan osaa yhteiseen päätöksentekoon. Suomeen verrattuna tämä tapa olisi täysin vastakkainen vallitsevalle yhteiskunnalliselle käytännölle, joka perustuu enemmänkin saneluun ylhäältäpäin, kuin yhteiseen päättämiseen keskustelun pohjalta.

Bengtsson ja Tillman havaitsivat, että eri toimijat antoivat tieteellisesti tutkitulle tiedolle keskeisen roolin. Tutkimuksen todettiin heijastavan joitakin tiettyjä näkökulmia ja ovat painotuksiansa vuoksi merkityksellisempiä joillekin toimijoille kuin toisille. Kun jokin näkökanta otetaan tutkimuksen lähtökohdaksi, sille annetaan samalla oikeutus. Tämän vuoksi tutkijoiden, jotka toimivat neuvonantajina ristiriitatilanteissa, tulisi olla erittäin hyvin selvillä siitä sosiaalisesta yhteydestä jossa tuloksia käytetään: mitä näkökantoja tutkimuksen lähtökohta tukee ja miten tietynlaiset tulokset sopivat eri tyyppisiin ajattelupuitteisiin.

KIRJALLISUUS

- Abu-Orf, MM, Brewster, J, Oleszkiewicz, J, Reimers, RS, Lagasse, P, Amy, B, Glindemann, D, 2004. Production of class A biosolids with anoxic low dose alkaline treatment and odor management Wastewater Sludge as a Resource. ss.131-138. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]. 49(10).
- ADAS, 1999. The safe sludge matrix – guidelines for the application of sewage sludge to agricultural land. BRC, Water UK, www.adas.co.uk/matrix/
- Ahlers, J, 2001. Strategies for Risk Assessment of Existing Chemicals in Soils Journal of Soils and Sediments [J. Soils Sed.]. 1(3), 168-174.
- Ahn, Y-H. ja Choi, H-C, 2004. Municipal sludge management and disposal in South Korea: Status and a new sustainable approach Resources From Sludge: Forging New Frontiers. ss.245-253. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]. 50(9)
- Allonier-Fernandez, AS, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Amlingerr, F ja Moser D, 2005 Kirjallinen tiedonanto.
- Beausse, J, 2004. Selected drugs in solid matrices: a review of environmental determination, occurrence and properties of principal substances. Trends in Analytical Chemistry, 23(10-11)753-761
- Bengtsson M, ja Tillman AM, 2004. Actors and interpretations in an environmental controversy: the Swedish debate on sewage sludge use in agriculture. Resources, Conservation and Recycling, 42(1)65-82
- Berna JL, Moreno A ja Ferrer J, 1991. The behavior of LAS in the environment. J Chem Technol Biotechnol 1991, 50,387-398.
- Blok, H, 1997. Measurements of musk fragrances in sludges of sewage treatment plants in the Netherlands. BKH Consulting Engineers.
- Blok, J, 2001 A Single Model for Mass Transfer and Growth for Biodegradation Rates in Activated Sludge Ecotoxicology and Environmental Safety [Ecotoxicol. Environ. Saf.]. 48(2)148-160.
- Braekevelt, A, 2005, Kirjallinen tiedonanto
- Bright, DA ja Healey, N, 2003. Contaminant risks from biosolids land application. Contemporary organic contaminant levels in digested sewage sludge from five treatment plants in Greater Vancouver, British Columbia. Environmental Pollution, 126(1)39-49.
- Bujoczek, G, Reiners, RS ja Olaszkiwicz, JA, 2001. Abiotic factors affecting inactivation of pathogens in sludge Sludge Management Entering the Third Millenium - Industrial, Combined, Water and Wastewater Residues. ss.79-84. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]. 44(10).
- Burke, S, Heathwaite, L, Quinn, P, Merrett, S, Whitehead, P, Preedy, N, Lerner, D ja Saul, A, 2003. Strategic management of non-point source pollution from sewage sludge 3rd World Water Congress: Integrated Water Resources Management. ss.305-310. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.] 47.
- Bursch, W, Fuerhacker, M, Gemeiner, M, Grillitsch, B, Jungbauer, A, Kreuzinger, N, Moestl, E, Scharf, S, Schmid, E, Skutan, S ja Walter, I, 2004. Endocrine disrupters in the aquatic environment: the Itävaltan approach ARCEM Assessment and Control of Hazardous Substances in Water. ss.293-300. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]. 50(5).
- Cavelli, L, Gellera, A, ja Landone A, 1993. LAS removal and biodegradation in a wastewater treatment plant. Environ Toxicol. 12, 1777-1788.
- CEN/TC308 WG3 N59, 2005. Characterisation of sludges – Guide to risk assessment especially in relation to use and disposal of sludges. Ver_2.1 Draft for discussion.
- Chabrier, JP, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Chaney, RL, Ryan JA ja O'Connor GA, 1996. Organic contaminants in municipal biosolids: risk assessment, quantitative pathways analysis, and current research priorities. Science of The Total Environment, 185(1-3), 187-216.
- Cheunbarn, T, Pagilla, KR, 1999. Temperature and SRT effects on aerobic thermophilic sludge treatment Journal of Environmental Engineering [J. Environ. Eng.]. 125(7).
- Cheunbarn, T, Pagilla, KR, 2000. Aerobic Thermophilic and Anaerobic Mesophilic Treatment of Sludge Journal of Environmental Engineering [J. Environ. Eng.]. 126(9), 790-795.
- Cole, LJ, McCracken, DI, Foster, GN ja Aitken, MN, 2001. Using Collembola to assess the risks of applying metal-rich sewage sludge to agricultural land in western Scotlands Agriculture, Ecosystems & Environment [Agric., Ecosyst. Environ.]. 83(1-2), 177-189.
- CSHPF, 1997. Risques sanitaires liés aux boues d'épuration des eaux usées urbaines. éditions Lavoisier Tec & Doc.
- Cunningham, VL, Constable, DJC ja Hannah, RE, 2004. Environmental Risk Assessment of Paroxetine Environmental Science & Technology [Environ. Sci. Technol.]. 38(12), 3351-3359.
- Dahab, MF ja Surampalli, RY 2000. Effects of aerobic and anaerobic digestion systems on pathogen and pathogen indicator reduction in municipal sludge Sludge Management: Regulation, Treatment, Utilization and Disposal. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.], 181-187.
- Danish ministerial Order, 1996, ref. Madsen, T, Kristensen P, Samsö-Petersen, L, Törslov, J ja Rasmussen, JO (1997): Application of sludge on farmland - quality objectives, level of contamination and environmental risk assessment.-Specialty conference on management and fate of toxic organics in sludge applied to land. Copenhagen, 30 April - 2 may 1997.
- Davies, WJ ja Messerli, 2000. Pre-pasteurization and operating costs savings using thermophilic aerobic digestion retrofit to conventional mesophilic anaerobic digestion. In Proc. 5th Eur. Biosolids and organic Residuals Conf. Wakefield UK. 20-22. Nov. 2000. (2) Aqua Enviro, Wakefield.
- de Henau, H, Lee CM ja Gilbert PA, 1986. Environmental safety of detergents. Tenside Deterg. 23, 267-271.

- De Leon, C, Jenkins, D, 2002. Removal of fecal coliforms by thermophilic anaerobic digestion processes
Sludge Management: Regulation, Treatment, Utilisation and Disposal. Water Science & Technology
[Water Sci. Technol.], 147-152
- De Mann, A, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Defra 2000. Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management HMSO, London <http://www.defra.gov.uk/environment/risk/eramguide/index.htm>
- Dentel, SK, 2004. Contaminants in sludge: Implications for management policies and land application
Wastewater Sludge as a Resource. ss.21-29. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]. 49(10).
- Dumontet, S, Dinel, H ja Baloda, SB, 1999. Pathogen Reduction in Sewage Sludge by Composting and
Other Biological Treatments: A Review Biological Agriculture and Horticulture [Biol. Agric. Hortic.].
16(4) 409-430.
- Elsgaard, L, Petersen, SO ja Deboz, K 2001a. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates
in agricultural soil. 1. Short-term effects on soil microbiology Environmental Toxicology and Chemistry
[Environ. Toxicol. Chem.]. 20(8) 1656-1663. .
- Elsgaard, L, Petersen, SO ja Deboz, KS 2001b. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates
in agricultural soil. 2. Effects on soil microbiology as influenced by sewage sludge and incubation
time Environmental Toxicology and Chemistry [Environ. Toxicol. Chem.]. 20(8), 1664-1672.
- EPA, 2002. A Plain English Guide to the EPA Part 503 Biosolids Rule (www.epa.gov)
- European Commission, 2000. Working document on sludge. 3RD Draft. Brussels, 27 April 2000. 19 s.
- European Commission, 2001a. Disposal and recycling routes for sewage sludge. Part 2. Regulatory report.
Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, , ISBN 92-894-1799-4
- European Commission, 2001b. Evaluation of sludge treatments for pathogen
- European Commission, 2001c. Organic contaminants in sewage sludge for agricultural use. 18 October
2001. 73 s.
- European Commission, 2006. Directive 86/278/EEC on Sewage Sludge, Draft Report 2001-2003.
- European Commission, 200d. Pollutants in urban wastewater and sewage sludge. Luxembourg: Office of
official publications of European Communities, 2001. 244 s.
- Evans, T, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Fausser, P, Vikelsoe, J, Soerensen, PB ja Carlsen, L, 2003. Phthalates, nonylphenols and LAS in an alternate-
ly operated wastewater treatment plant--fate modelling based on measured concentrations in waste-
water and sludge Water Research [Water Res.]. 37(6), 1288-1295.
- Feijtel, TCJ, Struijs, J ja Matthijs, E, 1999. Exposure modeling of detergent surfactants--prediction of
90th-percentile concentrations in the Netherlands Environmental Toxicology and Chemistry [Environ.
Toxicol. Chem.]. 18(11), 2645-2652.
- Fooken, C, Gühr, R, Häckl, M. ja Seel, P, 1997. Orientierende Messungen gefährlicher Stoffe – landesweite
Untersuchungen auf organische Spurenverunreinigungen in hessischen Fließgewässern, Abwässern
und Klärschlämmen, 1991-1996. Teoksessa: Umweltplanung, Arbeits- und Umweltschutz, Heft 233.
Hessische Landesanstalt für Umwelt, Wiesbaden Saksa.
- Gale, P ja Stanfield, G, 2001. Towards a quantitative risk assessment for BSE in sewage sludge. Journal of
applied microbiology, 91(3), 563-569.
- Gale, P, 2003. Using event trees to quantify pathogen levels on root crops from land application of treated
sewage sludge. Journal of applied microbiology, 94(1), 35-47.
- Gale, P, 2005. Land application of treated sewage sludge: quantifying pathogen risks from consumption of
crops. Journal of applied microbiology, 98(2), 380-396.
- Gantzer C, Gaspard P, Galvez L, Huyard A, Dumouthier N ja Schwartzbrod J 2001. Monitoring of bacterial
and parasitological contamination during various treatment of sludge. Water Research, 35 (16), 3763-
3770
- Gawlik BM, van der Sloot HA, Ulberth F, Nortcliff S, Simonart T, Cooper B, Leschber R, Andersen K ja
Wichman K, 2004. On the development of horizontal CEN standards supporting the implementation of
EU Directives on Sludge, Soil and Biowaste - Project HORIZONTAL. Trends in Analytical Chemistry,
23(10-11), 686-703.
- Gerba, C, Pepper, I. ja Whitehead, LIII, 2002. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the
land application of biosolids. Alliance House 12 Caxton Street London SW1H 0QS UK: IWA Publishing.
- Gibbs, RA, Hu, CJ, Ho, GE ja Unkovich I, 1997. Regrowth of fecal coliforms and Salmonellae in stored
biosolids and soil amended with biosolids. Wat. Sci. Tech. 35 (11-12), 269-275.
- Gibbs, RA, HU, CJ, HO, GE, Phillips, PA ja Unkovich, I, 1995. Pathogen die-off in stored wastewater sludge.
Wat. Sci. Tech. 31, 91-95.
- Giller, KE, Witter, E, McGrath, SP, 1999. Assessing risks of heavy metal toxicity in agricultural soils: Do
microbes matter? Human and Ecological Risk Assessment [Hum. Ecol. Risk Assess.]. 5(4), 683-689.
- Godfree, A ja Farrell, J, 2005. Processes for Managing Pathogens. Journal of environmental quality, 34(1),
105-113.
- Hale, RC, la Guardia, MJ, 2002. Have risks associated with the presence of synthetic organic contaminants
in land-applied sewage sludges been adequately assessed? New Solutions [New Solutions]. 12(4) 371-
386.
- Hale, RC, La Guardia, MJ, Harvey, EP, Gaylor, MO, Mainor, TM and Duff, WH, 2001. Flame retardants:
Persistent pollutants in land-applied sludges. Nature, 412 (6843), 140-141.
- Harrison, EZ, McBride, MB ja Bouldin, DR, 1999. Land application of sewage sludges: an appraisal of the
US regulations. International Journal of Environment and Pollution, 11(1), 1-36.

- Heberer, T, 2002. Occurrence, Fate, and Assessment of Polycyclic Musk Residues in the Aquatic Environment of Urban Areas- A Review. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 30(5-6), 227-243.
- HMSO, 1989. The Sludge (Use in Agriculture) Regulations 1989. No. 1263. Public Health, England and Wales. Public Health, Scotland.
- Holmstrup, M, Krogh, PH, 2001. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 3. Sublethal effects on soil invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry [Environ. Toxicol. Chem.]*. 20(8), 1673-1679.
- Holmstrup, M, Krogh, PH, Loekke, H, De Wolf, W, Marshall, S, Fox, K, 2001. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 4. The influence of salt speciation, soil type, and sewage sludge on toxicity using the collembolan *Folsomia fimetaria* and the earthworm *Aporrectodea caliginosa* as test organisms. *Environmental Toxicology and Chemistry [Environ. Toxicol. Chem.]*. 20(8), 1680-1689.
- Holt MS, Bernstein SL, 1992. Linear alkylbenzenes in sewage sludges and sludge amended soils. *Water Res* (26), 613-624.
- Horan, NJ, Fletcher, L, Betmal, SM, Wilks, SA ja Keevil, CW, 2004. "Die-off of enteric bacterial pathogens during mesophilic anaerobic digestion", *Water research*, 38(5), 1113-1120.
- Hu, CJ, Gibbs, RA, Ho, G, Philips, P ja Unkovich, I, 1996. Pathogen densities in wastewater sludge treated by anaerobic digestion and dewatering, 25-26 Feb 1996
- IWA ja WISA 2005. Proceedings of the specialist conference on Management of Residues Emanating from Water and Wastewater Treatment, Sandton Convention Centre, Johannesburg, South Africa, 10.-12.08.2005. Cd-rom.
- Jahrgang 1994. ref. Fürhacker, M ja Lence, B, 1997: Sludge Management in Lower Itävalta: Policy Related Issues in Land Application of Sewage Sludge. Unpublished, 18 p.
- Jankovski, H, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Jensen, J, 1999. Fate and effects of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) in the terrestrial environment. *The Science of The Total Environment*, 226(2-3), 93-111.
- Jensen, J, Loekke, H, Holmstrup, M, Krogh, PH, Elsgaard, L, 2001. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 5. Probabilistic risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in sludge-amended soils. *Environmental Toxicology and Chemistry [Environ. Toxicol. Chem.]*. 20(8), 1690-1697..
- Jones, OAH, Voulvoulis, N, Lester, 2002. JN Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. *Water Research [Water Res.]*. 36(20), 5013-5022.
- Joshua, WD, Michalk, DL, Curtis, IH, Salt M, ja Osborne GJ, 1998. The potential for contamination of soil and surface waters from sewage sludge (biosolids) in a sheep grazing study, Australia. *Geoderma*, 84(1-3), 135-156.
- Kocaer, FO, Alkan, U, Baskaya, HS, 2003. Use of lignite fly ash as an additive in alkaline stabilisation and pasteurisation of wastewater sludge. *Waste Management & Research [Waste Manage. Res.]*. 21(5), 448-458.
- Kroiss, H, 2004. What is the potential for utilizing the resources in sludge? *Wastewater Sludge as a Resource.. Water Science & Technology* 49(10), 1-10.
- La Guardia, MJ, Hale, RC, Harvey, E, Mainor, TM, 2001. Alkylphenol Ethoxylate Degradation Products in Land-Applied Sewage Sludge (Biosolids). *Environmental Science & Technology [Environ. Sci. Technol.]*. 35(24), 4798-4804.
- Lee, HB ja Liu, D, 2002. Degradation of 17 beta -Estradiol and its Metabolites by Sewage Bacteria. *Water, Air, & Soil Pollution [Water, Air, Soil Pollut.]*. 134(1-4), 351-366.
- Lindeman, IH, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Long, SC, Lukkarila, KM, Bonett, S, Switzenbaum, MS, 1999. Additives to prevent pathogen indicator regrowth on a heat-dried biosolids product. *Advances in Environmental Research [Adv. Environ. Res.]*. 2(4), 438-446.
- LRF, SEPA ja VAV, 1996. ref. European Commission, 2001. Organic Contaminants in Sewage Sludge for Agricultural Use Project Coordination. European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability. Soil and Waste Unit 18 October 2001.
- Maisonave, V, Bonnin, Ch, Vignoles, M, Revel, JC, Patria, L, 2003. Impact of agronomic sludge recycling: study of metal transfer to soil and plants. *Techniques Sciences Methodes. Genie Urbain-Genie Rural [Tech. Sci. Methodes. Genie Urbain-Genie Rural]*. (4), 41-49.
- Matthijs E ja de Henau H, 1987. Determination of LAS. *Tenside Surfact Deterg*, 89, 193-198.
- Matthijs, E, Holt, MS, Kiewiet, A, Rijs, GBJ. Environmental monitoring for linear alkylbenzene sulfonate, alcohol ethoxylate, alcohol ethoxy sulfate, alcohol sulfate, and soaps. *Environmental Toxicology and Chemistry [Environ. Toxicol. Chem.]*. 18(11), 2634-2644.
- Mayhew, ME, Le, MS, Ratcliff, RA, 2002. novel approach to pathogen reduction in biosolids: The enzymic hydrolyser. 2nd World Water Congress: Wastewater Treatment and Sludge Management. *Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]*. 427-434
- McAvoy DC, White CE, Moore BL, Rapaport RA. 1994. Chemical fate and transport in a domestic septic system: sorption and transport of anionic and cationic surfactants. *Environ Toxicol Chem*, (13), 213-221.
- McBride, MB, 2003. Cadmium Concentration Limits in Agricultural Soils: Weaknesses in USEPA's Risk Assessment and the 503 Rule. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9(3), 661-674.
- McBride, MB, 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research*, 8(1), 5-19.

- McEvoy J, Giger W. 1986. Determination of linear alkylbenzenesulfonates in sewage sludge by high-resolution gas chromatography-mass spectrometry. *Environ Sci Technol* 20, 376-383
- Meckes, MC ja Rhodes, ER, 2004. Evaluation of bacteriological indicators of disinfection for alkaline treated biosolids, *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3(4), 231-236.
- Mignotte-Cadiergues, B, Maul, A, Huyard, A, Capizzi, S, Schwartzbrod, L, 2001. The effect of liming on the microbiological quality of urban sludge *Health-related Water Microbiology* 2000. ss.195-200. *Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]*. 43(12).
- Millner, PD, Powers, KE, Enkiri, NK, ja Burge, WD, 1987. Microbially mediated growth suppression and death of *Salmonella* in composted sewage sludge. *Microbial ecology*. New York NY, 14(3), 255-265.
- MMM 2005. Ehdot käsitellyn puhdistamolietteen käytölle maataloudessa. Maa- ja metsätalousministeriön ja Kasvintuotannon tarkastuskeskuksen ohje maataloudessa käytettävälle puhdistamolietteelle. Maa- ja metsätalousministeriö. Elintarvike- ja terveysosasto. Dnro 2915/835/2005. Annettu 17.6.2005.
- MMM 2007: Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista 12/07. Antopäivä: 13.02.2007 Voimaantulopäivä: 15.03.2007.
- NAS, 2002. Biosolids Applied to Land: Advancing Standards and Practices. Committee on Toxicants and Pathogens in Biosolids Applied to Land, National Research Council. 368 pages, 6x9, 2002.
- Nielsen, B, Petersen, G, 2000. Thermophilic anaerobic digestion and pasteurisation. Practical experience from Danish wastewater treatment plants *Disposal and Utilisation of Sewage Sludge: Treatment Methods and Application Modalities*. ss.65-72. *Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]*. 42(9).
- NÖ, 1994. NÖ Klärschlamm- und Müllkompostverordnung.-Landesgesetzblatt 6160/1-0
- Oleszkiewicz, JA, Mavinic, DS, 2002 Wastewater biosolids: an overview of processing, treatment, and management *Journal of Environmental Engineering and Science [J. Environ. Eng. Sci.]*. 1(2), 75-88.
- Oliver, DM, Clegg, CD, Haygarth, PM ja Heatwaite AL, 2005. Assessing the potential for pathogen transfer from grassland soils to surface waters. *Wat. Sci. Tech.* 85, 125-180.
- Omegam 1997. Analytical results of musks in sludges. Reported to BKH.
- Oropeza, MR, Cabriol, N, Ortega, S, Ortiz, LPC, Noyola, A, 2001. Removal of fecal indicator organisms and parasites (fecal coliforms and helminth eggs) from municipal biogenic sludge by anaerobic mesophilic and thermophilic digestion *Anaerobic Digestion: Consolidated Technology and New Challenges*. *Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]*. 44(4), 97-101.
- OVAM 2002. The Sludge implementation plan. Summary and implementation overview, Public Waste Agency of Flanders, 106 s.
- Palmquist, H, Hanaeus, JA, 2004 Swedish overview of selecting hazardous substances as pollution indicators in wastewater *Management of Environmental Quality [Manage. Environ. Qual.]*. 15(2), 186-203.
- Paradisi, L, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Parker, WJ, Shi, Jichun, Fendinger, NJ, Monteith, HD ja Chandra, G, 1999. Pilot plant study to assess the fate of two volatile methyl siloxane compounds during municipal wastewater treatment *Environmental Toxicology and Chemistry [Environ. Toxicol. Chem.]*. 18(2), 172-181.
- Parmar, N, Singh, A, Ward, OP, 2001. Characterization of the combined effects of enzyme, pH and temperature treatments for removal of pathogens from sewage sludge *World Journal of Microbiology & Biotechnology [World J. Microbiol. Biotechnol.]*. 17(2), 169-172.
- Prasad, D, Henry, JG, Major, R, Seth, , 2001. Reduction of indicator organisms during biological solubilization of metals: A pilot study *Environmental Technology [Environ. Technol.]*. 22(6), 631-638.
- Prats D, Ruiz F, Vazquez B, Zarzo D, Berna JL, Moreno A, 1993. LAS homolog distribution shift during waste-water treatment and composting ecological implications. *Environ Toxicol Chem* 12, 1599-1608.
- Rapaport RA, Eckhoff WS, 1990. Monitoring linear alkyl benzene sulfonate in the environment: 1973-1986. *Environ Tox Chem*, 9, 1245-1257.
- Rimkus, G.G, 1999. Polycyclic musk fragrances in the aquatic environment. *Toxicology letters*, 111(1-2), 37-56.
- Rusin, P.A, Maxwell, S.L, Brooks, J.P, Gerba, C.P ja Pepper, I.L, 2003. Evidence for the Absence of *Staphylococcus aureus* in Land Applied Biosolids. *Environmental science & technology*, 37(18), 4027-4030.
- Sauerbeck, DR ja R Leschber, 1992. German Proposals for Acceptable Contents of Inorganic and Organic Pollutants in Sewage sludge and Sludge-Amended Soils.- in: Hall, J. E, Sauerbeck, D. R. & P. L'Hermite, 1992.
- Schouw, NL, Tjell, Jchr 2003. Cadmium Flows in Recycling Waste to Agriculture in Thailand *Journal of Transdisciplinary Environmental Studies [J. Transdiscipl. Env. Stud.]*. 2(2).
- Schowaneck, D, Carr, R, David, H, Douben, P, Hall, J, Kirchmann, H, Patria, L, Sequi, P, Smith, S. and Webb, S, 2004. A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture-Conceptual Framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 40(3), 227-251.
- Selivanovskaya, S, Latypova, V, 2003. The Use of Bioassays for Evaluating the Toxicity of Sewage Sludge and Sewage Sludge-Amended Soils *Journal of Soils and Sediments [J. Soils Sed.]*. 3 (2), 85-92.
- Shober, AL, Sims, JT, 2003. Phosphorus Restrictions for Land Application of Biosolids: Current Status and Future Trends *Journal of Environmental Quality [J. Environ. Qual.]*. 32(6), 1955-1964.
- Sidhu, J, Gibbs, R. A, Ho, G. E, ja Unkovich, I, 1999. Selection of *Salmonella typhimurium* as an indicator for pathogen regrowth potential in composted biosolids. *Letters in applied microbiology*, 29(5), 303-307.
- Sidhu, J, Gibbs, RA, Ho, GE, ja Unkovich, I, 2001. The role of indigenous microorganisms in suppression of *Salmonella* regrowth in composted biosolids. *Water research*, 35(4), 913-920.

- Snyman H. G, van Niekerk A.M, Herselman E ja Wilken J.W. 2005. IWA Specialized Conference on Management Of Residues Emanating From Water And Wastewater Treatment 10.12.8.2005 Johannesburg.
- Song, YC, Kwon, S ja Woo, J, 2004. Mesophilic and thermophilic temperature co-phase anaerobic digestion compared with single-stage mesophilic- and thermophilic digestion of sewage sludge. *Water research*, 38(7), 1653-1662.
- Soupilas, A, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Spinosa, L 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Steenhuis, TS, McBride, MB, Richards, BK, Harrison, E, 1999. Trace Metal Retention in the Incorporation Zone of Land-Applied Sludge *Environmental Science & Technology [Environ. Sci. Technol.]*. 33(8), 1171-1174.
- Stevens, JL, Jones, KC 2003. Quantification of PCDD/F concentrations in animal manure and comparison of the effects of the application of cattle manure and sewage sludge to agricultural land on human exposure to PCDD/Fs *Chemosphere [Chemosphere]*. 50(9), 1183-1191.
- Szabo, SS 2001. Connection between soil and landscape sensitivity. *Ekologia (Bratislava)/Ecology (Bratislava) [Ekologia (Bratisl.)/Ecology (Bratisl.)]*. 20(3), 285-291. 2001.
- Szczec, M, Smolinska, U Comparison of Suppressiveness of Vermicomposts Produced from Animal Manures and Sewage Sludge against *Phytophthora Haan var. nicotianae* *Journal of Phytopathology [J. Phytopathol.]*. 149(2), 77-82.
- Tata, P, Lue-Hing, C, Bertucci, JJ, Sedita, SJ, Knafl, GJ, 2000a. Class A Biosolids Production by a Low-Cost Conventional Technology *Water Environment Research [Water Environ. Res.]*. 72(4), 413-422.
- Tata, P, Lue-Hing, C, Knafl, GJ, 2000b. Statistical Evaluation of Pathogen Inactivation for a Conventional-Low-Cost Technology Class A Biosolids Process *Water Environment Research [Water Environ. Res.]*. 72(4), 423-431.
- Tingstorp, S, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Tørslov, J, Samsøe-Petersen, L, Rasmussen, JO, Kristensen, P, 1997. Use of waste products in agriculture. Contamination level. environmental risk assessment and recommendations for quality criteria. Environmental project no. 328, DEPA. Ministry of the environment and energy.
- UKWIR 1999. A survey on E.coli on UK sludges. Rep. ref. 99/SL/06/3. UKWIR London.
- UKWIR 2003. Gale, P. Pathogens in Biosolids - Microbiological Risk Assessment. Report ref. 03/SL/06/7. ISBN: 1 84057 294 9 UKWIR, London <http://www.defra.gov.uk/environment/water/quality/sewage/sludge-research.htm>
- USEPA, 2002. Exposure Analysis for Dioxins, Dibenzofurans, and Coplanar Polychlorinated Biphenyls in Sewage Sludge- Technical Background Document Including Appendices <http://www.epa.gov/ost/biosolids/support.html>
- Vikman, M, Kapanen, A, ja Itävaara, M, 2006. Organiset haitta-aineet jätevesilietteessä. *Vesitalous* (3), 7-10.
- Vogel, I, 2005. Kirjallinen tiedonanto
- Voulvoulis, N, 2004. Environmental risk management for pharmaceutical compounds as novel contaminants Novel contaminants and pathogens in coastal waters. no. 26, ss.61-65. CIESM Workshop Monographs [CIESM Workshop Monogr.]. 2004.
- Vuorinen, A (toim.), 2003. Sewage sludge and sludge products for agricultural use – a study on hygienic quality (Livake 2001-2002), MMM:n julkaisu 2/2003, 64 s, ISBN 952-453-113-5.
- Watanabe, T, Sano, D. and Omura, T, 2002. Risk evaluation for pathogenic bacteria and viruses in sewage sludge compost. *Water Science and Technology* 46(11-12), 325-330.
- Weemaes, M, 2005. Kirjallinen tiedonanto.
- Wen, G, Bates, TE, Inanaga, S, Voroney, RP, Hamamura, K ja Curtin, D, 2002b. A yield control approach to assess phytoavailability of Zn and Cu in irradiated, composted sewage sludges and composted manure in field experiments: II. Copper. *Plant and Soil*, 246(2), 241-248.
- Wen, G, Bates, TE, Voroney, RP, Yamamoto, T, Chikushi, J. and Curtin, D, 2002a. A yield control approach to assess phytoavailability of Zn and Cu in irradiated, composted sewage sludges and composted manure in field experiments: I. Zinc. *Plant and Soil*, 246(2), 231-240.
- Westrell, T, Schoenning, C, Stenstroem, T. and Ashbolt, N, 2004. QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. *Water Science and Technology*, 50(2) ss.23-30.
- Wilkinson, JM, Hill, J, Hillman, JP, 2003. The accumulation of potentially toxic elements in edible body tissues of lambs grazing after a single application of sewage sludge *Water Research [Water Res.]*. Vol. 37, no. 1, ss.128-138. Jan 2003.
- Withey, S, Cartmell, E, Avery, LM, Stephenson, T, 2005. Bacteriophages, potential for application in wastewater treatment processes *Science of the Total Environment [Sci. Total Environ.]*. 339(1-3), 1-18.
- Zaleski, K J, Josephson, KL, Gerba, CP, & Pepper, IL, 2005. Potential regrowth and recolonization of *Salmonella* and indicators in biosolids and biosolid-amended soil. *Applied and Environmental Microbiology*, 71(7), 3701-3708.
- Zamora, RMR, de Velasquez, MTO, Moreno, AD, de la Torre, JM, 2002. Characterisation and conditioning of Fenton sludges issued from wastewater treatment *Sludge Management: Regulation, Treatment, Utilisation and Disposal. Water Science & Technology [Water Sci. Technol.]*. 46, 43-49.

KUVAILELEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus			Julkaisu-aika Tammikuu 2008
Tekijä(t)	Pirjo Rantanen, Ari Kangas ja Matti Valve			
Julkaisun nimi	Lietteen loppusijoitus - esiselvitys			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen raportteja			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana vain internetistä: http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Esiselvitys käsittelee yhdyskuntajätevesilietteen loppusijoitusta eri näkökulmilla. Esiselvityksessä on tehty kysely eurooppalaisille lieteasiantuntijoille kunkin maan lietteiden loppusijoituksen mahdollisuuksista ja esteistä. Lisäksi esiselvityksessä on kirjallisuuskatsaus seuraaviin aiheisiin: lietteitä koskeva uusimmat tutkimusaiheet, raskasmetallit ja muut potentiaalisesti haitalliset alku-aineet, orgaaniset haitta-aineet ja niiden raja-arvot, patogeenit ja niille asetetut raja-arvot eri maissa sekä lietteen käytön ja loppusijoituksen riskinarviointi.</p>			
Asiasanat	Yhdyskuntajätevesiliete, loppusijoitus, loppusijoituksen esteet, patogeenit, raskasmetallit, potentiaalisesti haitalliset alkuaineet, orgaaniset haitta-aineet, riskinarviointi, lietteen loppusijoitus Ruot-sissa, haitallisten aineiden ja mikro-organismien raja-arvot			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Ympäristöministeriö, Vesi- ja viemärlaitosyhdistys			
	ISBN (nid.) -	ISBN (PDF) 978-952-11-2969-8	ISSN (pain.) -	ISSN (verkkokj.) 1796-1726
	Sivuja 80	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis.alv 8 %) -
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), asiakaspalvelu, PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 690 183, faksi 020 490 2190 Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi ,			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus (SYKE), PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 490 123, Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika				

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral	Datum Januari 2008		
Författare	Pirjo Rantanen, Ari Kangas och Matti Valve			
Publikationens titel	Lietteen loppusijoitus - esiselvitys (Deponering av slam - förstudie)			
Publikationsserie och nummer	Suomen ympäristökeskuksen raportteja			
Publikationens tema				
Publikationens delar/ andra publikationer inom samma projekt	Publicationen finns tillgänglig endast på interne: http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut			
Sammandrag	Den här studien behandlar med deponering av avloppslam i olika synvinklar. Studien innehåller en utfrågning åt slamexperter i Europa om deponeringens möjligheter och potentiella hindren av deponering. Också innehåller studien en litteraturoversikt på följande teman: de nyaste temana i forskning, tungmetaller och andra potentiella skadliga grundämnen in slammet, organiska skadämnen in slammet och deras gränsvärdena, patogener i slammet och deras gränsvärdena in olika länder och riskhantering av deponering av avloppslammet.			
Nyckelord	Avloppslam, deponering, hindrar av deponering, patogener, tungmetaller, potentiellt skadliga grundämnen, organiska skadämnen, deponering av slam i Sverige, gränsvärdena av patodener och skadämnen			
Finansiär/ uppdragsgivare	Miljöministeriet, Vatten- och avloppsverksföreningen i Finland			
	ISBN (hft.)	ISBN (PDF) 978-952-11-2969-8	ISSN (print) -	ISSN (online) 1796-1726
	Sidantal 80	Språk Finsk	Offentlighet Offentlig	Pris (inneh. moms 8 %) -
Beställningar/ distribution	Finlands miljöcentral (SYKE), kundservice, PB 140, 00251 Helsingfors Tel. +358 20 690 183, fax +358 20 490 2190 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Tel. +358 20 490 123 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år				

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute			<i>Date</i> January 2008
<i>Author(s)</i>	Pirjo Rantanen, Ari Kangas and Matti Valve			
<i>Title of publication</i>	Lietteen loppusijoitus - esiselvitys (Disposal of sludge - preliminary survey)			
<i>Publication series and number</i>	Reports of Finnish Environment Institute			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is available only in the internet: http://www.ymparisto.fi/syke/julkaisut			
<i>Abstract</i>	This preliminary survey concerns the disposal of sludge from various points of view. A questionnaire to European experts on sludge disposal was conducted in the survey, concerning the possibilities of sludge disposal in each country and potential obstacles. In addition in the survey contains a literature review on the recent subjects on sludge disposal and treatment, heavy metals and other potentially harmful elements in sludge, organic contaminants and the limit values in sludge, pathogens and their limit values in sludge, and risk assessment of sludge use and disposal.			
<i>Keywords</i>	Municipal wastewater sludge, disposal, obstacles of disposal, pathogens, heavy metals, potentially harmful elements, organic contaminants, risk assessment, sludge disposal in Sweden, limit values			
<i>Financier/ commissioner</i>	Ministry of the Environment, Finnish Water and Waste Water Works Association			
	ISBN (pbk.)	ISBN (PDF) 978-952-11-2969-8	ISSN (print) -	ISSN (online) 1796-1726
	<i>No. of pages</i> 80	<i>Language</i> Finnish	<i>Restrictions</i> Public	<i>Price (incl. tax 8 %)</i> -
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), Customer Service, P.O. Box 140, 00251 Helsinki Phone: +358 20 690 183, faksi +358 20 490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute (SYKE), P.O. Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Phone: +358 20 490 123, Fax +358 20 490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>				



ISBN 978-952-11-2969-8 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkokj.)