



Luonnonvara- ja  
biotalouden  
tutkimus 58/2018

## **Puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä**

Niina Vieno, Minna Sarvi, Tapio Salo, Sari Rämö, Kari Ylivainio,  
Tarja Pitkänen ja Jaana Kusnetsov

Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 58/2018

# **Puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä**

Niina Vieno, Minna Sarvi, Tapio Salo, Sari Rämö, Kari Ylivainio, Tarja Pitkänen ja  
Jaana Kusnetsov

Luonnonvarakeskus, Helsinki 2018



Vieno, V., Sarvi, M., Salo, T., Rämö, S., Ylivainio, K., Pitkänen, T. ja Kusnetsov, J. Puhdistamolietteiden sisältämien haitta-aineiden aiheuttamat riskit lannoitekäytössä. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 58/2018. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 129 s.

ISBN 978-952-326-660-5 (Painettu)

ISBN 978-952-326-661-2 (Verkkajulkaisu)

ISSN 2342-7647 (Painettu)

ISSN 2342-7639 (Verkkajulkaisu)

URN <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-661-2>

Copyright: Luonnonvarakeskus (Luke)

Kirjoittajat: Niina Vieno, Minna Sarvi, Tapio Salo, Sari Rämö, Kari Ylivainio, Tarja Pitkänen ja Jaana Kusnetsov

Julkaisija ja kustantaja: Luonnonvarakeskus (Luke), Helsinki 2018

Julkaisuvuosi: 2018

Kannen kuva: Tapio Salo/Luke

Painopaikka ja julkaisumyynti: PunaMusta Oy (JuvenesPrint), <http://luke.juvenesprint.fi>

# Tiivistelmä

<sup>1)</sup>Niina Vieno

<sup>2)</sup>Minna Sarvi, Tapio Salo<sup>2)</sup>, Sari Rämö<sup>2)</sup> ja Kari Ylivainio<sup>2)</sup>

<sup>3)</sup>Tarja Pitkänen ja Jaana Kusnetsov

<sup>1)</sup> Laki ja Vesi Oy

<sup>2)</sup> Luonnonvarakeskus (Luke), Tietotie 4, 31600 Jokioinen

<sup>3)</sup> Terveyden ja hyvinvoinnin laitos THL

Yhdyskuntien jätevesien puhdistuksen yhteydessä syntyy vuosittain noin miljoona tonnia puhdistamolietettä. Puhdistamolietteestä valmistetaan käsittelemällä stabiilia lannoitevalmistetta, jonka tulee täyttää lainsäädännössä asetetut laatuvaatimukset. Puhdistamoliete sisältää ravinteita ja orgaanista ainesta, joita hyödynnetään maataloudessa ja viherrakentamisessa. Lannoitekäyttö on kuitenkin ollut vastatulessa monien viljanostajien kiellettyä puhdistamolietteen käytön sopimusviljelijöidensä peloilla. Jätevesien mukana puhdistamoille päätyy haitallisia yhdisteitä ja taudinaiheuttajia, joista osa voi siirtyä kiinteään aineeseen eli puhdistamolietteeseen. Aiempien tutkimusten perusteella tiedetään, että puhdistamolietepohjaisten lannoitteiden tai maanparannusaineiden mukana peltoihin ja viheralueille päätyy erilaisia yhdisteitä ja eliöitä, jotka voivat liian suurissa pitoisuuksissa aiheuttaa haittaa tai vaaraa ympäristölle tai ihmisille. Epävarmuutta on ollut siitä, miten nämä aineet ja eliöt vaikuttavat erityisesti ravinnontuotannon turvallisuuteen. Tähän raporttiin on koottu tietoa lietteiden haitta-aineista sekä taudinaiheuttajamikrobeista ja niiden aiheuttamista riskeistä ihmisten ja ympäristön terveydelle. Tarkasteltuja haitta-aineita olivat haitalliset metallit, orgaaniset haitta-aineet ja mikromuovit. Taudinaiheuttajamikrobeista tarkasteltiin suolistosta peräisin olevien bakteerien, virusten ja alkueläinten lisäksi ihmisille infektioita aiheuttavia ympäristöbakteereita. Haitallisena vaikutuksena tarkasteltiin lisäksi mikrobien välittämää antibioottiresistenssiä. Tavoitteena oli tunnistaa ne aineet, aineryhmät, taudinaiheuttajat tai muut mikrobit, jonka suhteen voisimme Suomessa sanoa riskitason olevan alhainen. Toisaalta pyrkimyksenä oli myös tunnistaa ne aineet, aineryhmät, taudinaiheuttajat tai muut mikrobit, joiden suhteen riskitasot ovat koholla tai tutkimustuloksia riskien tarkempaan arviointiin tarvitaan lisää.

Haitallisten metallien, orgaanisten haitta-aineiden tai suolistobakteereiden osalta arvioitiin, että Suomen olosuhteissa riskit ihmiselle juomaveden tai ravinnon kautta ovat vähäiset, kun puhdistamolietteiden käsittely on ollut asianmukaista. Ilmateitse tartuttavien ja erilaisissa lietemateriaaleissa esiintyvien legionellabakteerien tilanteesta esimerkiksi kuluttajille myytävissä multamateriaaleissa tulisi Suomessa saada tarkempaa tietoa. Taudinaiheuttajista myös virusten ja itiöivien bakteerien, kuten noroviruksen ja *C. difficile*-bakteerin esiintyvyys puhdistamolietetuotteissa sekä hygienisointimenetelmien tehokkuus niihin tulisi arvioida. Mikromuovien ja antibioottiresistenssin osalta tutkimuksia on vielä niin vähän, että niiden roolista riskien aiheuttajina ihmisten tai ympäristön terveydelle tarvitaan lisää tietoa. Näiden osalta on kuitenkin muistettava, että myös muut lähteet ovat merkityksellisiä sekä mikromuovien että antibioottiresistenssin osalta. Mikromuovien merkittävin lähde ympäristössä on kirjallisuuden mukaan liikenne. Antibioottiresistenssin leviämisessä taas kotieläintalouden antibioottien käyttö on merkittävässä roolissa.

Ympäristön terveydelle näyttäisivät potentiaalisimmin aiheuttavan riskiä tietyt orgaaniset haitta-aineet. Erityisesti viherrakentamisen kautta maaperän ja pohjaveden eliöt voivat altistua varsin korkeille haitta-ainepitoisuuksille. Orgaanisista haitta-aineista perfluorattu yhdiste PFOS, palonestoaine TBBPA ja antibiootit norflokasiini, ofloksasiini ja siprofloksasiini olivat aineita, joiden arvioitiin aiheuttavan tutkituista aineista suurimman riskin ympäristön eliöille. Nämä aineet ovat maaperässä pysy-

viä ja kulkeutuvat hitaasti levityspaikastaan syvemmälle maaperään tai pintavalunnan mukana. Erityisesti näiden aineiden osalta tulisi saada lisää tietoa niiden käyttäytymisestä maaperässä ja toksisuudesta eliöille, jotta riskinarvioita voitaisiin tarkentaa.

On selvää, että puhdistamolietepohjaisissa lannoitevalmisteissa esiintyy haitallisia metalleja, orgaanisia haitta-aineita, taudinaiheuttajia ja mikromuoveja ja että niillä on roolinsa antibioottiresistenssin synnyssä ja leviämisessä. Toisaalta on muistettava, että samoja aineita tavataan myös muista orgaanisista lannoitevalmisteista ja jopa mineraalilannoitteista. Jatkossa tulisi tarkemmin verrata eri lannoitevalmisteiden aiheuttamia riskejä ympäristön ja ihmisen terveydelle.

Asiasanat: puhdistamoliete, riskinarviointi, haitalliset metallit, orgaaniset haitta-aineet, taudinaiheuttajat, mikromuovit, antibioottiresistenssi

# Sisällys

<b>Esipuhe</b> .....	<b>8</b>
<b>1. Johdanto</b> .....	<b>10</b>
<b>2. Puhdistamolietteiden käytön puitteet lannoitevalmisteina</b> .....	<b>11</b>
2.1. Säädökset .....	11
2.1.1. Kansallinen lainsäädäntö .....	11
2.1.2. Maatalouden ympäristökorvausjärjestelmä .....	12
2.1.3. Kansainvälinen lainsäädäntö .....	13
2.2. Lietteiden käsittelymenetelmät .....	15
2.2.1. Kompostointi .....	15
2.2.2. Mädätys .....	16
2.2.3. Terminen kuivaus .....	16
2.2.4. Kemiallinen käsittely .....	17
2.2.5. Poltto .....	17
<b>3. Lietteiden sisältämät haitta-aineet ja mikrobit</b> .....	<b>18</b>
3.1. Haitalliset metallit .....	18
3.2. Orgaaniset haitta-aineet .....	20
3.2.1. Orgaanisten haitta-aineiden lähteet .....	20
3.2.2. Orgaaniset haitta-aineet jätevedessä ja lietteessä .....	22
3.3. Taudinaiheuttajat .....	24
3.3.1. Bakteerit .....	24
3.3.2. Virukset .....	25
3.3.3. Loiset .....	25
3.3.4. Indikaattorimikrobit .....	26
3.3.5. Puhdistamolietteen käsittelyn vaikutus taudinaiheuttajiin .....	27
3.4. Antibioottiresistenssi .....	29
3.4.1. Jätevedenpuhdistamoiden rooli .....	29
3.4.2. Lietteet ja lietteiden käsittely .....	30
3.5. Mikromuovit .....	30
3.5.1. Mikromuovien lähteet .....	30
3.5.2. Jäteveden laatu .....	31
3.5.3. Jätevedenkäsittelyn vaikutus .....	32
3.5.4. Mikromuovit lietteissä ja lietteenkäsittelyn vaikutus .....	33
<b>4. Riskien arvioinnin perusperiaatteet</b> .....	<b>36</b>
4.1. Kemiallisten yhdisteiden kvantitatiivinen riskinarviointi .....	36
4.1.1. Aineen ympäristöpitoisuuden määrittäminen .....	37

4.1.2. Aineen arvioidun haitattoman ympäristöpitoisuuden määrittäminen .....	37
4.1.3. Turvamarginaalimenetelmä .....	38
<b>5. Haitalliset vaikutukset ja riskinarviot.....</b>	<b>39</b>
5.1. Haitalliset metallit.....	39
5.1.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen .....	39
5.1.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle .....	40
5.1.3. Riskinarviot.....	42
5.2. Orgaaniset haitta-aineet .....	46
5.2.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen .....	46
5.2.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle .....	50
5.2.3. Riskinarviot.....	52
5.3. Taudinaiheuttajat.....	56
5.3.1. Kulkeutuminen .....	56
5.3.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle.....	57
5.3.3. Riskinarviot.....	59
5.4. Antibioottiresistenssi .....	61
5.4.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen .....	61
5.4.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle .....	62
5.4.3. Riskinarviot.....	62
5.5. Mikromuovit .....	63
5.5.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen .....	63
5.5.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle .....	64
5.5.3. Riskinarviot.....	66
<b>6. Riskitasot Suomessa .....</b>	<b>67</b>
6.1. Haitallisten metallien esiintyminen ja riskitasot.....	67
6.1.1. Kenttä- ja astiakokeiden tuloksia .....	67
6.1.2. Riskitason arviointi .....	68
6.1.3. Arvio Suomen riskitasosta .....	71
6.2. Orgaanisten haitta-aineiden esiintyminen ja riskitasot .....	71
6.2.1. Riskinarvioinnin periaatteet .....	71
6.2.2. Tarkasteltavat aineet .....	73
6.2.3. Riskit maaperän eliöille .....	76
6.2.4. Riskit pohjavesien eliöille .....	77
6.2.5. Riskit ihmiselle pohjaveden juonnista.....	78
6.2.6. Riskit ihmiselle puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla lannoitettujen kasvien syönnistä. ....	79
6.2.7. Riskit lapsille maa-aineksen syömisestä.....	81
6.2.8. Arvio Suomen riskitasosta .....	82

6.3. Taudinaiheuttajien esiintyminen ja riskitasot.....	84
6.3.1. Suomessa tehtyjä tutkimuksia .....	84
6.3.2. Arvio Suomen riskitasosta .....	86
6.4. Antibioottiresistenssin esiintyminen ja riskitasot .....	86
6.5. Mikromuovien esiintyminen ja riskitasot .....	87
6.6. Vertailu muihin lannoitevalmisteisiin .....	87
<b>7. Yhteenveto.....</b>	<b>89</b>
<b>8. Tutkimustarpeet.....</b>	<b>91</b>
8.1. Orgaaniset haitta-aineet .....	91
8.2. Taudinaiheuttajat.....	91
8.3. Antibioottiresistenssi .....	92
8.4. Mikromuovit .....	92
8.5. Yhteisvaikutukset.....	92
<b>9. Kirjallisuuslähteet.....</b>	<b>94</b>
<b>10.Liitteet .....</b>	<b>106</b>
Liite 1. Esimerkkejä eri mikrobien lukumääristä puhdistamolietetuotteissa .....	106
Liite 2. Orgaanisten haitta-aineiden maaperäkulkeutuvuuteen ja -pysyvyyteen vaikuttavia ominaisuuksia .....	115
Liite 3. Yhteenveto laajoista kansallisista riskinarvioinneista orgaanisten haitta-aineiden osalta .....	119
Liite 4. Orgaanisten aineiden riskinarvioinnissa käytetyt menetelmät ja laskukaavat .....	124



## Esipuhe

Puhdistamolietteestä valmistettujen lannoitevalmisteiden käyttö on Suomessa sallittua, kun ne täyttävät lainsäädännössä asetetut laatukriteerit. Valmisteiden käyttö on kuitenkin ollut vastatuulella monien viljanostajien kiellettyä niiden käytön sopimusviljelijöidensä pelloilla. Taustalla on epävarmuus siitä, miten puhdistamolietteeseen jätevedestä siirtyvät aineet ja eliöt vaikuttavat erityisesti ravinnon tuotannon turvallisuuteen. Tässä raportissa pyritään kattamaan mahdollisimman laajasti erilaisia haitallisia aineita ja arvioimaan niiden potentiaalisia riskejä ihmisen ja ympäristön terveydelle.

Työn ovat toteuttaneet Laki ja Vesi Oy sekä Luonnonvarakeskus (Luke). Projektipäällikkönä toimi *Niina Vieno* (Laki ja Vesi Oy) ja hänen vastuullaan oli raportin kokoamisen lisäksi kirjoittaa orgaanisia haitta-aineita, mikromuoveja ja antibioottiresistenssiä koskevat osiot. Luonnonvarakeskuksen tutkijat *Minna Sarvi*, *Tapio Salo*, *Sari Rämö*, ja *Kari Ylivainio* vastasivat lainsäädäntöosiosta sekä haitallisten metallien ja taudinaiheuttajien osioista. Taudinaiheuttajia käsittelevien osien kirjoittamiseen osallistuivat myös Terveyden ja hyvinvoinnin laitoksen (THL) tutkijat *Tarja Pitkänen* ja *Jaana Kusnetsov*.

Työ on rahoitettu Vesilaitosyhdistyksen kehittämisrahaston avustuksella. Raportin laadintaa on ohjannut ja kommentoinut ohjausryhmä, johon kuuluivat: *Pirjo Salminen* (maa- ja metsätalousministeriö), *Ari Kangas* (ympäristöministeriö), *Titta Berlin* (Evira), *Pekka Heikkilä* (Elintarviketeollisuuden liitto), *Minna Oravuo* (Raisio), *Airi Kulmala* (MTK), *Juha Pirkkamaa* (Biolaitosyhdistys), *Teija Paavola* (Biolaitosyhdistys), *Antero Backlund* (Biolaitosyhdistys), *Jaakko Mannio* (Suomen ympäristökeskus), *Päivi Fjäder* (Suomen ympäristökeskus), *Osmo Seppälä* (Vesilaitosyhdistys), *Petri Tuominen* (Jyväskylän Seudun Puhdistamo Oy), *Mari Heinonen* (Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY), *Marko Jäntti* (Järvenpään Vesi), *Tiina Oksanen* (Riihimäen Vesi), *Hannu Roikola* (Kempeleen Vesihuolto Oy) ja *Risto Saarinen* (Porvoon vesi). Ohjausryhmän työskentelyn ja rahoituksen koordinaattorina toimi ensin *Saijariina Toivikko* ja myöhemmin *Paula Lindell* Vesilaitosyhdistyksestä.

Raportin teossa ovat lisäksi avustaneet ja sitä ovat kommentoineet seuraavat henkilöt: *Lauri Äystö* (Suomen ympäristökeskus), *Julia Talvitie* (Suomen ympäristökeskus), *Janne Nipuli* (Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY), *Marko Virta* (Helsingin yliopisto), *Päivi Meriläinen* (THL), *Ari Kauppinen* (THL), *Elina Tampio* (Luke), *Anna-Maria Hokajärvi* (THL) ja *Helvi Heinonen-Tanski* (Itä-Suomen yliopisto).

Lämpimät kiitokset kaikille työhön osallistuneille.

9.12.2018

*Niina Vieno*

projektipäällikkö

## Lyhenteet

AF	assessment factor (arviointikerroin, jota sovelletaan määritettäessä haitatonta ympäristöpitoisuutta toksisuustestien tuloksista)
BCF	bioconcentration factor (biokertyvyystekijä eli aineen biokertyvyyttä eliöihin kuvaava mittari, joka on sitä suurempi mitä biokertyvämpi aine on)
$f_{oc}$	orgaanisen hiilen pitoisuus kiinteässä matriisissa kuten maaperässä, sedimentissä tai puhdistamolietteenä (kuiva-ainetta kohden)
GU	genomiyksikkö (genome unit)
$K_d$	aineen jakautumiskerroin veden ja kiinteän aineen kuten puhdistamolietteen tai maaperän välillä
$K_{oc}$	aineen jakautumiskerroin veden ja kiinteän aineen orgaanisen hiilen välillä
$K_{ow}$	oktanolivesi -suhde (aineen rasvaliukoisuutta kuvaava mittari, mitä korkeampi arvo on, sitä rasvaliukoisempi aine on)
LOEC	lowest observed effect concentration (alhaisin pitoisuus, jolla toksisuustestissä havaitaan seurattu vaikutus)
NOEC	no observed effect concentration (alhaisin pitoisuus, jolla toksisuustestissä ei havaita seurattua vaikutusta)
EC50	effect concentration (toksisuustestissä pitoisuus, jolla havaitaan seurattu vaikutus 50 % testiöistä)
EC10	effect concentration (toksisuustestissä pitoisuus, jolla havaitaan seurattu vaikutus 10 % testiöistä)
EPM	equilibrium partitioning method (menetelmä, jossa aineen haitaton pitoisuus maaperässä lasketaan vesistön haitattomasta pitoisuudesta aineen jakautumiskertoimen perusteella)
MEC	measured environmental concentration (aineen mitattu ympäristöpitoisuus)
MoS	turvamarginaali (margin of safety)
PBT	aineen haitalliset ominaisuudet: pysyvyys, biokertyvyys ja toksisuus (P= persistence, B= bioaccumulation, T= toxicity)
PEC	predicted environmental concentration (aineen arvioitu ympäristöpitoisuus)
pmy	pesäkkeen muodostava yksikkö (yhdestä solusta, soluryhmästä tai itiöstä jakautumalla muodostunut solujen erillinen ryhmittymä kiinteällä alustalla)
PNEC	predicted no-effect concentration (aineen arvioitu haitaton ympäristöpitoisuus)
QMRA	kvantitatiivinen mikrobiologinen riskinarviointi (quantitative microbial risk assessment)
RQ	risk quotient (aineen riskiosamäärä, joka lasketaan kaavalla PEC/PNEC)
$t_{1/2}$	aineen pitoisuuden puoliintumisaika

# 1. Johdanto

Lietepohjaisten lannoitteiden tai maanparannusaineiden mukana peltoihin ja viheralueille tiedetään päätyvän erilaisia yhdisteitä ja eliöitä, jotka voivat liian suurissa pitoisuuksissa aiheuttaa haittaa tai vaaraa ympäristölle tai ihmisille. Maaperästä yhdisteet ja eliöt voivat kulkeutua ilmaan, suotautua veden mukana pohjaveteen tai pintavalunnan mukana pintavesiin. Aineet voivat myös kulkeutua kasveihin ja tätä kautta ihmisten tai eläinten ravintoon.

Tähän raporttiin on koottu kirjallisuustietoa lietteiden haitallisista aineista ja taudinaiheuttajista sekä niiden aiheuttamista riskeistä ihmisten ja ympäristön terveydelle. Tarkasteltuja haitta-aineita olivat haitalliset metallit, orgaaniset haitta-aineet ja mikromuovit. Taudinaiheuttajamikrobeista tarkasteltiin suolistosta peräisin olevien bakteerien, virusten ja alkueläinten lisäksi ihmisille infektiota aiheuttavia ympäristöbakteereita. Lisäksi haitallisena vaikutuksena tarkasteltiin antibioottiresistenssiä.

Kirjallisuuskatsauksen tuloksia hyödynnettiin lietteiden käytöstä aiheutuvien riskien suuruuksien arviointiin Suomessa. Kirjallisuuden mukaan yhdyskuntien jätevedenpuhdistamoiden lietteiden sisältämien haitta-aineiden riskejä on selvitetty useassa maassa. Suomessa kattavaa riskinarviota ei aiemmin ole tehty. Hankkeessa keskityttiin yhdyskuntajätevesien käsittelyssä syntyviin puhdistamolietteiin, mutta tulosten suhteuttamiseksi tarkasteltiin myös muiden orgaanisten lannoitevalmisteiden osalta relevantteja tuloksia.

Riskinarvioinnin tavoitteena oli tunnistaa ne puhdistamolietteiden sisältämät aineet, aineryhmät, taudinaiheuttajat tai muut mikrobit, jonka suhteen voisimme Suomessa sanoa riskitason olevan alhainen. Toisaalta pyrkimyksenä oli myös tunnistaa ne aineet, aineryhmät, taudinaiheuttajat tai muut mikrobit, joiden suhteen riskitasot ovat koholla tai tutkimustuloksia riskien tarkempaan arviointiin tarvitaan lisää. Tavoitteena oli myös tunnistaa jatkotutkimustarpeita ja erityisesti aineita tai taudinaiheuttajia, joista ei ole riittävästi tietoa riskiarvion tekemiseksi.

## 2. Puhdistamolietteiden käytön puitteet lannoitevalmistena

### 2.1. Säädökset

Suomessa puhdistamolietteiden maatalouskäyttöä ohjataan lainsäädännön kautta. Kansallisessa lainsäädännössä puhdistamolietteen maatalouskäyttöä ohjaavat lannoitevalmistelaki (539/2006), maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista (MMMa 24/11) muutoksineen (12/12, 7/13, 12/15, 21/15, 5/16) sekä valtioneuvoston asetus eräiden maa- ja puutarhataloudesta peräisin olevien päästöjen rajoittamisesta (ns. nitraattiasetus, VNa1250/2014). Lisäksi puhdistamolietteen maatalouskäyttöä koskevat useiden viljelijätukien ehtona olevat ns. täydentävät ehdot ja ympäristökorvauksen ehdot, jotka koskevat vain ympäristösitoumuksen tehneitä viljelijöitä. Tässä yhteydessä kuvataan vain pääpiirteet puhdistamolietteitä koskevasta kansallisesta lainsäädännöstä keskittyen säädösten sisältämiin haitta-ainepitoisuuksien raja-arvoihin ja lietteiden maatalous- ja viherrakennuskäytölle asetettuihin vaatimuksiin. Tämän lisäksi tarkastellaan lyhyesti tämän hetkistä kansainvälistä lainsäädäntöä.

#### 2.1.1. Kansallinen lainsäädäntö

Lannoitevalmistelain (539/2006) mukaan lannoitevalmisteiden tulee olla tasalaatuisia, turvallisia ja käyttötarkoitukseensa sopivia eikä niiden käyttöohjeiden mukaisesta käytöstä saa aiheutua vaaraa ihmisten tai eläinten terveydelle tai turvallisuudelle, kasvien terveydelle tai ympäristölle. Jotta lannoitevalmisteita voidaan tuoda maahan, saattaa markkinoille tai valmistaa markkinoille saattamista varten, tulee lannoitevalmisteella olla tyyppinimi. Tyyppinimen on kuuluttava joko Eviran ylläpitämään kansalliseen tyyppinimiluetteloon tai EY-asetuksen (ns. lannoiteasetus EY N:o 2003/2003, koskee epäorgaanisia lannoitteita ja kalkitusaineita) mukaiseen lannoitetyyppien luetteloon. Tällä hetkellä rekisteröidyt puhdistamolietepohjaiset lannoitevalmisteet luokitellaan kansallisessa tyyppinimiluettelossa maanparannusaineiksi: Orgaaniset maanparannusaineet (3A2) ja Maanparannusaineena sellaisenaan käytettävät sivutuotteet (3A5). Lisäksi puhdistamolietepohjaisia orgaanisia maanparannusaineita (3A2) voidaan käyttää kasvualustojen raaka-aineena.

Jokaiselle tyyppinimiryhmälle ja tyyppinimelle on lainsäädännössä asetettu omat vaatimukset. Haitallisten metallien osalta enimmäispitoisuudet on esitetty taulukossa 1. Kaikkien lannoitevalmisteiden käytöstä yhteensä aiheutuva keskimääräinen kadmiumin enimmäiskuormitus ei saa ylittää 1,5 g/ha/v tai käytettävänä erinä ja käyttöjaksoina maa- ja puutarhataloudessa 7,5 g/ha/5 v ja maisemoinnissa ja viherrakentamisessa 15 g/ha/10 v. Maisemoinnin ja viherrakentamisen kadmiumin enimmäiskuormitusraja-arvoa ei kuitenkaan sovelleta maanparannusaineisiin eikä kasvualustoihin. Taulukossa 1 esitettyjen lisäksi kansallisen lainsäädännön mukaan lannoitevalmiste ei myöskään saa sisältää *Salmonella*-bakteeria, ja *Escherichia coli* -bakteerin määrän tulee olla alle 1000 pmy/g ja alle 100 pmy/g ammattimaiseen kasvihuoneviljelyyn tarkoitetuissa kasvualustoissa, joissa syötävät kasvinosat ovat suoraan kosketuksissa kasvualustaan. Lainsäädännössä säädetään myös mm. kasvitautien aiheuttajista, roskista ja muista epäpuhtauksista. Kansallisessa lainsäädännössä ei ole raja-arvoja orgaanisille haitta-aineille.

Suomessa vain käsitellyn lietteen käyttö on sallittua maataloudessa. Käsitelyvaatimus koskee myös sako- ja umpikaivolietteitä sekä kuivakäymäläjätettä. Puhdistamolieteperäisiä maanparannusaineena sellaisenaan käytettäviä sivutuotteita (tyyppinimiryhmä 3A5) saa käyttää vain sellaisella viljelymaalla, jonka a) haitalliset metallipitoisuudet eivät ylitä taulukossa 2 esitettyjä raja-arvoja ja b) pH on yli 5,8 (kalkkistabiloiduilla lietteillä viljelymaan pH:n oltava yli 5,5). Haitallisten metallien kuormitus ei myöskään saa ylittää taulukossa 3 esitettyjä vuotuisia enimmäiskuormituksia, minkä lisäksi em.

lannoitevalmisteiden käyttö on sallittua vain viljeltäessä viljaa, sokerijuurikasta, öljykasveja tai sellaisia kasveja, joita ei yleensä käytetä ihmisravinnoksi tuoreena, syömällä maanalainen osa tai eläinten rehuksi. Nurmelle levitys on sallittua vain perustettaessa nurmi suojaviljan kanssa ja multaamalla se huolellisesti. Viljelymaalla, jolla on käytetty em. puhdistamolietteitä sisältäviä lannoitevalmisteita, on noudatettava 5 vuoden varoaikaa (ellei muuta määrätty tyyppinimikohtaisissa ehdoissa) perunalla, juureksilla, vihanneksilla sekä juuri- ja yrttimausteilla. Nämä edellä kuvatut vaatimukset eivät kuitenkaan koske maanparannusaineena sellaisenaan käytettäviä sivutuotteita (3A5), mikäli raaka-aineena on käytetty enintään 10 % puhdistamolietettä tuorepainosta.

Haja-asutusalueilla maatilalla syntyvän käsittelyn sako- ja umpikaivolietteen sekä kuiva-käymäläjätteen hyödyntäminen maatalon omilla pelloilla on mahdollista, jos em. lietteiden omatoiminen ja pienimuotoinen käsittely on sallittu kunnan määräyksissä. Kunnan määräyksistä riippuen maatila voi pienimuotoisesti käsitellä omaan käyttöön myös muutaman naapurin sako- ja umpikaivolietteet ja kuiva-käymäläjätteet. Hyötykäyttöä ei koske MMMa 12/12 vaatimukset viljelymaan haitallisten metallien enimmäispitoisuuksista ja pH:sta. Käyttöä ei myöskään koske haitallisten metallien vuosittaiset enimmäiskuormitusraja-arvot lukuun ottamatta kadmiumia, jonka kuormitus ei saa ylittää 1,5 g/ha/v tai 7,5 g/ha/5 v. Muutoin käyttöä koskevat samat vaatimukset kuin maanparannusaineina sellaisenaan käytettäviä sivutuotteita. Mikäli kyseessä on ns. yhteiskäsittelypiste, vaatimukset käsittelyn lietteen maataloushyötykäytölle vastaavat maanparannusaineina sellaisenaan käytettävien sivutuotteiden vaatimuksia. (Vesilaitosyhdistys 2016)

Nitraattiasetuksen (1250/2014) soveltamisala ulottuu lantojen sekä lannoitevalmistelain ja sen nojalla annettujen säännösten mukaisten lannoitevalmisteiden (pl. kalkitusaineet) käyttöön, varastointiin ja levittämiseen. Siten asetus koskee kaikkia niitä viljelijöitä, jotka käyttävät puhdistamolietepohjaisia lannoitevalmisteita. Nitraattiasetus velvoittaa noudattamaan kasvikohtaisia liukoisen typen lannoituksen enimmäismääriä. Lisäksi lannassa ja lantaa tilavuudeltaan yli 10 % sisältävissä orgaanisissa lannoitevalmisteissa vuosittain levitettävä kokonaistypen määrä saa olla enintään 170 kg/ha.

## 2.1.2. Maatalouden ympäristökorvausjärjestelmä

Maatalouden ympäristökorvausjärjestelmän (2014–2020) asettamat puhdistamolietteen käyttöä koskevat vaatimukset on esitetty kattavasti Puhdistamolieteeoppaassa (Vesilaitosyhdistys 2016). Yleisesti voidaan kuitenkin todeta, että ympäristösitoumukseen kuulumattomilla viljelijöillä typpilannoituksen enimmäismäärä määräytyy nitraattiasetuksen mukaisesti ja fosforilannoituksen enimmäismäärä MMMa (5/16) mukaisesti. MMMa (5/16) mukaan vesi- tai ammoniumsitraattiliukoisen fosforin enimmäismäärä enintään 5 vuoden käyttöjaksona annettuna on maataloudessa 325 kg/ha ja puutarhataloudessa 560 kg/ha. Ympäristösitoumukseen kuuluvilla viljelijöillä typpi- ja fosforilannoituksen enimmäismäärät määräytyvät viljelykasvin, maan ominaisuuksien ja satotason perusteella. Fosforilannoituksen osalta sallitut enimmäislannoitusmäärät ilman satotasokorjausta vaihtelevat viljoilla 0–34 kg/ha/v ja nurmilla 5–52 kg/ha/v riippuen viljelymaan fosforitilasta (Maaseutuvirasto 2017). Fosforilannoituksessa käsittelyn sako- ja umpikaivolietteen ja puhdistamolietteen kokonaisfosforista huomioidaan 60 %, kun esimerkiksi karjanlannalla fosfori huomioidaan kokonaisuudessaan. Mikäli orgaaninen lannoitevalmiste sisältää useampaa raaka-ainetta, huomioidaan sen sisältämä fosfori kokonaisuudessaan siitä lannoitevalmisteen sisältämästä raaka-aineesta ja sen %-osuuden mukaan, jota valmisteessa on eniten. Yhtenä valinnaisena lohkokohtaisena toimenpiteenä maatalouden ympäristökorvausjärjestelmässä on ravinteiden ja orgaanisten aineiden kierrättäminen. Sen tavoitteena on edistää ravinteiden kierrätystä ja parantaa maaperän kasvukuntoa. Toimenpide tehostaa myös kasvinviljelytilojen ja kotieläintilojen välistä yhteistyötä lannan hyödyntämisessä.

### 2.1.3. Kansainvälinen lainsäädäntö

EU-tasolla ei ole tällä hetkellä voimassaolevaa orgaanisia lannoitevalmisteita koskevaa lannoitevalmistelainsäädäntöä. EU:n lannoiteasetus (EY 2003/2003) koskee vain epäorgaanisia lannoitteita ja joitakin kalkitusaineita. EU:ssa kuitenkin parhaillaan valmistellaan uutta lannoiteasetusta, joka kattaisi myös orgaaniset lannoitevalmisteet. Viimeisen luonnoksen (maaliskuu 2016) mukaan puhdistamoliete ei kuitenkaan kuulu sallittuihin ainesosiin eikä kompostin ja mädätteen raaka-aineisiin. Myöskään struviitti, biohiili ja tuhkapohjaiset materiaalit eivät vielä kuulu asetusluonnoksen piiriin ja niiden hyväksymisen kriteereitä mietitään. Sallittujen ainesosien listaa kuitenkin täydennetään tulevaisuudessa komission tutkimusosaston harkinnan mukaisesti. Huomioon otettaisiin myös orgaaniset haitalliset aineet, lääkkeet, hormonit ja mikromuovit ja niille tulisi mahdollisesti raja-arvot. Tällä hetkellä EU-tasolla lietteen käyttöä maataloudessa säätelee jättevesilietedirektiivi (86/278/ETY), jonka mukaan liete on käsiteltävä ennen maatalouskäyttöä. Tiettyjen ehtojen mukaisesti jäsenmaat voivat kuitenkin sallia käsittelemättömän lietteen käytön. (Berninger ym. 2017) Jättevesilietedirektiivin mukaiset haitallisten metallien raja-arvot puhdistamolietteelle, levityksen mukana tulevalle kuormitukselle ja maaperälle on esitetty taulukoissa 1–3.

Useat jäsenmaat ovat kuitenkin säätäneet jättevesilietedirektiiviä tiukempia käyttörajoituksia ja raja-arvoja (Berninger ym. 2017, Ylivainio ja Turtola 2016). Haitallisten metallien lisäksi useat maat ovat myös asettaneet raja-arvoja erilaisille orgaanisille haitta-aineille (esim. Belgian Flanderin alue, Itävalta, Ranska, Tanska ja Tsekki) sekä hygieeniselle laadulle (esim. Tanska, Ranska, Suomi, Italia, Luxemburg, Viro ja Puola) (Berninger ym. 2017). Osa jäsenmaista on myös asettanut raja-arvoja metalleille (esim. arseeni, molybdeeni, koboltti, seleeni, kromi), joille ei jättevesilietedirektiivissä ole raja-arvoja (Mininni ym. 2015). Vertailun vuoksi, taulukoissa 1–3 on esitetty puhdistamolietteitä koskevat eri maiden haitallisten metallien raja-arvoja. Yhteenvedon voidaan todeta, että eri maiden puhdistamolietteille asettamat raja-arvot ja rajoitukset ovat hyvin vaihtelevat.

**Taulukko 1.** Haitallisten metallien raja-arvoja (mg/kg kuiva-ainetta) puhdistamolietteelle maatalouskäytössä EU-tasolla (jättevesilietedirektiivi 86/278/ETY), Suomessa, muutamissa muissa Euroopan maissa ja USA:ssa.

	Arseeni	Elohopea	Kadmium	Kromi	Kupari	Lyijy	Nikkeli	Sinkki
<b>Jättevesilietedirektiivi (86/278/ETY)</b>	-	16–25	20–40	-	1000–1750	750–1200	300–400	2500–4000
<b>Suomi<sup>1</sup></b>	25	1,0	1,5	300	600 <sup>2</sup>	100	100	1500 <sup>2</sup>
<b>Ruotsi<sup>3</sup></b>	-	2,5	2	100	600	100	50	800
<b>Tanska<sup>3</sup></b>	25	0,8	0,8	100	1000	120	30	4000
<b>Viro<sup>4</sup></b>	-	16	20	1000	1000	750	300	2500
<b>Latvia<sup>3</sup></b>	-	10	10	600	800	500	200	2500
<b>Puola<sup>3</sup></b>	-	5	10	500	800	500	100	2500
<b>Ranska<sup>3</sup></b>	-	10	20	1000	1000	800	200	3000
<b>Alankomaat<sup>3</sup></b>	15	0,75	1,25	75	75	100	30	300
<b>Itävalta<sup>4</sup></b>	20	2–10	2–10	50–500	300–500	100–500	25–100	1500–2000
<b>Belgia (Flanderin alue)<sup>3</sup></b>	150	5	6	250	375	300	50	900
<b>Sveitsi<sup>4</sup></b>	-	1	1	-	100	120	30	400
<b>USA<sup>3</sup></b>	75	57	85	-	4300	840	420	7500

<sup>1</sup>MMM 24/11.

<sup>2</sup>Enimmäispitoisuuden ylitys voidaan sallia, jos maaperäanalyysin perusteella on todettu puutetta kuparista tai sinkistä.

<sup>3</sup>Ylivainio ja Turtola (2016). <sup>4</sup>Berninger ym. (2017).

**Taulukko 2.** Maaperän suurimmat sallitut haitallisten metallien pitoisuudet (mg/kg kuiva-ainetta) puhdistamolietteen maatalouskäytölle EU-tasolla (jätevesilietedirektiivi 86/278/ETY), Suomessa, muutamissa muissa Euroopan maissa ja USA:ssa.

	Elohopea	Kadmium	Kromi	Kupari	Lyijy	Nikkeli	Sinkki
<b>Jätevesilietedirektiivi (86/278/ETY) (maan pH 6-7)</b>	1–1,5	1–3	-	50–140	50–300	30–75	150–300
<b>Suomi<sup>1</sup></b>	0,2	0,5	200	100	60	60	150
<b>Ruotsi<sup>2</sup></b>	0,3	0,4	60	40	40	30	100–150
<b>Tanska<sup>2</sup></b>	0,5	0,5	30	40	40	15	100
<b>Viro<sup>3</sup></b>	1,5	3	100	50	100	50	300
<b>Latvia<sup>2</sup></b>	0,1–0,5	0,5–0,9	40–90	15–70	20–40	15–70	50–100
<b>Puola<sup>2</sup></b>	0,8–1,5	1–3	50–100	25–75	40–80	20–50	80–180
<b>Ranska<sup>2</sup></b>	1	2	150	100	100	50	300
<b>Alankomaat<sup>2</sup></b>	0,3	0,8	100	36	85	35	140
<b>Belgia<sup>2</sup></b>	1,3	0,9	46	49	56	18	170
<b>USA<sup>2</sup></b>	8	20	1500	750	150	210	1400

<sup>1</sup>MMM 12/12 <sup>2</sup>(Flanderin alue), Ylivainio ja Turtola (2016) <sup>3</sup>Berninger ym. (2017).

**Taulukko 3.** Haitallisten metallien enimmäiskuormitus (kg/ha/v) käytettäessä puhdistamolietettä maataloudessa EU-tasolla (jätevesilietedirektiivi 86/278/ETY), Suomessa, muutamissa muissa Euroopan maissa ja USA:ssa.

	Elohopea	Kadmium	Kromi	Kupari	Lyijy	Nikkeli	Sinkki
<b>Jätevesilietedirektiivi (86/278/ETY)</b>	0,1	0,15	-	12	15	3	30
<b>Suomi<sup>1</sup></b>	0,001	0,0015 <sup>4</sup>	0,3	0,6 <sup>5</sup>	0,1	0,1	1,5 <sup>5</sup>
<b>Ruotsi<sup>2</sup></b>	0,0025	0,00075	0,1	0,6	0,1	0,05	0,8
<b>Tanska<sup>2</sup></b>	0,0056	0,0056	0,7	7	0,84	0,21	28
<b>Viro<sup>3</sup></b>	0,1	0,15	4,5	12	15	3	30
<b>Latvia<sup>2</sup></b>	0,008/0,010	0,030/0,035	0,6/0,7	1/1,2	0,3/0,35	0,25/0,3	5/6
<b>Ranska<sup>2</sup></b>	0,015	0,030	-	1,5	1,5	0,3	4,5
<b>Alankomaat<sup>2</sup></b>	0,0018	0,006	0,3	0,36	0,6	0,12	1,2
<b>Belgia (Flanderin alue)<sup>3</sup></b>	0,01	0,012	0,5	0,75	0,6	0,1	1,8
<b>USA<sup>2</sup></b>	0,85	1,9	-	75	15	21	140

<sup>1</sup>MMM 12/12.

<sup>2</sup>Ylivainio ja Turtola (2016).

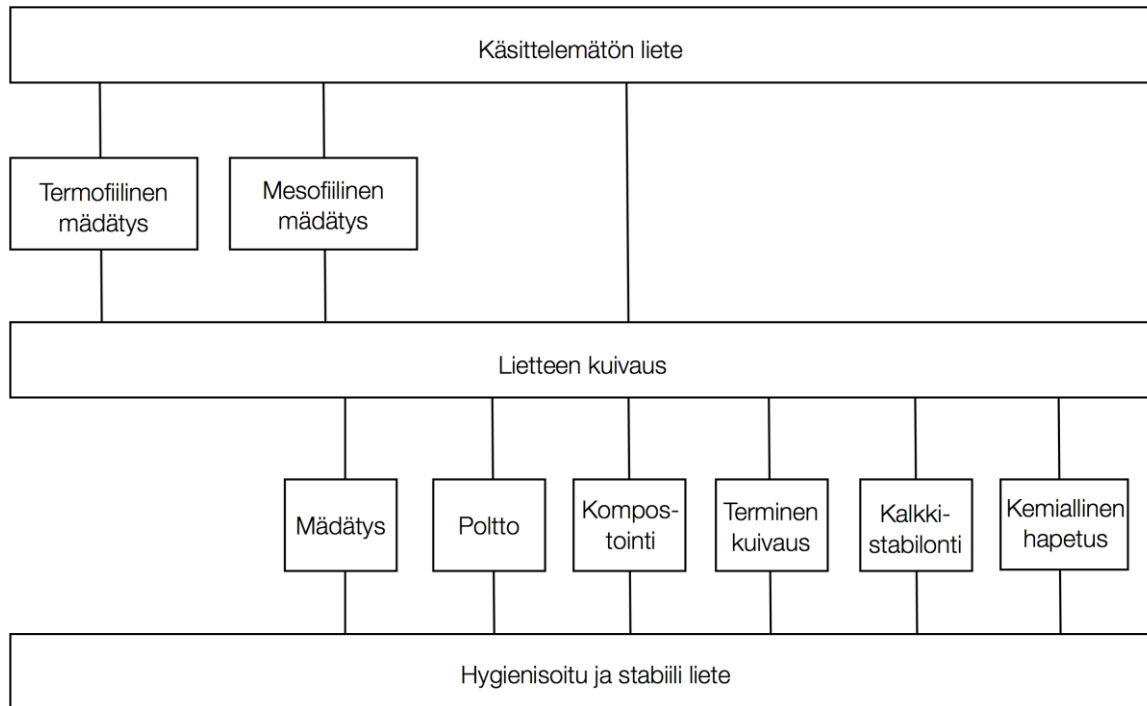
<sup>3</sup>Berninger ym. (2017).

<sup>4</sup>Raja-arvo koskee kaikkia käytettyjä lannoitevalmisteita yhteensä.

<sup>5</sup>Kuormitukset saavat olla enintään kaksinkertaiset silloin, kun ravinteesta on puutetta maaperässä, jossa puhdistamolieteperäistä lannoitevalmistetta käytetään. Tämä ei saa kuitenkaan johtaa maassa suurempiin haitallisten metallien pitoisuuksiin kuin taulukossa 2.

## 2.2. Lietteiden käsittelymenetelmät

Käsittelyn tarkoitus on saattaa puhdistamoliete hygieeniseen ja stabiiliin tilaan. Lisäksi lietteestä on tarpeen poistaa vettä, jolloin tilavuuden pienentyessä kuljetuskustannukset pienenevät merkittävästi. Suomessa yleisimmin käytetyt käsittelymenetelmät on esitetty kuvassa 1.



**Kuva 1.** Suomessa yleisimmin käytetyt lietteiden käsittelymenetelmät.

Vesilaitosyhdistyksen selvityksen mukaan erilaisia lietteenkäsittelylaitoksia oli Suomessa vuosina 2015–2016 noin 150 kappaletta. Näistä suurin osa oli kompostointilaitoksia (109 kpl) tai mädättämö-/biokaasulaitoksia (34 kpl). Poltto, kemiallinen hapetus tai kalkkistabilointi oli käytössä vain muutamilla laitoksilla. Käsittelylaitosten määrä ei kuvaa hyötykäyttöön toimittavien käsittelylaitosten määrää, sillä monet laitoksista toimittavat lietetuotteita vain jatkojalostukseen ja monet mädättämöt/biokaasulaitokset käsittelevät mädätysjäännöksen kompostoimalla. (Vesilaitosyhdistys 2017)

Jätevedenpuhdistamoilla muodostuva liete sakeutetaan ja kuivataan lingoilla tai suotonauhapuristimilla. Pienillä jätevedenpuhdistamoilla lietteen kuivaus voidaan toteuttaa myös lietelavoilla tai imeyttämällä turvelavoilla. Kuivatun lietteen jatkokäsittelymenetelmiä ovat auma- tai reaktorikompostointi, mädätys, kemiallinen käsittely kalkkistabiloinnilla tai kemiallisesti hapettamalla, termien kuivaus sekä poltto.

### 2.2.1. Kompostointi

Kompostoinnissa orgaaninen aines hajoaa aerobisissa olosuhteissa tehden lopputuotteesta biologisesti stabiilia, hajutonta ja humusmaista ainesta. Kompostoinnissa esikäsittely voidaan toteuttaa esimerkiksi hygienisoimalla ja sekoittamalla liete tukiaineen kanssa (Ruuhela 2017). Esikäsittelyssä myös säädetään syöteseoksen kosteus kompostoinnin kannalta sopivaksi. Kosteuden säätöön tarkoitettujen tukiaineiden käytön ohella muiden apuaineiden käyttö on Suomessa vähäistä. (Sitra 2007)

Esikäsitelty liete vastaanotetaan kompostointilaitoksille usein vastaanottosiiloihin, joissa lietettä pyritään säilyttämään mahdollisimman lyhyen aikaa. Siiloista liete siirtyy sekoitukseen kuljettimien tai pyöräkuormaajan avulla. Sekoituksen jälkeen liete siirretään varsinaiseen kompostointireaktoriin.



Kompostointi jaetaan reaktorissa tehtävään esikompostointiin ja aumoissa tapahtuvaan jälkikypsytykseen. Esikompostointivaiheen tarkoituksena on sekoittaa ja ilmastaa kompostimassaa sekä poistaa muodostuvia kaasuja. (Sitra 2007) Hyvin toimivassa esikompostoinnissa lietteen orgaanisen aineen hajoaminen on hyvin tehokasta. Optimaalinen hapen määrä on riippuvainen kompostoitavan materiaalin laadusta (Ruuhela 2017). Hapen määrä vaikuttaa prosessin nopeuteen sekä laatuun (Ruuhela 2017).

Puhdistamolietteet soveltuvat yleensä hyvin kompostoitavaksi, kun ne kuivataan mekaanisesti yli 20 % kuiva-ainepitoisuuteen. Jos lietteen kiintoainepitoisuus on alhainen, tukiaineiden tarve on huomattavasti suurempi, jolloin laitoskoko ja käyttökustannukset kasvavat. Kompostointi soveltuu kuitenkin hyvin toteutettavaksi sekä pieninä että suurina laitoksina. (Sitra 2007)

Kompostoinnin merkittävimmät ympäristövaikutukset ovat hajuhaitat, liikenteestä ja aumojen käsittelystä aiheutuvat melu- ja pölyhaitat sekä muodostuvat jätevedet. Laitoksessa, joka käyttää karkeaa haketta tukiaineena, jätevesiä syntyy keskimäärin 0,1–0,2 m<sup>3</sup>/lietetonni. (Sitra 2007) Aumakompostoinnissa puutteellinen ilmastus ja siitä johtuva hapen puute voivat aiheuttaa ongelmia ja kompostoituminen on usein epätäydellistä (Lohiniva ym. 2001).

### 2.2.2. Mädätys

Mädätys on hapettomissa olosuhteissa tapahtuva mikrobien aikaansaama prosessi, jossa osa syötteen orgaanisesta aineksesta muuttuu metaanipitoiseksi biokaasuksi. Prosessia kutsutaan mesofiilliseksi, jos se tapahtuu noin 37 °C asteessa ja termofiilliseksi jos se tapahtuu noin 55 °C asteessa. Mädätys voidaan jakaa kahteen päätyyppiin, märkä- ja kuivamädätykseen. Märkämädätyksessä syötteen kiintoainepitoisuus on maksimissaan 15 % ja sitä sekoitetaan mekaanisesti. Kuivamädätyksessä syötteen kiintoainepitoisuus on noin 20–40 % ja sitä puristetaan tai viedään hitaasti reaktorin läpi. Märkämädätys on menetelmistä yleisemmin käytössä. Mädätyksessä lietteen kiintoainemäärä pienenee ja ravinteet, erityisesti typpi, muuntuu orgaanisesta epäorgaaniseen muotoon. (Sitra 2007)

Mädätys vähentää lietteen hygieniariskejä sekä jatkokäsittelyn hajuhaittoja. Menetelmä sopii monille lietteille. Prosessi on kuitenkin herkkä tietyille myrkyllisille yhdisteille, minkä lisäksi liian suuri typpipitoisuus lietteessä voi heikentää prosessia. (Sitra 2007) Usein mädätysjäännöksestä erotetaan kuivajae kompostoitavaksi, jolloin se voidaan käsitellä kompostimullaksi. Mädätysjäännös voidaan myös kuivata ja rakeistaa maanparannusaineeksi. Vuosina 2015–2016 Suomessa oli käytössä 16 jätevedenpuhdistamoiden biokaasulaitosta ja 18 biokaasun yhteiskäsittelylaitosta (Vesilaitosyhdistys 2017).

### 2.2.3. Terminen kuivaus

Termisessä käsittelyssä poistetaan aluksi esikäsittelystä jäänyt ylimääräinen vesi haihduttamalla. Terminen kuivaus jaetaan täyskuivaukseen, jolloin kiintoaineprosentti on yli 85 % sekä osittaiseen kuivaukseen, jolloin kiintoaineprosentti on alle 85 %. Täyskuivattu liete on pölymäistä tai granuloitunutta. Pölymäinen liete menee käsittelyn jälkeen usein suoraan polttoon. Sen käsittelyssä tulee huomioida räjähdys- sekä paloriskit. Granuloituneen lietteen käyttö ja käsittely on turvallisempaa. Termisessä kuivauksessa voidaan päästä jopa yli 90 % kiintoainepitoisuuteen. (Sitra 2007)

Termisellä kuivauksella lietteen määrä pienenee ja liete muodostuu helpommin kuljetettavaksi ja varastoitavaksi. Käsittely on usein muita menetelmiä kalliimpaa, sillä menetelmä vaatii paljon energiaa (Lohiniva ym. 2001). Menetelmästä saattaa lietteen laadusta riippuen aiheutua hajukaasuja. Tilantarve on pienempi kuin kompostoinnissa. Termisesti käsitelty liete täyttää hygienisointivaatimukset, mutta lopputuotteelle ei ole Suomessa ollut paljon kysyntää. (Sitra 2007). Kuivauksen aikana tyypeä haihtuu ammoniakkinä, mutta jäljellä jääneen orgaanisen typen käyttökelpoisuus on usein parantunut (Smith ja Durham 2002). Terminen kuivaus on Suomessa käytössä Lakeuden Etapilla, Joensuussa Kuhansalon puhdistamolla ja Haapavedellä.

## 2.2.4. Kemiallinen käsittely

Vuosina 2015–2016 Suomessa oli käytössä neljä lietteen kemiallista käsittelylaitosta (Vesilaitosyhdistys 2017). Kemialliset lietteenkäsittelymenetelmät soveltuvat sekä isoille että pienille käsittelylaitoksille. Kalkkistabiloitua ja kemiallisesti hapetettua lietettä voidaan käyttää maanparannusaineena. (Sitra 2007)

### Kalkkistabilointi

Kalkkistabiloinnissa lietteen pH nostetaan niin korkeaksi, että biologinen toiminta lakkaa. Tarkoituksena on pitää pH-arvo tarpeeksi kauan korkealla, jotta liete hygienisoituu. Sammutettua kalkkia voidaan käyttää kuivattuun tai märkään lietteeseen. Sammutettu kalkki nostaa lietteen pH-arvoa, mutta ei nosta lietteen lämpötilaa. Kuivatulle lietteelle käytetään poltettua kalkkia (CaO), joka reagoi lietteen veden kanssa ja nostaa pH-arvon (>12) sekä lämpötilan (>60 °C). Reaktiossa osa vedestä haihtuu ja lietteen kuiva-ainepitoisuus kasvaa. (Sitra 2007)

Kalkkistabiloidun lietteen pH-arvo ja kalsiumpitoisuus ovat korkeat. Menetelmällä saadaan hygieenistä lietettä, jota voidaan hyödyntää maataloudessa ja viherrakentamisessa yleensä lähellä lietteen hyötykäyttökohdetta. Sitra (2007) mukaan kalkkistabiloitua lietettä voidaan käyttää pelloilla vain kesäaikaan.

### Kemiallinen hapetus

Kemiallisella hapetuksella (esimerkiksi Kemicond-käsittely) voidaan käsitellä raakalietettä, sakeutettua lietettä tai mädätettyä lietettä. Kemiallisessa hapetuksessa lietteen pH-arvo madalletaan rikkihapon avulla, jolloin lietteen rakenne hajoaa ja rautasuolat liukenevat. Liete hapetetaan vetyperoksidin avulla, jolloin kahdenarvoinen rauta hapettuu kolmenarvoiseksi ferriraudaksi. Käsitelty liete neutraloidaan natriumhydroksidilla. Lopuksi liete kuivataan. Käsitelty liete soveltuu maanparannusaineeksi. (Sitra 2007)

## 2.2.5. Poltto

Puhdistamolietteiden poltto on Suomessa harvinaista. Vuosina 2015–2016 Suomessa oli käytössä kaksi laitosta, jotka polttivat pieniä määriä puhdistamolietettä muun polttoaineen ohella (Vesilaitosyhdistys 2017). Lietteiden käsittely polttamalla koostuu esikäsittelystä, poltosta ja tuhkan käsittelystä. Esikäsittelynä käytetään lietteen kuivausta.

Lietteiden korkea typpipitoisuus sekä raskasmetallipitoisuudet aiheuttavat polttoprosessille ja savukaasujen puhdistukselle jonkin verran lisävaatimuksia. Lietettä voidaan polttaa joko lietteiden polttoon suunnitelluissa laitoksissa tai perinteisissä massapolttolaitoksissa (Lohiniva ym. 2001). Polttotekniikasta riippuen tulee määrittellä eri jakeiden väliset sekoitussuhteet. Lietteiden osuus poltettavasta aineksesta riippuu lietteiden laadusta sekä muusta poltettavasta aineksesta. Polttokattilaan johdetaan prosessin ilmaylimäärä, jotta saadaan sopiva turbulenssi aineksen sekoittumiseksi. Lietteiden poltossa syntyvää tuhkaa ei voida käyttää lannoitevalmisteena eikä maanparannusaineena. (Sitra 2007)

## 3. Lietteiden sisältämät haitta-aineet ja mikrobit

### 3.1. Haitalliset metallit

Puhdistamolietteiden haitallisilla metalleilla tarkoitetaan yleensä kadmiumia, kromia, kuparia, elohopeaa, nikkeliä, lyijyä, sinkkiä ja arseenia. Niitä päätyy jätevedenkäsittelylaitokselle ja sitä kautta pääosin puhdistamolietteeseen monesta eri lähteestä. Teollisuuden lisäksi niitä päätyy jätevesiin esim. laskeumasta, terästuotteista, autojen pesusta, yksityisestä käytöstä (esim. kosmetiikka), hulevesien mukana pinnoilta (esim. maanpinta, tiet, katot, teräspinnat), ihmisten käyttämästä ravinnosta ja kaatopaikkojen suotovesistä (Vieno 2014).

Bloem ym. (2017) vertaili puhdistamolietteiden, eri lantojen ja epäorgaanisten fosforilannoitteiden haitallisten metallien keskimääräisiä pitoisuuksia (mg/kg kuiva-aineessa) (taulukko 4). Korkeimmat keskimääräiset lyijy-, sinkki-, nikkeli-, kromi- ja elohopeapitoisuudet löytyivät puhdistamolietteistä. Puhdistamolietteiden pitoisuudet vaihtelevat kuitenkin paljon EU-jäsenmaiden välillä (Euroopan komissio 2010). Tosin niiden pitoisuudet ovat viime vuosina laskeneet, ja ne ovat nykyisin yleensä alle kansallisten raja-arvojen (Fijalkowski ym. 2017, Sarvi ym. 2017, Ympäristöministeriö 2014, Wiechmann ym. 2013, Smith 2008).

Haitallisten metallien osalta kadmiumille on asetettu kaikkien lannoitevalmisteiden käytöstä aiheutuva enimmäiskuormitusraja maa- ja puutarhataloudessa sekä maisemoinnissa ja viherrakentamisessa, minkä lisäksi jätevesilietteestä valmistetuille lannoitevalmisteille on haitallisten metallien osalta määrätty suurin sallittu vuotuinen kuormitus (luku 2.1., taulukko 3). Koska maataloudessa orgaanisia lannoitevalmisteita levitetään peltoon niiden sisältämien ravinteiden, usein fosforin, perusteella, voidaan eri lannoitevalmisteiden haitallisten metallien pitoisuuksia ja niistä aiheutuvaa kuormitusta verrata suhteuttamalla haitallisten metallien pitoisuudet materiaalin fosforipitoisuuteen. Bloem ym. (2017) vertailun mukaan puhdistamolietteiden haitallisten metallien mediaanipitoisuudet suhteessa fosforipitoisuuteen vastasivat lantojen pitoisuuksia (taulukko 5). Ainoastaan kromi- ja elohopeapitoisuudet olivat huomattavasti lantoja korkeampia. Alkuperästä riippuen joillakin epäorgaanisilla fosforilannoitteilla oli puhdistamolietteitä ja lantoja suuremmat kadmiumpitoisuudet.

**Taulukko 4.** Haitallisten metallien keskimääräisiä pitoisuuksia (mg/kg kuiva-ainetta) lannoissa, puhdistamolietteisä/puhdistamolietepohjaisissa lannoitevalmisteissa ja epäorgaanisissa fosforilannoitteissa. Suluissa on ilmoitettu määrittäjäraja ja sen alle jääneiden näytteiden lukumäärä (n).

	Lannat <sup>1,3</sup>	Puhdistamoliete <sup>1</sup>	Puhdistamolietepohjaiset maanparannusaineet (Suomi) <sup>2</sup>	Epäorgaaninen fosforilannoite <sup>1</sup>
<b>Lyijy</b>	0,75 – 8,4	8,9 – 221	13,9 (<10; n=5)	<0,2 – 13,2
<b>Kadmium</b>	0,08 – 46,1	0,34 – 3,4	0,68 (<0,5; n=6)	<0,3 – 35,5
<b>Kupari</b>	16,4 – 959	28 – 565	197 (<10; n=1)	<2 – 41,8
<b>Sinkki</b>	81 – 754	140 – 2032	368 (<10; n=1)	10,3 – 386
<b>Nikkeli</b>	2,0 – 10,4	5,5 – 621	25,8 (<5,0; n=2)	7,4 – 48,3
<b>Kromi</b>	0,2 – 225	8 – 856	27,9 (<10; n=2)	16,9 – 196
<b>Elohopea</b>	0,02 – 0,04	0,07 – 2,3	0,4	<0,4
<b>Arseeni</b>	0,44 – 11,8	2,8 – 6,0	5,3 (<4,0; n=7)	0,8 – 16,2

<sup>1</sup>Bloem ym. (2017).

<sup>2</sup>Evira (2017a), n=11 kaikilla muilla paitsi elohopealla n=2, keskiarvon laskennassa alle määrittäjärajan olevat tulokset on korvattu määrittäjärajan arvolla.

<sup>3</sup>Sisältää naudan, sian ja siipikarjan lannan.

**Taulukko 5.** Lantojen, puhdistamolietteiden/puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden ja epäorgaanisten fosforilannoitteiden haitallisten metallien pitoisuuksia suhteessa materiaalien fosforipitoisuuteen (mg/kg P). (mukailtu Bloem ym. 2017).

	Lannat <sup>1</sup>	Puhdistamoliete	Epäorgaaninen fosforilannoite
<b>Lyijy</b>	46 - 491	529 – 568	12 - 57
<b>Kadmium</b>	11 - 134	22 – 24	14 – 152
<b>Kupari</b>	2390 – 33 393	10 026 – 11 703	116 – 1362
<b>Sinkki</b>	22 502 – 85 644	16 757 – 18 381	1131 – 2628
<b>Nikkeli</b>	182 – 996	405 – 713	18 – 239
<b>Kromi</b>	50 - 773	487 – 2501	82 – 1100
<b>Elohopea</b>	2,3 – 5,0	12	0,01
<b>Arseeni</b>	33 - 1920	124	12 – 123

<sup>1</sup>Sisältää naudan, sian ja siipikarjan lannan.

Peltoihin päätyy haitallisia metalleja myös muualta kuin puhdistamolietteistä kuten ilmalaskeuman, väkilannoitteiden ja muiden lannoitevalmisteiden, lantojen ja kalkitusaineiden kautta (Mäkelä-Kurtto ym. 2007a, b). Lannoissa suurin osa haitallisista metalleista (esim. arseeni, kupari ja sinkki) ovat peräisin rehuista ja niiden lisäaineista (Bolan ym. 2015).

## 3.2. Orgaaniset haitta-aineet

### 3.2.1. Orgaanisten haitta-aineiden lähteet

Orgaanisten haitta-aineiden ryhmä on valtavan laaja. Siihen kuuluvat potentiaalisesti kaikki maailmassa valmistettavat aineet, joita on satoja tuhansia. Vaikka kaikki aineet eivät ole puhdistamolietteidensä ja maaperän kannalta olennaisia tai haitallisia, on aina muistettava, että tutkimme usein vain murto-osaa kaikista tuotetuista kemiallisista yhdisteistä. Tällä hetkellä tiedossa olevien haitallisten tai huolta aiheuttavien aineiden rinnalle tai tilalle voi tietämyksen lisääntyessä nousta uusia aineita ja aineryhmiä.

Orgaanisten haitta-aineiden esiintyminen jätevedessä kuvastaa viemärointialueen asukkaiden kulutus- ja käyttäytymistottumuksia, alueella olevaa teollisuutta sekä maankäyttöä (esim. maatalous, taajamat, satama-alueet, lentokentät ja kaatopaikat). Haitallisia aineita löytyy monesta eri aineryhmästä, jotka voivat olla peräisin useasta eri lähteestä (taulukko 6). Tarkemmin haitallisten aineiden lähteistä ja päätyemisestä jätevesiin löytyy esimerkiksi lähteistä Vieno (2014), Kasurinen ym. (2014) ja Jantunen (2016).

Puhdistamolietteet eivät ole ainoa orgaanisten haitta-aineiden lähde maaperässä. Jotkin ns. ubikvitääriset eli kaikkialla läsnä olevat aineet voivat päätyä maaperään kuivalaskeumana tai sateiden mukana. Taulukon 6 aineista perfluoratut aineet (erityisesti PFOS), palonestoaineet (HBCD, PBDE) ja PAH-yhdisteet luokitellaan ubikvitääriksi aineiksi (Vieno 2014). Laskeumasta johtuva maaperän taustapitoisuus on kuitenkin todennäköisesti hyvin pientä verrattuna puhdistamolietteistä peräisin olevaan kuormaan. Esimerkiksi Isossa-Britanniassa tehdyissä tutkimuksissa on mitattu maaperän BDE-209 -aineen taustapitoisuudeksi 0,015 µg/kg (Law ym. 2008). Alueilla, joissa puhdistamolietepohjaisia tuotteita oli levitetty maaperään, aineen pitoisuudet olivat korkeimmillaan 3900 µg/kg. Näiden aineiden maaperäpitoisuutta ei ole Suomessa laajasti mitattu, joten aineiden taustapitoisuutta ei tiedetä.

Taulukko 6. Orgaanisia haitta-aineita ja niiden lähteitä.

Aineryhmä	Esimerkkejä ryhmän aineista	Aineiden tärkeimpiä lähteitä
<b>Alkyyliifenolit- ja etoksilaatit</b>	nonyyliifenoli (NP) nonyylifenolimonoetoksilaatti (NP <sub>1</sub> EO) nonyylifenolidietoksilaatti (NP <sub>1</sub> EO) oktyyliifenoli (OP) oktyylifenolimonoetoksilaatti (OP <sub>1</sub> EO) oktyylifenolidietoksilaatti (OP <sub>1</sub> EO)	Tekstiilien valmistus ja pesu, lentokenttien hulevedet ja pesuaineet (autojen pesu)
<b>Muoviperäiset aineet</b>	dietyyliheksyyliiftalaatti (DEHP) bentsyylibutyyliftalaatti (BBP) dibutyyliftalaatti (DBP) di-(iso)dekyyliftalaatti (DIDP) di(iso)nonyyliftalaatti (DINP) bisfenoli-A (BPA)	Muoviteollisuuden jätevedet ja irtoaminen muovituotteista. Ftalaattien osalta kosmetiikka, tekstiilien pintakäsittely, maalit, lakat ja painovärit. Bisfenoli-A:n osalta säilyketoikkien sisäpinnoite.
<b>Myrsyhdisteet</b>	galaksolidi (HHCB) tonalidi (AHTN)	Kosmetiikka ja kosmetiikkateollisuus
<b>Antimikrobiset aineet</b>	triklosaani (TCS) triklokarbaani parabeenit	Kosmetiikka (aknetuotteet, deodorantit, hammastahnat), kosmetiikkateollisuus sekä urheiluvälineet- ja vaatteet
<b>Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH)</b>	<i>PAH16-aineet</i> : naftaleeni, asenaftyleeni, asenaftteeni, fluoreeni, fenantreeni, antraseeni, fluoranteeni, pyreeni, bentso(a)antraseeni, kryseeni, bentso(b)fluoranteeni, bentso(k)fluoranteeni, bentso(a)pyreeni, dibentso(ah)antraseeni, bentso(ghi)peryleeni, indeno(123cd)pyreeni	Ubikvitäärisiä <sup>2)</sup> aineita. Päätyvät ympäristöön yhdisteiden epätäydellisen palamisen tuloksena liikenteestä, energiantuotannosta ja teollisista prosesseista sekä metsä- ja maastopaloissa.
<b>Perfluoratut yhdisteet (PFAS)</b>	perfluoro-oktaanisulfonaatti (PFOS) perfluorobutaanisulfonaatti (PFBS) perfluoro-oktaanihappo (PFOA) perfluorobutaanihappo (PFBA) perfluoropentaanihappo (PFPeA) perfluoroheksaanihappo (PFHxA) perfluoroheptaanihappo (PFHpA) perfluorodekaanihappo (PFDA) perfluorododekaanihappo (PFDoA)	Ubikvitäärinen <sup>2)</sup> aine. Laskeuma ja hulevedet, metallin pinnoitus, kaatopaikat, jätteenkäsittelylaitokset ja tekstiilit (vaatteet, matot)
<b>Palonestoaineet</b>	hexabromosyklododekaani (HBCD) tetrabromibisfenoli-A (TBBPA) polybromatut bifenyylieetterit (PBDE)	Ubikvitäärisiä <sup>2)</sup> aineita. PBDE ja HBCD: satama-alueiden, lentokenttien hulevedet, elektroniikkateollisuus huonepöly (kodintekstiilit, elektroniikka), kaatopaikat, jätteenkäsittelylaitokset, eristeet (polystyreeni) ja eristeteollisuus

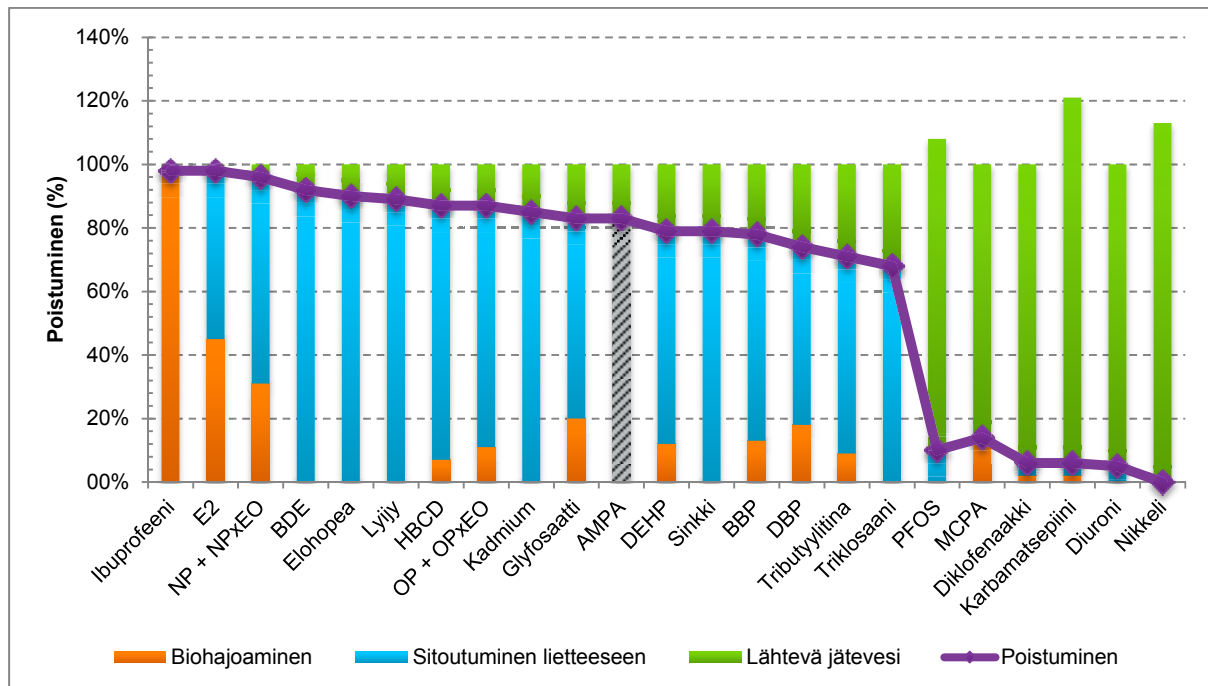
Aineryhmä	Esimerkkejä ryhmän aineista	Aineiden tärkeimpiä lähteitä
<b>Lääkeaineet<sup>1)</sup></b>	<i>antibiootit:</i> siprofloksasiini, ofloksasiini, norfloksasiini, tetrasykliini, oktitetrasykliini, doksisykliini <i>antifungaalit:</i> ketokonatsoli <i>tulehduskipuläkkeet:</i> ibuprofeeni, parasetamoli, naprokseeni, diklofenaakki <i>masennuslääkkeet:</i> sitalopraami, fluoksetiini <i>nesteenoistolääkkeet:</i> furosemidi <i>sydän- ja verisuonitautilääkkeet:</i> propranololi <i>epilepsialääkkeet:</i> karbamatsepiini	Lääkkeiden käyttö ja erittymisen virtsaan ja ulosteeseen. Lääkkeiden hävittäminen viemäriin ja sekajätteen mukana. Lääketeollisuuden jätevedet.
<b>Siloksaanit</b>	oktametyylisyklotetrasiloksaani (D4) dekametyylisyklopentasiloksaani (D5) dodekametyylisykloheksasiloksaani (D6)	Kosmetiikka, kosmetiikkateollisuus, maali-, autovaha- ja kiillotusaineena sekä vaahdones-toaineina

<sup>1)</sup> tässä on lueteltu niitä lääkeaineita, jotka ovat lietteen hyötykäytön näkökulmasta arvioitu tärkeimmiksi.

<sup>2)</sup> Ubikvitäärinen aine= kaikkialla esiintyvä, laajalle alkuperäisistä päästölähteistään levinnyt aine. Aine ovat pysyvä, kertyvä ja/tai myrkyllinen.

### 3.2.2. Orgaaniset haitta-aineet jätevedessä ja lietteessä

Puhdistamolietteen koostumus kuvastaa puhdistamolle tulevan jäteveden koostumusta ja sitä kautta viemärintialueen toimintoja ja aineiden käyttö- ja kulutustottumuksia. Suomalaisilla jätevedenpuhdistamoilla toteutetussa laajassa tutkimuksessa mitattiin orgaanisten haitta-aineiden ja metallien pitoisuuksia jätevedessä ja mallinnettiin aineiden sitoutumista lietteeseen (Vieno 2014). Tulosten mukaan vain harva tutkituista aineista poistui puhdistamalla jätevedestä ja mallinnus antoi viitteitä siitä, että aineet sitoutuvat herkästi lietteeseen (kuva 2). Suomessa on julkaistu tutkimuksia, joista löytyy viimeisimpiä tutkimustuloksia lietteiden haitta-ainepitoisuuksista (Fjäder 2016b, Jantunen ym. 2016, Vieno 2015, Kasurinen ym. 2014). Lietepitoisuuksia käsitellään tarkemmin myös tämän raportin kappaleessa 6 Riskitasot Suomessa.



**Kuva 2.** Suomalaisilla puhdistamoilla tutkittujen haitallisten aineiden kokonaisvähenemä jätevedessä käsittelyn aikana ja mallinnettu sitoutuminen lietteeseen (VVY 2014). AMPAlle ei voitu määrittää biohajoamisen ja lietteeseen sitoutumisen osuuksia. Aineiden lyhenteet on esitetty taulukossa 6.

Jätevedenpuhdistamoilla orgaaniset haitta-aineet voivat käsittelyn aikana haihtua, sitoutua lietteeseen ja/tai hajota tai muuntua kemiallisesti tai biologisesti. Lietteeseen orgaaninen haitta-aine voi sitoutua esim. reagoimalla orgaanisen aineen kanssa, lietteen mikro-organismien soluseinämän sekä rasvamolekyylien kanssa tai mikrobien negatiivisesti varautuneen pinnan kanssa (Vieno 2014). Aineen sitoutuminen lietteeseen riippuu sekä aineen että lietteen ominaisuuksista. Aineen ominaisuuksista tärkeimmät ovat rasvaliukoisuus sekä varaus. Mitä rasvaliukoisempi aine on, sitä helpommin se sitoutuu lietteeseen. Aineen varaus voi olla positiivinen tai negatiivinen tai aine voi olla neutraali eli varaukseton. Monilla orgaanisilla aineilla on molekyyli­rakenteessaan funktionaalinen ryhmä (esim. karboksyylihappo –COOH, aminoryhmä –NH<sub>3</sub>), jonka varaus riippuu ympäristön pH:sta. Parhaiten lietteeseen sitoutuvat sellaiset aineet, jotka ovat varauksettomia tai joiden varaus on positiivinen. Negatiivisesti varautuneet aineet hylkivät negatiivisen pintavarauksen omaavaa lietettä. Lietteen ominaisuudella on jätevedenpuhdistuksessa merkitystä, sillä puhdistuksen eri vaiheissa syntyy erityyppisiä lietteitä. Raakalietteen pH on yleensä ylijäämali­etettä alhaisempi ja öljyjen ja rasvojen pitoisuus suurempi. Raakalietteeeseen siis todennäköisesti sitoutuu eri aineita kuin aktiivilieteprosessin ylijäämali­etteeeseen. Raakaliete ja ylijäämali­ete yhdistetään ennen jatkokäsittelyä, joten asialla ei tällä hetkellä liene sen suurempaa merkitystä puhdistamolietteisistä valmistettujen lannoitevalmisteiden osalta.

Mädätyksen aikana orgaaninen haitta-aine voi hajota, jos se on biohajoava hapettomissa olosuhteissa ja kompostoinnin aikana, jos se on biohajoava hapellisissa olosuhteissa. Kalkkistabiloinnista on vähän tutkimustuloksia, mutta se ei tällä hetkellä saatavissa olevien tutkimusten nojalla näytä olevan tehokas menetelmä pienentämään orgaanisten haitta-aineiden kuormaa (Vieno 2015). Tutkimusta aineiden käyttäytymisestä lietteenkäsittelyssä Suomen olosuhteissa on vähän. Vieno (2015) ja Fjäder (2016b) tutkimusten mukaan lietteen käsittely mädättämällä, kompostoimalla tai kalkkistabiloimalla pienentää joidenkin aineiden pitoisuuksia, mutta ei erittäin pysyvien aineiden kuten PBDE-aineiden pitoisuuksia. Joidenkin PFAS-aineiden pitoisuuksien on todettu kasvavan kompostoinnin aikana joutu­en todennäköisesti näiden aineiden prekursorien eli johdannaisten hajoamisesta kompostointiprosessissa. Pitoisuuksien tarkasteluun perustuva tulosten tulkinta on kuitenkin vaikeaa, koska mädätyksen aikana orgaaninen aines hajoo ja lietteen tilavuus pienenee ja kompostoinnin aikana lietteeseen



sekoitetaan muita aineita kuten haketta ja turvetta, jotka laimentavat lietettä. Mädätyksen aikana aineiden pitoisuus voi siis kasvaa, vaikkei kuorma kasvaisikaan (Vieno 2015). Kompostoinnin aikana pitoisuus taas voi pienentyä, vaikkei aineiden kuorma pienentyisikään. On kuitenkin viitteitä siitä, että mädätys ainoana käsittelymenetelmänä ei ole riittävä pienentämään monien orgaanisten haitta-aineiden kuormaa (esim. osa PAH-yhdisteistä, NP, NP<sub>1</sub>EO, NP<sub>2</sub>EO, OP, DEHP, HBCD, PBDE, PFAS, triklosaani, bisfenoli-A ja useat lääkeaineet) (Vieno 2015). Mädätyksen jälkeen puhdistamoliete voidaan kompostoida, jolloin hapellisissa oloissa biologista hajoamista tai muuntumista voi jossain määrin tapahtua. Tutkimusten mukaan (Fjäder 2016b, Vieno 2015) kokonaisuudessaan lietteenkäsittelyssä (mädätys, kompostointi ja kalkkistabilointi) pysyvimpiä yhdisteitä ovat olleet:

- perfluoratut yhdisteet (PFAS),
- bromatut palonestoaineet (PBDE)
- lääkeaineet, erityisesti:
  - antibiootit: siprofloksasiini, ofloksasiini, norfloksasiini ja tetrasykliini
  - masennuslääkkeet: sitalopraami ja fluoksetiini
  - betasalpaajat: metoprololi ja propranololi
  - hormonit: estroni ja progesteroni

### 3.3. Taudinaiheuttajat

Puhdistamolietteisissä samoin kuin muissakin lannoitevalmisteisiin käytettävissä orgaanisissa jätteissä ja lannoissa tavataan useita erilaisia mikrobeja, jotka voivat aiheuttaa ihmisille infektioitauteja. Lietteisissä esiintyvät taudinaiheuttajalajit ovat peräisin joko ihmisen tai eläinten ulosteista tai ympäristöstä ja ne voivat kuulua bakteereihin, viruksiin tai loisiin (Bloem ym. 2017). Taudinaiheuttajia päätyy jättevesiin ja jäteveden käsittelyn kautta puhdistamolietteisiin mm. infektoituneiden ihmisten ulosteista, hulevesistä ja teollisuudesta (Carrington 2001). Jotkut taudinaiheuttajabakteerit voivat jopa lisääntyä jätevedenpuhdistamoiden käsittelyprosessien aikana (Kusnetsov ym. 2008). Ihmisille infektioitauteja aiheuttavien suolistomikrobien osalta jätevedenpuhdistamo kerää yhteen kaikki kyseisen yhdyskunnan väestön keskuudessa infektioita aiheuttavat mikrobit (Pitkänen ym. 2008). Esimerkiksi salmonellaan sairastuneet voivat olla pitkään infektoituneita erittäen ulosteisiinsa salmonellabakteeria (Evira 2017b). Puhdistamolietteiden taudinaiheuttajien esiintyvyydessä ja määrissä on sekä aluellista että ajallista vaihtelua (Bloem ym. 2017).

Tässä luvussa esitellään varsinkin käsittelemättömissä puhdistamolietteisissä esiintyviä taudinaiheuttajia, joita voi esiintyä myös lannoitevalmisteina käytettävissä puhdistamolietetuotteissa. Lietetuotteiden sisältämät mikrobimäärät riippuvat paitsi lähtöpitoisuudesta, myös lietteenkäsittelymenetelmän poistotehokkuudesta. Eri lietteenkäsittelymenetelmillä voidaan vaikuttaa hyötykäytettävissä puhdistamolietetuotteissa mahdollisesti esiintyviin taudinaiheuttajiin ja niiden määriin. Alla on esitelty eräiden taudinaiheuttajien pääpiirteitä sekä eri lietteenkäsittelymenetelmien vaikutuksia taudinaiheuttajien esiintymismääriin. Esimerkkejä eri mikrobien lukumäärästä eri tavoin käsitellyissä puhdistamolietteisissä on esitelty liitteessä 1. Tässä selvityksessä ei ollut mahdollista esitellä kaikkia lietteissä mahdollisesti esiintyviä mikrobeja, joten esiteltävien joukosta voi puuttua eräissä tapauksissa lietteen hyötykäytön kannalta oleellisiakin taudinaiheuttajia. Jätevedenpuhdistamoille voi päätyä esim. erilaisia eläin- ja kasvitautien aiheuttajia, mutta ne jäävät tämän selvityksen ulkopuolelle. Käsittelemättömissä ja käsitellyissä puhdistamolietteisissä mahdollisesti esiintyviä taudinaiheuttajia ovat listanneet varsin kattavasti mm. McCarthy ym. (2015), Pepper ym. (2006) ja Carrington (2001).

#### 3.3.1. Bakteerit

Puhdistamolietteisissä voi esiintyä monia tautia aiheuttavia suolistobakteereja, kuten ihmisille infektioita aiheuttavia lajeja bakteerisuvuista *Campylobacter* spp., *Clostridium* spp., *Salmonella* spp., sekä

enteropatogeeniset *Escherichia coli* -kannat, kuten *E. coli* O157:H7 (EHEC) (mm. McCarthy ym. 2015, Pepper ym. 2006). Puhdistamolietteet sisältävät myös taudinaiheuttajabakteereja, joita esiintyy yleisesti ympäristössä ja jotka kykenevät lisääntymään jäteveden käsittelyprosesseissa, kuten *Legionella* spp. (mm. Kusnetsov ja Räsänen 2015), *Listeria monocytogenes* (mm. Sahlström ym. 2004), *Mycobacterium* spp. (mm. McCarthy ym. 2015) ja *Yersinia* spp. (mm. Pepper ym. 2006). Monet taudinaiheuttajabakteereista ovat zoonoottisia eli ne voivat sairastuttaa sekä ihmisiä että eläimiä. Legionellabakteereita esiintyy erilaisissa vesijärjestelmissä, ja niitä on tavattu myös esim. kompostimullasta (McCarthy ym. 2015, THL 2017).

Edellä mainittuja suolisto- ja ympäristöbakteereita tavataan myös esim. tuotantoeläinten lannoissa ja biojätteissä (Sahlström 2003). Ihmisissä yleisimmin suolistoinfektioita aiheuttava bakteeri on kampylobakteeri, joka leviää usein ulosteilla saastuneen juomaveden ja ruoan välityksellä (Pitkänen 2013). Lannassa on myös kampylobakteereja, sillä niitä on yleisesti varsinkin siipikarjan, mutta myös nautojen ja lampaiden suolistossa (Pitkänen ja Hänninen 2017). Siipikarjalla ja naudoilla *C. jejuni* on yleisin laji ja sioissa esiintyy *C. coli* -lajia (Evira 2017c). Useimmat eläimet ovat oireettomia kantajia ja esimerkiksi luonnonvaraisten lintujen ulosteet ovat merkittävä luonnonympäristöissä esiintyvien kampylobakteerien lähde (Pitkänen ja Hänninen 2017). Sen sijaan salmonellan esiintyminen Suomessa tuotantoeläimissä ja ympäristössä on melko harvinaista, todennäköisesti kansallisen salmonellavalvontaohjelman ansiosta (Evira 2017c). Myös salmonellan osalta nisäkkäät, linnut ja matelijat voivat toimia oireettomina kantajina, jolloin salmonella voi levitä niiden ulosteista ympäristöön. Tuotantoeläimet voivat saada tartunnan saastuneen rehun tai juomaveden kautta (Evira 2017c). Lannassa mahdollisesti esiintyvä *Listeria monocytogenes* -bakteeri on yleisimmin peräisin huonolautuisesta säilörehusta (Evira 2017c) ja se voi säilyä lannassa pitkään (Marttinen ym. 2013). EHEC-bakteeria esiintyy yleisimmin nautakarjan ja muiden märehäntäjien ruuansulatuskanavassa, minkä vuoksi sitä voi olla ajoittain myös lannassa (Evira 2017c). Suomessa todetaan vuosittain EHEC-bakteeria muutamassa prosentissa nautoja muutamalla nautatilalla (Evira 2017c). *Yersinia*-bakteerien osalta siat ovat yleisesti *Y. enterocolitica* -bakteerin oireettomia kantajia, kun taas luonnonvaraiset eläimet toimivat mahdollisesti *Y. pseudotuberculosis* -bakteerin lähteenä luonnossa (Evira 2017c).

### 3.3.2. Virukset

Maailmassa on satoja viruksia, jotka voivat aiheuttaa ihmisille infektioitauteja (Rusinol ja Girones 2017). Suolistoinfektioita aiheuttavia viruksia kutsutaan enteerisiksi viruksiksi. Pääosa ihmisiä infektoivista viruksista on peräisin ihmisistä. Kullakin eläinlajilla on omat infektoivat viruksensa, pois lukien eräät zoonoottiset virukset (Rusinol ja Girones 2017). Virukset säilyttävät taudinaiheuttamiskyynsä erilaisissa ympäristöolosuhteissa paremmin kuin monet bakteerit ja loiset (WHO 2011). Virukset eivät voi lisääntyä isäntäeliön ulkopuolella, mutta jo muutama viruspartikkeli voi riittää aiheuttamaan taudin. Koska enteerisiä viruksia erittyy infektoituneen ihmisen ulosteisiin suuria määriä usein vielä taudin oireiden päätyttyä, esiintyvät useat virusryhmät runsaina jätevesissä ja myös puhdistamolietteissä (Rusinol ja Girones 2017). Ihmisissä yleisesti infektioita aiheuttavia ja siten jätevesissä ja puhdistamolietteissä runsaina esiintyviä taudinaiheuttajaviruksia ovat adenovirus, astrovirus, norovirus (genoryhmät I ja II), sapovirus, hepatiittivirukset (A ja E), enterovirukset (A-D), aichivirus, parechovirus, polyoomavirus ja rotavirus (Rusinol ja Girones 2017). Erilaisia viruksia tavataan myös muista organismista jätteistä, joita käytetään lannoitevalmisteena tai niiden raaka-aineina. Esimerkiksi biojätteessä voi esiintyä samoja viruksia kuin jätevesissä.

### 3.3.3. Loiset

Loisia ovat alkueläimet, madot ja niveljalkaiset, joista käytetään myös nimitystä parasiitti (THL 2012). Loiset ovat riippuvaisia isäntäeliöstään eivätkä pysty lisääntymään isäntäeliön ulkopuolella (Carrington 2001). Puhdistamolietteissä voi esiintyä esim. *Cryptosporidium*- ja *Giardia*-alkueläimiä (Di Gio-

vanni ym. 2017, Boarato-David ym. 2016), joiden kestromuodot (ookystat ja kystat) voivat levitä ulosteiden mukana ympäristöön ja selvitä pitkiä aikoja ankarissakin olosuhteissa (Kovanen 2010). Muita alkueläimiä, jotka voivat esiintyä jätevedenpuhdistamoilla ja aiheuttavat ihmisten infektioitauteja lähinnä kehitysmaissa ovat *Entamoeba histolytica*, mikrosporidiat, *Toxoplasma gondii*, Blastocystis, *Balantidium coli* ja *Cyclospora cayetanensis* (Fayer ja Jakubowski 2017). Monet loismatotartunnat, kuten skistosomiaasi ja koukkumatoinfektio ovat sen sijaan tavallisia tropiikin tauteja (Kantele ja Siikamäki 2015).

Myös lannassa voi esiintyä erilaisia loisia. *Cryptosporidium*-lajeja on löydetty monilta eri eläinlajeilta niin tuotantoeläimiltä kuin luonnonvaraisiltakin eläimiltä. Ihmisen tartunnan kannalta merkityksellisintä *C. parvum* -lajia esiintyy erityisesti märehitijöillä. Viime vuosina *C. parvum* -lajia on todettu muutamalta kymmeneltä nautatilalta sekä yksittäisiltä vuohitiloilta. (Evara 2017d). Myös *Giardia* spp. elää eläinten suolistossa, josta sitä erittyy ulosteisiin (Boarato-David ym. 2016). Heisimadon aiheuttama ekinokokkoosi on Suomessa harvinainen, mutta voi levitä loista kantavan eläimen ulosteiden välityksellä (Evara 2017d).

### 3.3.4. Indikaattorimikrobit

Hygienisoinnin tehokkuuden ja taudinaiheuttajien esiintymisen osoittamiseksi käytetään usein ns. indikaattorimikrobeja, joiden esiintymisen on katsottu indikoivan taudinaiheuttajien määrää tutkittavassa matriisissa. Indikaattorimikrobeja käytetään mm. siksi, että monien taudinaiheuttajien analysointi voi olla hankalaa tai kallista verrattuna indikaattorimikrobeihin (Hokajärvi ym. 2008, Sahlström 2003), minkä lisäksi indikaattorimikrobit voivat ilmaista puhdistamolietteessä mahdollisesti olevien tuntemattomien taudinaiheuttajien esiintymistä (Hokajärvi ym. 2008). Molempien, sekä hyvin toimivien ulosteperäisten indikaattorimikrobien että ulosteperäisten taudinaiheuttajien esiintymistiheydet suoliston ulkopuolella ovat yleensä alhaisia (Hokajärvi ym. 2008). Ulostesaastunnasta kertovan indikaattorimikrobin tulee esiintyä ulosteissa kohtuullisen suurina määrinä, mutta se ei saa lisääntyä suoliston ulkopuolella (Hokajärvi ym. 2008). Lisäksi sen tulee sietää ympäristöolosuhteita samalla tavalla kuin indikoitavan taudinaiheuttajan (Ottoson 2005). Käsittelyn tehokkuutta arvioitaessa tulee käsittelyn tehoa lietteessä suurina määrinä esiintyvään indikaattorimikrobiin samalla tavalla kuin sen kuvaamiin taudinaiheuttajiin (Ottoson 2005, Carrington 2001).

Ulosteperäisen saastutuksen indikaattorimikrobeina on käytetty *E. coli* -bakteeria, enterokokkeja, sulfiittia pelkistäviä klostrideja sekä salmonellaa (esim. Marttinen ym. 2013, Tontti ym. 2011, Sahlström 2003, Carrington 2001). Myös kolifaageja, jotka ovat *E. coli* -bakteereita infektoivia bakteriofaageja, voidaan käyttää indikaattorimikrobeina käsittelytehokkuuden arvioimisessa (Jebri ym. 2017). *E. coli*-bakteerin on todettu ilmentävän hyvin tuoretta ulosteperäistä saastutusta (Ottoson 2005, Edberg ym. 2000). Sulfiittia pelkistävien klostridi-itiöiden, ja niistä erityisesti ulosteperäisen *Clostridium perfringens* -bakteerin itiöiden, arvellaan voivan ilmentää käsittelyn tehokkuutta bakteerien itiöilisiin muotoihin ja mahdollisesti loisiin verrattavissa olevalla tavalla (Ottoson 2005). Rimhanen-Finne ym. (2004) mukaan *C. perfringens*, *E. coli* ja enterokokit eivät kuitenkaan indikoi tyydyttävällä tavalla *Cryptosporidium*- tai *Giardia* -alkueläinten (oo)kystiä käsitellyssä lietteessä, vaan paras tapa arvioida käsittelyn vaikutusta niihin on määrittää ne suoraan. Enterokokit ovat *E. coli*-bakteereja kestävämpiä suolistobakteereja indikoiden siten myös hyvin käsittelyn tehokkuutta (Marttinen ym. 2013). Enterokokkien indikaatioarvoa heikentää kuitenkin se, että osa enterokokkilajeista voi lisääntyä ympäristöolosuhteissa (Tymensen ym. 2017).

Kansallisessa lainsäädännössä lannoitevalmisteiden hygieenisyyttä tutkitaan määrittämällä tuotteista *E. coli* ja *Salmonella* spp. Molemmat ovat gramnegatiivisia sauvabakteereita ja kuuluvat Enterobacteriaceae-heimoon (Hokajärvi ym. 2008). Näiden bakteerien poissaolo tai vähenemä ei takaa bakteerien kestromuotojen (itiöt), viruspartikkeleiden tai alkueläinten kystien ja ookystitien poistumista tai inaktivaatiota. Lisäksi hygieniaindikaattorit eivät kerro mahdollisesta ympäristöperäisten tau-

dinaiheuttajien esiintymisestä. Siten tällä hetkellä käytössä olevat indikaattorimikrobit eivät anna kokonaiskuvaa lannoitevalmisteen mikrobiologisesta turvallisuudesta.

### 3.3.5. Puhdistamolietteen käsittelyn vaikutus taudinaiheuttajiin

Koska eri taudinaiheuttajilla on omat kasvun kannalta optimiolosuhteensa mm. lämpötilan, kosteuden, pH:n ja happipitoisuuden suhteen, käsittelyn hygienisoiva vaikutus on usein monen tekijän summa, jossa usein käsittelyajalla on ratkaiseva merkitys (mm. Carrington 2001). Useimpien taudinaiheuttajien kasvu estyy, kun käsittelylämpötila on yli 50 °C tai pH on alle 4 tai yli 11 (Elving 2009). Eri mikrobien selviytymisessä on kuitenkin eroja. Esimerkiksi bakteerien itiölliset muodot kestävät hyvin korkeitakin lämpötiloja (mm. Elving 2009). Legionellabakteerit taas selviävät 50 °C lämpötiloissa tunteja ja amebojen sisällä 60 °C lämpötilakaan ei ole niille vielä liikaa (WHO 2007). Legionellat kestävät hyvin myös hyvin hapanta (pH 2) elinympäristöä. Ruotsin Naturvårdsverket (2013) suosittelee lietteen käsittelystä prosessista riippumatta seuraavia lietteen käsittelylämpötiloja ja -aikoja:  $\geq 52$  °C ja 24 h,  $\geq 55$  °C ja 8 h,  $\geq 60$  °C ja 3 h,  $\geq 65$  °C ja 1 h ja  $\geq 70$  °C ja 30 min. Käsittelyprosessin tehokkuuteen voidaan vaikuttaa tehokkaalla esikäsittelyllä (esim. sekoittaminen). Sekoittamisella varmistetaan sekä käsiteltävän massan tasalaatuisuus että koko massan hygienisoituminen (Smith ym. 2005).

Käsittelyn lisäksi lopputuotteen hygieenisyyteen vaikuttavat myös mahdollinen ristikontaminaatio sekä varastointiolosuhteet (Marttinen ym. 2013). Tuotteen kontaminaatiota voi tapahtua niin kalustosta kuin taudinaiheuttajia kantavista eläimistä (esim. linnut ja jyräjät). Toisaalta varastointi voi myös vähentää kiinteiden tuotteiden taudinaiheuttajien määriä (Marttinen ym. 2013).

Kansallisessa lainsäädännössä on joidenkin tyyppinimien osalta esitetty käsittelyvaatimuksia lannoitevalmisteen hygieenisen laadun varmistamiseksi. Esimerkiksi lämpökäsittelyllä (esim. 80 °C, 2 h) tehdyn kuivarakeen tai -jauheen (3A25) kosteus tulee olla enintään 10 % tai jos kosteutta on enemmän, täytyy hygienisointi validoida hyväksynnän yhteydessä. Puhdistamolietteen kalkkistabiloinnissa (kalkkistabiloitu puhdistamoliete 3A51) taas pH:n tulee nousta yli 12 vähintään 2 tunniksi. Kansallisissa käsittelyvaatimuksissa on hyödynnetty Vuorinen ym. (2003) tekemän LIVAKE-selvityksen tuloksia (luku 6 Riskitasot Suomessa). Usein mädätyksessä tai kompostoinnissa on mukana eläinperäisiä tuotteita, jolloin käsittelyn tulee täyttää EU:n sivutuoteasetuksen ((EY) N:o 1069/2009) ja sen täytäntöönpanoasetuksen ((EU) N:o 142/2011) vaatimukset. Pelkästään puhdistamolietettä käsittelevän laitoksen on osoitettava käsittelyn hygienisoiva vaikutus.

### Mädätys

Anaerobisessa mädätyksessä taudinaiheuttajamikrobien tuhoutumiseen vaikuttavia tekijöitä ovat käsittelylämpötila, viipymäaika, reaktorin ominaisuudet, mikrobien keskinäinen kilpailu, prosessin pH sekä kemialliset olosuhteet kuten vapaan ammoniakkin määrä (Bloem ym. 2017). Kaikki nämä tekijät vaikuttavat yleisesti myös itse mädätysprosessin onnistumiseen, sillä osa tekijöistä (esim. vapaan ammoniakkin määrä) voi inhiboida mädätysprosessia. Tärkeimmät tekijät taudinaiheuttajien tuhoutumisen kannalta ovat käsittelylämpötila ja viipymä, taudinaiheuttajien tuhoutuessa sitä tehokkaammin mitä korkeampi on lämpötila ja mitä pidempi on viipymä (Bloem ym. 2017). Termofiilinen mädätys vähentää taudinaiheuttajien ja indikaattorimikrobien lukumääriä mesofiilistä mädätyksestä tehokkaammin eikä mesofiilinen mädätys useinkaan pelkästään riitä tuottamaan tarpeeksi hygieenistä lopputuotetta (esim. Bloem ym. 2017, Carrington 2001). Termofiilissä lämpötiloissa (50–55 °C) hygienisoitumiseen kuluu huomattavasti lyhyempi aika kuin mesofiilissä lämpötiloissa (30–38 °C) (esim. Sahlström 2003). Carringtonin (2001) mukaan termofiilisessä mädätyksessä käsiteltävän lietteen lämpötilan tulee nousta vähintään 55 °C:een ainakin 4 tunnin ajaksi viimeisen raaka-ainesyötön jälkeen ja ennen tuotteen poistoa reaktorista. Lisäksi viipymän tulee olla riittävä lietteen stabiloimiseksi. Mesofiilisessä mädätyksessä taudinaiheuttajien tuhoutuminen on enemmän seurausta muista

tekijöistä (esim. pH, vapaan ammoniakkin pitoisuus, kilpailevat mikrobit) kuin lämpötilasta (Bloem ym. 2017).

Bloem ym. (2017) mukaan lisäämällä pastörintiyksikkö (70 °C, 60 min) mesofiiliseen mädätysprosessin esikäsittelyksi voidaan saavuttaa taudinaiheuttajien suhteen turvallisia lannoitevalmisteita. Pastörinti vähentää tehokkaasti merkittävimpien zoonoottisten taudinaiheuttajien, mutta ei esim. klostridien itiöiden lukumääriä (Sahlström ym. 2008, Marttinen ym. 2013). Koska myös termofiilisesti mädätetyistä mädätteistä voi löytyä taudinaiheuttajia, on esitetty, että erillinen pastörintiyksikkö lisää myös termofiilisesti mädätettyjen mädätteiden turvallisuutta (Bloem ym. 2017). Mädätysprosessissa erillinen hygienisointi voidaan tehdä myös esim. käyttämällä esikäsittelyprosessina termistä hydrolyysiä, joka tehostaa varsinaista mädätystä samalla hygienisoiden syötettävän massan tai kivi-vaamalla lopputuotteena syntyvä mädäte termisesti. Marttisen ym. (2013) tekemän alustavan tutkimuksen mukaan sekä terminen hydrolyysi että terminen kuivaus vähensivät tehokkaasti myös sulfiittia pelkistävien klostridien määrää. Vuorisen ym. (2003) tutkimuksen mukaan terminen kuivaus pienensi tehokkaasti taudinaiheuttajien määrää, vaikkakin sulfiittia pelkistäviä klostrideja löytyi vielä lopputuotteesta. Mädätteet voidaan myös jälkikäsitellä esim. kompostoimalla.

Mesofiilisen mädätyksen hygienisoivaa vaikutusta voidaan parantaa optimoimalla syötteen tasalaatuisuus, sekoitus ja käsittelyaika ja minimoimalla ohivirtaukset ja ns. kuolleet alueet reaktorissa. Ohivirtausten aiheuttamaa riskiä voidaan pienentää panostoisella käsittelyllä yhdessä tehokkaan sekoittamisen kanssa (Marttinen ym. 2013).

### **Kompostointi**

Carringtonin (2001) Euroopan Komissiolle tekemän selvityksen mukaan aumakompostoinnissa kaiken kompostoitavan materiaalin tulee pysyä vähintään 55 °C:ssa ainakin 4 tunnin ajan jokaisen kasan kääntämisen jälkeen. Vähintään kolmen kääntämisen jälkeen kompostia on jälkikypsyttävä niin, että komposti on stabiilia. Ilmastoiduissa kompostikasoissa ja reaktorikompostoinnissa kaiken käsiteltävän materiaalin tulee pysyä vähintään 40 °C:ssa ainakin 5 päivän ajan, minkä aikana materiaalin tulee pysyä myös vähintään 55 °C:ssa ainakin 4 tunnin ajan. Tässäkin käsittelyssä kompostia on vielä jälkikypsyttävä. Mitä korkeampi on lämpötila, sitä lyhyempi käsittelyaika tarvitaan (esim. Elving 2009). Myös muut tekijät (esim. ilmastus) vaikuttavat kompostin hygienisoivaan vaikutukseen (Dumontet ym. 1999). Matalimmat klostridipitoisuudet lietekomposteilla on havaittu suljetuissa kompostireaktoreissa (Rimhanen-Finne ym. 2004).

### **Terminen kuivaus**

Carringtonin (2001) tekemän selvityksen mukaan termisessä kuivauksessa liete tulee käsitellä vähintään 80 °C:ssa 10 min ajan ja lopputuotteen kosteus pitää olla alle 10 %. Liian nopea kuivuminen voi kuitenkin johtaa heikompaan hygienisointitulokseen (Carrington 2001). Usein käsittelylämpötilat termisessä kuivauksessa ovat yli 100 °C (Hupponen ym. 2012).

### **Kemiallinen käsittely**

Kalkkistabilointi poltetulla kalkilla (CaO) tulisi toteuttaa niin, että sekoitetun massan pH-arvo nousee vähintään lukuun 12 ja lämpötila vähintään 55 °C:een 2 tunniksi. Näillä prosesseilla saavutetaan Carringtonin (2001) mukaan riittävä hygienisointi. Käsittelyaika pitenisi n. kolmeen kuukauteen, jos stabiilimiseen käytettäisiin sammutettua kalkkia (Ca(OH)<sub>2</sub>) (Vinnerås 2013). Tosin Carringtonin (2001) mukaan sammutetulla kalkilla ei saada aikaiseksi riittävän hygieenistä lietettä.

Kemiallisesta hapetuksesta esimerkkinä on Kemicond-käsittely, jonka hygieniasointivaikutus perustuu useisiin tekijöihin: happokäsittelyn matala pH, vetyperoksidikäsittelyn suora hapettava vaikutus sekä syntyvien hydroksyyliiradikaalien hapettava vaikutus. Happokäsittely alentaa pH:ta heikentäen taudinaiheuttajien selviytymistä ja vaikuttaen mikrobien soluihin. (Faxå 2010).

### 3.4. Antibioottiresistenssi

Antibioottiresistenssi tarkoittaa, että bakteerilla on ominaisuus, joka suojaa sitä antibioottien haitallisuilta vaikutuksilta. Bakteerilla on siis vastustuskyky tälle antibiootille. Moniresistentit bakteerit ovat samanaikaisesti vastustuskykyisiä usealle antibioottiryhmälle. Vastustuskyky syntyy, kun bakteeri on sellaisessa ympäristössä, jossa vastustuskyvyn kehittyminen antaa sille kilpailuetua muihin bakteereihin verrattuna. Antibiooteille resistenttejä bakteereita voi syntyä siellä missä antibiootteja ja bakteereita esiintyy samanaikaisesti, kuten ihmisten ja eläinten elimistössä, jätevedenpuhdistamoilla, vesistöissä ja maaperässä (Singer ym. 2016). Lisäksi myös muiden aineiden, kuten biosidien ja raskasmetallien esiintyminen voi synnyttää tai levittää antibioottiresistenssiä (VKM 2017, Singer ym. 2016). Bakteereille voi kehittyä resistenssigeenejä myös raskasmetalleille tai biosideille ja tämä resistenssigeeni voi antaa bakteerille vastustuskyvyn myös antibiooteille (Singer ym. 2016). Yhdelle antibiootille kehittynyt resistenssi voi antaa bakteerille vastustuskyvyn myös muita saman antibioottiryhmän aineita kohtaan.

Antibioottiresistenssiä tutkitaan nykyään useimmiten antibioottiresistenttigeenien avulla. Bakteerien tutkiminen viljelymenetelmillä ei ole järkevää, koska suurin osa bakteereista ei kasva viljelyalustoilla. Antibioottiresistenttigeenien esiintyminen jätevedessä tai ympäristössä ei automaattisesti tarkoita, että siellä esiintyisi antibiooteille resistenttejä patogeenejä. Antibioottiresistenttigeenit voivat kuitenkin siirtyä haitattomasta bakteerista haitalliseen. Tätä ilmiötä kutsutaan horisontaaliseksi geeninsiirroksi (horizontal gene transfer, HGT). Jos ympäristössä on sellaisia tekijöitä, jotka antavat kyseisen geenin omistamisesta bakteerille kilpailukykyä, on geeninsiirto todennäköisempää. Siksi antibioottien, biosidien ja raskasmetallien esiintyminen maaperässä voi luoda valintapaineeksi kutsutun tilanteen ja edesauttaa antibiooteille resistenttien patogeeneiden rikastumista ja leviämistä. Biosideistä ainakin triklosaanin, klooriheksidiinin ja kvaternaalisten ammoniumyhdisteiden on todettu aiheuttavan valintapainetta antibiooteille resistenttien geenien rikastumiseen (Singer ym. 2016). Triklosaania käytetään laajasti kosmetiikassa ja klooriheksidiiniä antiseptisenä aineena sairaaloissa, eläinlääkkeenä ja esimerkiksi reseptillä saatavissa suuvesissä. Kvaternaalisia ammoniumyhdisteitä käytetään pesu- ja desinfiointiaineissa, mutta aineet ovat sallittuja myös kosmetiikassa. Singer ym. (2016) kirjallisuuskatsauksen mukaan metalleille resistenttejä geenejä perimässään kantavilla bakteereilla on perimässään useammin myös antibiooteille resistenttejä geenejä kuin bakteereilla, joilla metalliresistenssigeeniä ei ole. Norjalaisen kirjallisuusselvityksen mukaan monissa tutkimuksissa on todettu metalliresistenssiä syntyväksi jätevedenpuhdistamoilla ja tuotantoeläinten lannassa (VKM 2017). Monissa tutkimuksissa on todettu myös rinnakkais- tai ristikkäisresistenssiä useiden tärkeiden antibioottien kanssa.

#### 3.4.1. Jätevedenpuhdistamoiden rooli

Jätevedenpuhdistamot ovat tuotantoeläinten lannankäytön ja kalanviljelyn ohella merkittävä kanava antibioottiresistenssin ja siihen vaikuttavien tekijöiden leviämiseen ympäristössä. Jätevedenpuhdistamoilta voi päätyä puhdistetun jäteveden tai lietteen kautta ympäristöön antibioottiresistenttien bakteerien lisäksi antibioottiresistenssigeenejä, antibiootteja, biosidejä ja raskasmetalleja, joilla kaikilla on vaikutusta antibioottiresistenssin syntymiseen ja leviämiseen (Singer ym. 2016). Antibioottihoidojen yhteydessä ihmisten suolistossa syntyy valintapaine antibioottiresistenttien geenien rikastumiseen suoliston bakteerikannassa. Nämä bakteerit päätyvät ulosteiden mukana viemäriin ja edelleen jätevedenpuhdistamoille. Jätevedenpuhdistamoilla eri lähteistä (kotitaloudet, sairaalat ja hoitolaitokset, teollisuus, hulevedet) peräisin olevat bakteerit sekoittuvat, jolloin todennäköisyys antibioottiresistenttigeenin siirtymiselle muihin bakteereihin lisääntyy (Karkman ym. 2016). Lisäksi antibioottien, biosidien ja raskasmetallien aiheuttama valintapaine kasvattaa geenien siirtymisen todennäköisyyttä (Karkman ym. 2016).

Antibioottiresistenttigeenien tutkimus jätevedenpuhdistamoilla on vasta alkuvaiheessa ja tutkimuksia aiheesta on melko vähän. On kuitenkin viitteitä siitä, että antibioottiresistenttigeenien määrät vähentyisivät puhdistusprosessin aikana merkittävästi, jopa > 99 % (Karkman ym. 2016, Yang ym. 2014). Karkman ym. (2016) tutkivat antibioottiresistenttigeenien esiintymistä ja määrää Helsingin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla kaikkina neljänä vuodenaikana. Tulevassa jätevedessä antibioottiresistenttigeenejä oli puhdistettua jätevettä ja mädätettyä sekä kuivattua lietettä enemmän. Vuodenajoilla ei juuri ollut vaikutusta antibioottiresistenttigeenien määriin. Antibioottiresistenttigeenien poistuman arvioitiin prosessin aikana olevan > 99 %. Tutkimuksessa todettiin, että tulevassa jätevedessä havaittiin 180 antibioottiresistenttigeeniä, puhdistetussa jätevedessä 103 ja mädätetyssä ja kuivatussa lietteessä 69. Osa geneeistä oli pysyvämpiä ja niitä löytyi kaikissa kolmessa näytematriisissa. Vaikka useimpien antibioottiresistenttigeenien määrät pienenevät puhdistusprosessissa, voivat jotkin geenit rikastua prosessin aikana ja päätyä puhdistettujen jätevesien kautta vesistöihin tai lietteen mukana lietteenkäsittelyyn ja edelleen ympäristöön. Karkman ym. (2016) tutkimuksen mukaan yhdeksän antibioottiresistenssigeenin todettiin rikastuvan prosessin aikana ja niiden määrät olivat lähteessä jätevedessä tulevaa suurempia.

### 3.4.2. Lietteet ja lietteiden käsittely

Kuten jätevedenpuhdistamoilta yleensäkin, tutkimuksia antibioottiresistenssistä lietteissä tai lietteiden käsittelyssä on vähän. Mädätyksen on todettu poistavan joitain antibioottiresistenssigeenejä, mutta myös rikastumista käsittelyn aikana on havaittu (Jang ym. 2017, Yang ym. 2014). Yang ym. (2014) raportoi, että antibioottiresistenttigeenien vähenemä mädätyksessä oli keskimäärin 20 %, mutta joidenkin geenien rikastumista havaittiin. Jang ym. (2017) mukaan mädätys vähensi kinoleille, makrolideille ja florfenikolille resistenttien sekä moniresistenttien geenien määrää lietteessä. Termofiilinen mädätys 55 °C lämpötilassa poisti antibioottiresistenssigeenejä mesofiilistä (lämpötila 35 °C) paremmin. Myös Karkman ym. (2016) tutkimuksessa Helsingin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla todettiin joidenkin antibioottiresistenttigeenien (*ermF*, *tetPB*, *tetPA* ja *tetR*) rikastuvan lietteeseen. Tutkimusten mukaan ainakin seuraaville antibiooteille resistenttien geenien on todettu rikastuvan mädätettyyn puhdistamolietteeseen:

- MLSB-luokan antibiootit (makrolidi-linkosamiini-streptogramiini)
- erytromysiini (geeni *ermF*)
- tetrasykliini (geenit *tetPB*, *tetPA*, *tetR*, *tetD*)
- polymyksiini
- vankomyysiini
- betalaktaamiantibiootit (geeni *bla<sub>TEM</sub>*)
- sulfonamidi

Ainakin näiden antibioottiresistenttigeenien kulkeutuminen ympäristöön lietteen mukana voi olla puhdistettua jätevettä merkityksellisempi kulkeutumisreitti.

## 3.5. Mikromuovit

### 3.5.1. Mikromuovien lähteet

Mikromuoveiksi lasketaan alle 5 mm kokoiset muovihiukkaset. Mikromuovien luokittelun alarajasta ei vielä ole päästy yhteisymmärrykseen, mutta alarajaksi on ehdotettu 0,001 µm ja 1 µm (Fjäder 2016a). Jätevesiä ja puhdistamolietteitä koskevissa tutkimuksissa on harvoin kuitenkaan päästy näin alhaisiin kokoluokkiin. Ympäristötutkimuksissa on pääsääntöisesti käytetty alarajana 300 µm, joka on näytteenotossa yleisesti käytetyn Manta-haavin silmäkoko. Luokittelun alaraja vaihtelee eri tutki-

muksissa ja esimerkiksi jätevesiä ja puhdistamolietteitä koskevissa tutkimuksissa alaraja on vaihdellut välillä 1–300  $\mu\text{m}$  (Mahon ym. 2017, Talvitie ym. 2017, Danish EPA 2017, Carr ym. 2016, Murphy ym. 2016, Magnusson ja Norén 2014, Magnusson ja Wahlberg 2014). Pienen huokoskoon suodattimet tukkeutuvat nopeasti eikä riittävää näytemäärää saada näin välttämättä suodatettua. Riittävän pienten mikromuovien tutkiminen on kuitenkin tärkeää sillä esimerkiksi autojen rengaspölyn sisältämät mikromuovit voivat olla kooltaan hyvinkin pieniä. Suurin osa partikkeleista on kooltaan < 20  $\mu\text{m}$ , mutta kokojakauma on laaja: < 10 nm–300  $\mu\text{m}$ . Autonrenkaista irtoavien partikkeleiden kokoon vaikuttaa tien materiaali ja kunto, ajonopeus, lämpötila ja renkaiden koostumus (Kole ym. 2017)..

Jätevesistä on löydetty useita erilaisia muovilaatuja, kuten polypropyleeniä (PP), polyeteeniä (PE), polyamidia (PA), akrylaattia, alkydeja, polyesteriä (PE), polystyreeniä (PS) ja polyuretaania (PUR) (Duis ja Coors 2016, Murphy ym. 2016, Magnusson ja Wahlberg 2014). Jätevesien muovilaatuihin vaikuttavat merkittävästi niiden lähde. Jätevesiin päätyy mikromuoveja kotitalouksista, teollisuudesta, kaatopaikkojen suotovesistä ja hulevesien mukana. Kosmetiikassa käytetään muovipartikkeleita esimerkiksi kuorintavoiteissa ja hammastahnoissa. Kosmetiikan mikromuovit ovat yleensä polyeteeniä (PE), mutta myös polypropyleeniä (PP) tai polystyreeniä (PS) käytetään (Duis and Coors 2016). Kosmetiikan mikromuovit ovat kuitenkin vähäinen osuus asumajätevesien mikromuovikuormasta. Selvästi merkittävämpi mikromuovien lähde asumajätevesissä ovat keinokuituvaatteet ja niistä pesun yhteydessä irtoavat kuidut. Yhdestä kilogrammasta tekokuitutekstiilejä voi yhdessä pesussa irrota kymmeniä tuhansia ja jopa miljoonia kuituja (SYKE 2017). Teollisuuden jätevesiin muoveja voi päätyä muovien tuotannosta (raaka-aineena käytetyt muovipelletit), muovien kierrätyksestä tai muovien prosessoinnista. Lisäksi muu teollisuus käyttää tuotannossaan muovia sisältäviä tuotteita, kuten hiontarakeita (SYKE 2017). Hulevesien mukana puhdistamoille voi kulkeutua maalihiukkasia tai tiemerkintämassoista, autojen renkaista ja autojen osista, kuten jarruista tai vaihteistoista irtoavia mikromuoveja (SYKE 2017, Fjäder 2016a). Autojen renkaat sisältävät seosaineina erilaisia muoveja (styreenibutadieenikumi, SBR) noin 60 % (Fjäder ym. 2016a), joten rengaspöly on merkittävä mikromuovien lähde ympäristössä. Suomen ympäristökeskuksen arvioiden mukaan Mechelininkadulla, joka on yksi Suomen vilkkaimmin liikennöidyistä kaduista, syntyy 4–7 tonnia rengaspölyä vuodessa (SYKE 2017). Rengaspöly voi päätyä hulevesien mukana jätevedenpuhdistamoille. Tanskassa on arvioitu, että 1600–2500 tonnia rengaspölyä päätyisi puhdistamoille vuosittain. Hollannissa arvioitiin määrän olevan noin 1340 tonnia, joista 520 tonnia päätyisi puhdistettujen jätevesien mukana vesistöihin (Kole ym. 2017). Rengaspölyn mukana voi kulkeutua myös esimerkiksi raskasmetalleja ja PAH-yhdisteitä (Kole ym. 2017, Fjäder ym. 2016).

Myös suuremmat muoviroskat maanpinnalla tai viemärissä voivat haurastuessaan olla mikromuovien lähde hulevesissä. Tarkemmin erilaisia muovilaatuja ja niiden käyttökohteita on kuvattu hyvin lähteen Fjäder (2016a) taulukossa 2.

### 3.5.2. Jäteveden laatu

Mikromuovien määrä jätevedessä vaihtelee tutkimuksissa suuresti, sillä se riippuu paljolti siitä, minkä kokoisia partikkeleita tutkitaan. Lisäksi näytteenotto- tai analyysimenetelmät ovat vielä kehitysvaiheessa eivätkä siis ole standardoituja. Tästä syystä lukumäärien vertailu eri tutkimusten välillä on haastavaa. Vertailua hankaloittaa myös se, että tutkimuksissa on voitu mitata mikroroskan määrää, joka sisältää mikromuovien lisäksi myös muita partikkeleita kuten luonnonkuituja (Talvitie ym. 2017). Taulukkoon 7 on koottu joidenkin tutkimusten raportoimia mikromuovi ja -roskamääriä tulevassa ja puhdistetussa jätevedessä. Lukumääränä mitattuna mikromuovien määrä on tutkimuksissa vaihdellut 15 000–86 000 kpl/ $\text{m}^3$  välillä tulevassa jätevedessä ja 8–8 000 kpl/ $\text{m}^3$  välillä puhdistetussa jätevedessä. Lukumäärät ovat yleensä sitä suurempia mitä pienempiä partikkeleita tutkitaan. Poistuma vesifaasista on puhdistamoilla ollut korkea, pääosin > 95 %.



**Taulukko 7.** Tulevasta ja lähtevästä jätevedestä mitattujen mikromuovien (ja -roskien) määriä sekä poistuma puhdistusprosessin aikana vesifaasista.

Tutkittu partikkeli-koko	Tuleva jätevesi		Puhdistettu jätevesi		Poistuma (%)	Kirjallisuuslähde
	lukumäärä (kpl/m <sup>3</sup> )	massa (g/m <sup>3</sup> )	lukumäärä (kpl/m <sup>3</sup> )	massa (g/m <sup>3</sup> )		
≥ 300 µm	15 000	-	8	-	99,9 %	Magnusson ja Norén (2014)
≥ 20 µm	687 000 <sup>1)</sup>	-	700 <sup>1)</sup>	-	> 99,9 %	Talvitie ym. (2017)
≥ 65 µm	15 700	-	250	-	98,4 %	Murphy ym. (2016)
≥ 20 µm	20 000–80 000	-	3 000–8 000	-	70–100 %	Magnusson ja Wahlberg (2014)
20–500 µm	86 000 <sup>2)</sup>	5,9 <sup>2)</sup>	6400 <sup>2)</sup>	0,016 <sup>2)</sup>	92,6 %	Danish EPA (2017)

<sup>1)</sup> mikroroskan määrä. Luku sisältää mikromuovien lisäksi myös mm. luonnonkuituja.

<sup>2)</sup> mediaani

Tanskassa on mitattu mikromuovien määrää jätevedessä ja lietteessä paitsi partikkelien määränä myös massana (Danish EPA 2017). Tutkimuksen mukaan on tärkeää mitata sekä partikkelien lukumäärää että massaa. Jätevedenkäsittelyn aikana partikkelit voivat hajota ja niiden määrä kasvaa vaikka kokonaisuudessa ei muuttuisikaan. Tanskalaisessa tutkimuksessa oli mukana kymmenen jätevedenpuhdistamo ja tulevassa jätevedessä partikkelien massan mediaani oli 5,9 mg/l ja puhdistetussa jätevedessä 0,016 mg/l.

### 3.5.3. Jätevedenkäsittelyn vaikutus

Jätevedenpuhdistamolla mikromuovit poistuvat prosessin eri vaiheissa. Suurimmat muovikappaleet poistuvat jäteveden välppäyksessä. Välpejäte viedään kaatopaikalle tai poltettavaksi eikä sitä hyötykäytetä lannoitteiden valmistuksessa tai viherrakentamisessa. Hienovälppien säleväli on yleensä noin 6 mm ja mikromuoveiksi lasketaan alle 5 mm kappaleet. Välppäys ei siis juurikaan poista mikromuoveja.

Osa partikkeleista jää jo hiekan- ja rasvanerotusvaiheeseen. Murphy ym. (2016) tutkimuksen mukaan ≥ 65 µm kokoisista mikromuoveista poistui 45 % käsittelyprosessin alkupäässä. Eniten mikromuoveja löytyi jätevedestä erotetusta rasvasta. Vettä kevyemmät mikromuovit nousevat rasvan mukana veden pinnalle erityisesti, jos käytössä on ilmastettu hiekan- ja rasvanerotus. Esimerkiksi kosmetiikassa käytetyt polyeteenistä valmistetut mikrohelmet ovat vettä kevyempiä ja niitä onkin löydetty erityisesti jätevedestä erotetusta rasvasta (Murphy ym. 2016). Vettä raskaammat hiukkaset tai sellaiset, jotka ovat sitoutuneena hiekkaan laskeutuvat hiekan mukana altaan pohjalle. Lietepohjaisten lannoitevalmisteiden laadun kannalta olisi hyvä mitä enemmän mikromuoveja saataisiin poistettua jo ennen esiselkeytystä. Hiekan- ja rasvanerotuksen kiinteää jätettä ei ohjata lietteenkäsittelyyn tai hyötykäyttöön.

Jäteveden esiselkeytyksessä, biologisessa käsittelyssä ja lietteenerotuksessa suurin osa jäljelle jääneistä mikromuoveista on tutkimuksissa todettu päätyvän lietteen mukana jatkokäsiteltäväksi. Carr ym. (2016) mukaan esikäsitellyssä poistui noin 78 % mikromuoveista ja biologisessa käsittelyssä noin 20 %. Helsingin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla suurin osa (97,4–98,4 %) mikroroskasta

(sisälsi myös muita roskia kuin mikromuoveja kuten luonnonkuituja) poistui Talvitie ym. (2017) mukaan jo jäteveden esikäsittelyssä (välppäys, hiekanerotus, kemiallinen fosforin saostus ja esiselkeytys).

Jätevedenpuhdistuksen aikana vesifaasista lietteeseen on tutkimuksissa todettu erottuvan helpoiten kuitumaiset ja isoimmat mikromuovit tai -roskat. Puhdistetuissa jätevesissä kuitujen osuuden on raportoitu olevan tulevaa jätevettä pienempi ja lietteessä taas vastaavasti suurempi (Mahon ym. 2017, Talvitie ym. 2017, Magnusson ja Noren 2014). Talvitie ym. (2017) tutkimuksessa raakalietteeseen päätyi erityisesti > 100 µm kuitumaiset mikromuovi- ja luonnonkuituhiukkaset. Samansuuntaisia tuloksia ovat saaneet myös Magnusson ja Norén (2014), joiden mukaan tulevassa jätevedessä ja lietteessä noin 70 % mikromuovista (≥ 300 µm) oli kuituja, kun taas käsitellyssä jätevedessä näiden osuus oli 49 %. Lietteen mikromuoveista 76 % oli Mahon ym. (2017) tutkimuksen mukaan kuituja. Puhdistetussa jätevedessä taas oli enemmän muovikappaleita ja kuitujen osuus oli pienempi. Kuitumaiset mikromuovit poistuvat jätevedenpuhdistamolla muovikappaleita ja -hiutaleita paremmin todennäköisesti siksi, että ne ovat usein kooltaan suurempia ja siksi poistuvat helpommin lietteenerotuksessa esimerkiksi kiintoaineeseen tai lieteflokkeihin kiinnittyneenä (Magnusson ja Wahlberg 2014). Luonnonkuitujen poistuman on taas jätevedenpuhdistamoilla raportoitu olevan tekokuituja suurempi todennäköisesti siksi, että ne ovat kooltaan suurempia (Magnusson ja Wahlberg 2014). Yleisesti ottaen puhdistetussa jätevedessä mikromuovien partikkelikoon on todettu olevan tulevaa jätevettä alhaisempi (Danish EPA 2017, Murphy ym. 2016). Tanskalaisessa tutkimuksessa tulevan jäteveden mikromuovien mediaanikooksi mitattiin 50 µm ja puhdistetussa jätevedessä 41,5 µm (Danish EPA 2017). Tämä heijastuu myös lietteen mikromuovien kokoon. Murphy ym. (2016) raportoi, että lietteestä erotetut mikromuovit olivat selvästi kooltaan vesifaasista erotettuja partikkeleita suurempia. Lietteen mikromuovit olivat pituudeltaan keskimäärin 1,618 mm. Vesifaasista erotettujen mikromuovien koko oli keskimäärin 0,598 mm.

Edelliset tutkimukset on tehty jätevedenpuhdistamoilla, joilla on käytössä perinteinen aktiivilieteprosessi ja jälkiselkeytys lietteen poistoon. Magnusson ja Wahlberg (2014) ovat tutkineet näiden lisäksi myös mikromuoveja MBR-käsitellyssä jätevedessä. MBR-tekniikassa liete erotetaan suodattamalla jätevesi mikro- tai ultrakoon kalvojen läpi. Ruotsalaisessa tutkimuksessa todettiin, että MBR-käsitelty jätevesi sisälsi noin 90 % vähemmän mikromuoveja (> 20 µm) kuin perinteisten jätevedenpuhdistamoiden käsitellyt jätevedet. Tämä tarkoittaa sitä, että MBR-laitosten lietteet todennäköisesti sisältävät perinteisiä laitoksia enemmän mikromuoveja.

### 3.5.4. Mikromuovit lietteissä ja lietteenkäsittelyn vaikutus

Lietteistä kuten jätevesistäkin on vasta vähän mittaustuloksia mikromuovien osalta. Taulukkoon 8 on koottu joidenkin tutkimusten raportoimia mikromuovi ja -roskamääriä erilaisissa lietteissä. Kuten jätevesien osalta jo todettiin, on lukumäärien vertailu haastavaa, koska tutkimuksissa on ollut mukana erikokoisia mikromuoveja ja näytteenotto- ja analyysimenetelmät eivät ole standardoituja. Se kuitenkin on ilmeistä, että kilosta lietteestä löytyy määrällisesti jopa > 100 000 mikromuovihiukkasta. Tanskalaisessa tutkimuksessa mitattiin myös mikromuovien massaa. Viiden mädätetyn ja kuivatun lietteen analyysien mediaani oli 6,5 mg/g ja lietteestä arvioitiin olevan mikromuoveja 0,7 % (Danish EPA 2017).

**Taulukko 8.** Lietteissä mitattujen mikromuovien (ja -roskien) määriä sekä poistuma puhdistusprosessin aikana vesifaasista.

Näyttematriisi	Kuiva- aine-%	Tutkittu partikkelikoko	Mikromuovit		Kirjallisuuslähde
			lukumäärä (kpl/kg)	massa (g/kg)	
<b>Käsitlemätön liete</b>	4,5 %	≥ 300 µm	720 (märkäpaino) 16 700 (kuivapaino)	-	Magnusson ja Norén (2014)
<b>Kompostoitu puhdistamoliete<sup>1)</sup></b>	-	≥ 100 µm	1 000 (märkäpaino)	-	Carr ym. (2016)
<b>Raakaliete + ylijäämaliete</b>	-	≥ 20 µm	76 000 <sup>2)</sup> (märkäpaino)	-	Talvitie ym. (2017)
<b>Mädätetty ja kuivattu liete</b>	-	≥ 20 µm	187 000 <sup>2)</sup> (märkäpaino)	-	Talvitie ym. (2017)
<b>Mädätetty ja kuivattu liete</b>	25–30 %	20–500 µm	158 000 <sup>3)</sup> (märkäpaino)	6,5 <sup>3)</sup>	Danish EPA (2017)

<sup>1)</sup> kompostointiprosessia ja käytettyjä lisäaineita tai niiden määrää ei tutkimuksessa kerrottu.

<sup>2)</sup> mikroroskan määrä. Luku sisältää mikromuovien lisäksi myös mm. luonnonkuituja.

<sup>3)</sup> viiden puhdistamon mediaaniarvo.

Jätevedenpuhdistamoilla tehtyjen mittausten perusteella raakaliete sisältää todennäköisesti ylijäämalietettä (biolietettä) suurempia määriä erityisesti kuitumaisia mikromuoveja ja mikroroskaa (Talvitie ym. 2017, Carr ym. 2016). Raakaliete ja ylijäämaliete yhdistetään ennen jatkokäsittelyä, joten asialla ei tällä hetkellä liene sen suurempaa merkitystä puhdistamolietteistä valmistettujen lannoitevalmisteiden osalta.

Lietteestä on löydetty useita eri muovilaatuja. Murphy ym. (2016) raportoi, että sentrifugoituun käsitlemättömään lietteeseen erottuvista mikromuovipartikkeleista löytyi polyesteriä, akryyliä, polypropyleeniä, alkydiä ja polystyreeniä. Mahon ym. (2017) mukaan eri tavoin käsitellyistä lietteistä löytyneitä muovilaatuja oli HDPE, PE, polyesteri, akryyli, polyetylenitereftalaatti (PET) ja polyamidi. Tanskalaisessa tutkimuksessa taas todettiin, että 29 mädätetystä ja kuivatusta lietteestä erotetusta mikromuovipartikkelista, 79 paino-% oli polyeteeniä, 20 paino-% polyamidia eli nailonia ja < 1 paino-% polypropyleeniä. Nailonia oli selvästi vesifaasin mikromuoveja vähemmän. Tämä saattaa kirjoittajien mukaan johtua nailonin hajoamisesta mädätyksessä. Kirjallisuuden mukaan nailonin biohajoaminen on teoriassa mahdollista. Toinen mahdollisuus on, että nailonpartikkelit hajosivat niin pieniksi kappaleiksi, että ne olivat kooltaan alle 20 µm, mikä oli tutkimuksen partikkelikoon alaraja.

Lietteenkäsittelyllä on mahdollisesti vaikutusta mikromuovien kokoon, muotoon ja määrään. Mahon ym. (2017) tutki mikromuoveja eri tavoin käsitellyissä puhdistamolietteissä. Käsitelymenetelmät olivat terminen kuivaus, mädätys, terminen kuivaus + mädätys sekä kalkkistabilointi. Heidän mukaansa on mahdollista, että mikromuovit voivat hajota tai rapautua anaerobisissa olosuhteissa eli lietteen mädätyksessä. Selkeitä todisteita tästä ei kuitenkaan vielä ole. Käsitelymenetelmällä oli selviä vaikutusta partikkelien pinnan morfologiaan. Termisesti kuivatun lietteen sisältämien PE- ja HDPE-mikromuovien todettiin olevan osin rypistyneitä, sulaneita, murtuneita ja niissä oli kuplia. Tämä viittaa korkean lämpötilan aiheuttamiin muutoksiin muovihiukkasissa. Kalkkistabiloidusta lietteestä erotetut mikromuovit taas olivat osin repeytyneitä ja hiutalemaisina. Tämä viittaa mekaanisen kulutuksen aiheuttamiin vaikutuksiin muovihiukkasissa. Kalkkistabiloidussa lietteessä oli myös määrittäen eniten mikromuoveja ja ne olivat kooltaan termisesti kuivatusta tai mädätetystä lietteestä

erotettuja partikkeleita pienempiä (Mahon ym. 2017). On mahdollista, että käsittelyssä käytetty korkea pH ja mekaaninen sekoitus haurastuttavat ja hajottavat muovipartikkeleita. Tällöin partikkeleiden määrä kasvaa ja koko pienenee. Myös Zubris ja Richards (2005) raportoivat, että kalkkistabiloidussa lietteessä tekstiilikuitujen koko oli selvästi pienempi kuin mädätetyssä, kompostoidussa tai pelletöidyssä lietteessä ja kuidut vaikuttivat haurailta.

## 4. Riskien arvioinnin peruseriaatteet

Riskin arvioinnin tehtävänä on määrittää todennäköisyys, jolla aineen tai taudinaiheuttajan haitallinen vaikutus ilmenee altistuneissa henkilöissä tai eliöissä. Riskin arvioinnissa huomioidaan haittalähde, altistusreitti ja altistujat (esim. ihminen tai maaperän eliöt). Ympäristö- ja terveysriskien määrittämisessä ovat tärkeässä roolissa ekotoksikologiset ja toksikologiset menetelmät, joissa määritetään annos-vastesuhteita eli altistumista ja sen vaikutusta. Näihin perustuvat riskinarviointimenetelmät ovat usein kvantitatiivisia eli niillä pyritään määrittämään paitsi riskin olemassaoloa myös sen suuruutta. Riskinarviointiin kuuluu olennaisena osana myös riskin luonnehdinta. Se käsittää riskin todennäköisyyden ja vakavuuden sekä riskiin liittyvän epävarmuuden kuvaamisen. Kvantitatiivista riskinarviointia voidaan tehdä sekä mikrobiologiselle altistukselle että altistukselle kemiallisille yhdisteille.

Vesivälitteisten infektoriskien arvioimiseen voidaan käyttää kvantitatiivista mikrobiologista riskinarviointia (QMRA, quantitative microbial risk assessment) (Meriläinen ym. 2012). Menetelmä on Maailman terveysjärjestö WHO:n suosittelema tapa. Lopputuloksena on arvio ihmisille koituvan terveyshaitan suuruudesta. Juomavedessä tautia-aiheuttavien mikrobin pitoisuudet ovat usein määrittämissä alarajoilla. QMRA-menetelmän avulla voidaan arvioida juomavedessä olevien taudinaiheuttajamikrobien pitoisuuksia raakavedestä mitattujen pitoisuuksien ja mallinnettujen mikrobin poisto- ja inaktivaatiotehokkuuksien avulla (Opasnet). Kyseistä menetelmää ei käytetty tässä raportissa mikrobiologisten riskien arviointiin. QMRA-menetelmästä voi lukea lisää lähteistä WHO (2016) ja Meriläinen ym. (2012).

Kemiallisten yhdisteiden kvantitatiivista riskinarviointia käytettiin tässä raportissa arvioimaan orgaanisten haitta-aineiden riskitasoja Suomessa. Seuraavassa esitetään tämän riskinarvioinnin peruseriaatteet tarkemmin.

### 4.1. Kemiallisten yhdisteiden kvantitatiivinen riskinarviointi

Yleinen tapa arvioida kemiallisten yhdisteiden ympäristöriskejä on käyttää Euroopan kemikaaliviraston ohjeessa *Technical Guidance Document on Environmental Risk Assessment* (ECHA 2003) kuvattua menetelmää. Tätä menetelmää on käytetty myös suurimmassa osassa tätä raporttia varten läpikäytyissä orgaanisia haitta-aineita koskevissa riskinarvioinneissa (mm. McCarthy ym. 2015, Sternbeck ym. 2013, Eriksen ym. 2009, Jensen ym. 2004). Ympäristöriskiä voidaan ECHA (2003) mukaan arvioida kolmella tapaa:

1. Kvantitatiivisessa riskinarvioinnissa aineen mitattua (MEC) tai arvioitua ympäristöpitoisuutta (PEC) verrataan aineen arvioituun haitattomaan ympäristöpitoisuuteen (PNEC).
2. Riskejä voidaan arvioida kvalitatiivisesti niissä tapauksissa, joissa ei ole mahdollista arvioida vaikutuksia tai altistumista kvantitatiivisesti.
3. Aineiden haitallisiin ominaisuuksiin ja päästölähteisiin perustuvalla arvioinnilla. Haitallisia ominaisuuksia ovat pysyvyys, biokertyvyys ja toksisuus (PBT-ominaisuudet).

Kvantitatiivinen riskinarviointi vaatii eniten mittausdataa sekä aineen pitoisuuksista ympäristössä että aineen vaikutuksista ympäristön eliöille. Mitä enemmän arviointi perustuu mitattuun dataan, sitä vähemmän epävarmuuksia riskinarvioinnissa on. Ympäristöriskin suuruutta arvioidaan kvantitatiivisesti riskiosamäärän (RQ) avulla. Se on aineen arvioidun tai mitatun ympäristöpitoisuuden ja aineen arvioidun haitattoman ympäristöpitoisuuden suhde:

$$RQ = \frac{MEC \text{ (aineen mitattu ympäristöpitoisuus) tai PEC (aineen arvioitu ympäristöpitoisuus)}}{PNEC \text{ (aineen arvioitu haitaton ympäristöpitoisuus)}}$$

Riski kasvaa riskiosamäärän kasvaessa. Jos riskiosamäärä  $RQ > 1$ , esiintyy aine ympäristössä korkeammassa pitoisuudessa kuin on aineen arvioitu haitaton ympäristöpitoisuus. Tällöin voi esiintyä haitallisia vaikutuksia eliöille.

#### 4.1.1. Aineen ympäristöpitoisuuden määrittäminen

Mitatuissa tai arvioiduissa pitoisuuksissa tulisi aina tarpeen mukaan huomioida aineiden taustapitoisuus tutkitussa matriisissa (ECHA 2003). Taustapitoisuus voi johtua luonnollisista syistä tai muista kuin arvioinnin kohteena olevasta toiminnasta aiheutuvasta kuormituksesta. Puhdistamolietteiden ollessa kyseessä muita kuormituslähteitä voivat olla kaukokulkeuma ja laskeuma tai muiden orgaanisten lannoitevalmisteiden tai tuotantoeläinten lannan käyttö. Käytetään sitten mitattua tai mallinnettua ympäristöpitoisuutta tulisi aina huomioida myös aineen pitoisuuden mahdollinen pieneminen ajan mittaan. Lisäksi tulisi mahdollisuuksien mukaan huomioida myös aineiden hajoamisen tuloksena syntyneet tuotteet ja niiden toksisuus. ECHA (2003) -dokumentissa on annettu yksityiskohtaisia ohjeita aineiden ympäristöpitoisuuksien mallintamiseen.

#### 4.1.2. Aineen arvioidun haitattoman ympäristöpitoisuuden määrittäminen

Arvioitu haitaton ympäristöpitoisuus lasketaan aineelle tehtyjen ekotoksisuustestien perusteella. Ekotoksisuustestin tuloksena voidaan saada erilaisia arvoja, kuten EC50- tai NOEC-arvo. EC50-arvo tarkoittaa sitä pitoisuutta, jolla tutkittu haitallinen vaikutus havaitaan 50 % tutkituista eliöistä. NOEC-arvo taas tarkoittaa alinta pitoisuutta, jossa testissä ei havaittu haitallista vaikutusta tutkituille eliöille. Näistä arvoista voidaan laskea aineen PNEC-arvo seuraavasti:

$$PNEC = \frac{\text{Alhaisin EC50 tai NOEC arvo}}{\text{arviointikerroin AF}}$$

Kaikista aineelle tehdyistä ekotoksisuustesteistä ja niistä lasketuista EC50- tai NOEC-arvoista valitaan alhaisin ja se jaetaan niin sanotulla arviointikertoimella (AF= assessment factor). Arviointikerroin on aina  $\geq 1$  ja sitä käytetään, koska ekotoksisuustestejä ei koskaan voida tehdä kaikille potentiaalisesti aineelle altistuvilla eliöillä. Arviointikerroin on siis eräänlainen turvakerroin. Arviointikertoimella lisätään varmuutta siitä, että myös ekosysteemin testieliöitä herkemmillä eliöillä ei aiheudu aineelle altistumisesta haittaa. Mitä enemmän ekotoksisuustestejä on tehty kyseisen matriisin eliöille ja eri trofiatasojen organismeille sitä pienempi arvo on. Lisäksi kroonista toksisuutta määrittävät testit ovat akuutteja testejä suositeltavampia. Käytännössä korkein sovellettava AF-arvo on 1000 ja sitä sovelletaan, jos on tehty vain lyhytkestoisia akuutteja ekotoksisuustestejä (ECHA 2003). ECHA (2003) dokumentissa on kerrottu kriteerit arviointikertoimen määrittämiseen.

Maaperätoksisuuden osalta ECHA (2003) ohjeistaa, että PNEC-arvo maaperälle voidaan määrittää vain, jos ekotoksisuustestin tuloksia on kolmelle trofiatasolle (eliöistä: tuottaja, kuluttaja ja hajotaja). Jos testi on tehty vain yhdelle trofiatasolle, riskinarviointi tulisi tehdä sekä käyttäen tätä tulosta (ja arviointikerrointa 1000) että käyttäen vesieliöille tehtyjen ekotoksisuustestien tuloksia. Arvioinnissa tulisi varovaisuusperiaatteen mukaisesti huomioida se riskiosamäärä, joka on suurempi.

Jos maaperän eliöille ei ole olemassa ekotoksisuustestien tuloksia, voidaan  $PNEC_{soil}$ -arvo määrittää laskennallisesti vesieliöille määritetystä  $PNEC_{aquatic}$ -arvosta seuraavan kaavan mukaisesti:

$$PNEC_{soil} = \frac{K_{soil-water}}{RHO_{soil}} \times PNEC_{aquatic} \times 1000$$

, jossa

$K_{soil-water}$	on aineen jakautumiskerroin maa-ainekseen ( $m^3/m^3$ )
$RHO_{soil}$	määrän maaperän tilavuuspaino ( $kg/m^3$ )
$PNEC_{aquatic}$	PNEC-arvo vesieliöille (mg/l)
$PNEC_{soil}$	PNEC-arvo maaperän eliöille (mg/kg)

Tätä menetelmää käyttämällä riskinarviointia voidaan pitää vain indikaatiivisena. Jos riskiosamäärä  $RQ > 1$ , tulisi aineelle tehdä ekotoksisuustestejä maaperän eliöillä ja tarkentaa näin riskinarviointia.

#### 4.1.3. Turvamarginaalimenetelmä

Riskisuhteen laskeminen ei ole ainoa kvantitaattinen tapa riskinarviointiin. Jensen ym. (2012) ovat julkaisussaan arvioineet riskejä turvamarginaalin MoS (margin of safety) avulla. Aineille määritettiin NOEC-arvot (no-observed effect concentration) eli pitoisuudet, joilla haitallisia vaikutuksia ei ole havaittu. Turvamarginaali MoS voidaan laskea seuraavasti:

$$MoS = \frac{PEC}{NOEC}$$

Jos MoS-arvo on  $> 1000$ , voitiin Jensen ym. (2012) mukaan todeta, että riski maaperän eliöille oli erittäin vähäinen. Tämä vastasi tilannetta, jossa perinteisessä riskisuhteen RQ laskennassa arviointikerroin AF olisi 1000.

## 5. Haitalliset vaikutukset ja riskinarviot

### 5.1. Haitalliset metallit

Tässä työssä keskitytään haitallisista metalleista tarkemmin kadmiumiin, lyijyyn ja elohopeaan niiden terveyshaittojen ja lietteissä esiintyvien pitoisuuksien vuoksi. Näistä kadmium ja elohopea on luokiteltu vaarallisiksi prioriteettiaineiksi Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivissä 2000/60/EY. Yleisesti ottaen kasvit eivät tarvitse kadmiumia, elohopeaa tai lyijyä (Kabata-Pendias 2010). Näistä metalleista kuitenkin kadmiumia kasvit ottavat varsin helposti (Kabata-Pendias 2010).

#### 5.1.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen

Yleisesti haitallisten metallien liukoisuus maassa riippuu maapartikkelien kyvystä pidättää niitä sekä mikrobiologisista prosesseista metallien sitoutumisen ja vapautumisen välillä. Maan pidätyskyky riippuu maan ominaisuuksista kuten pH:sta sekä savimineraalien, orgaanisen aineksen ja raudan, alumiinin ja mangaanin oksidien ja hydratoituneiden (vesipitoisia) oksidien määrästä sekä hapetus-pelkistystilasta (Kabata-Pendias 2010). Useimpien haitallisten metallien liukoisuus maassa pienenee maan pH:n noustessa (Kabata-Pendias 2010). Olosuhteiden muuttuessa maaperään pidättyneet haitalliset metallit voivat vapautua uudestaan maanesteeseen. Alla on kuvattu kadmiumin, lyijyn ja elohopean maaperäkäyttäytymisen pääpiirteet.

#### **Kadmium**

Kadmiumin liukoisuuteen maassa vaikuttavat maaperän sitomiskyvyn lisäksi mm. kadmiumin kokonaispitoisuus maassa, maanesteeseen lienneet aineet ja niiden pitoisuudet (Bradl 2004). Kadmium on liikkuvimmillaan happamissa maissa, vaikkakin maan humuspitoisuus sekä rauta- ja mangaanisaostumat sitovat kadmiumia säädellen siten liukoisen kadmiumin määrää (Kabata-Pendias 2010). Liukoimmillaan kadmium on maaperän pH:n ollessa 4,5–5,5, kun taas emäksisissä maissa se on lähes stabiilia (Kabata-Pendias 2010). Suomalaisten peltomaiden suuri humusaineen määrä pidättää kadmiumia, kun taas toisaalta peltomaiden alhainen pH suosii kadmiumin liukoisuutta ja kulkeutumista.

Kasvit pystyvät ottamaan kadmiumia maanesteestä varsin helposti (Kabata-Pendias ja Mukherjee 2007, Kabata-Pendias 2010). Kasvien kadmiumin otto riippuu siten paljon tekijöistä, jotka vaikuttavat kadmiumin liukoisuuteen maaperässä (Kabata-Pendias 2010). Kun maan pH laskee sekä eloperäisen aineksen ja saveksen määrä vähenee, kasveille käyttökelpoisen kadmiumin määrä maaperässä kasvaa. Kadmiumin kokonaispitoisuuden ja maaperän pH:n on arvioitu vaikuttavan eniten kasvien kadmiumipitoisuuteen (Eriksson ym. 1996). Kasveilla on myös erilainen kadmiuminottokyky. Yleensä kuitenkin ravinto- ja rehukasvit ottavat kadmiumia maasta suhteellisen helposti (Eriksen ym. 2009). Pitoisuudet ovat kasvissa yleensä suurimmat juurissa, vaikkakin se kulkeutuu myös kasvin muihin osiin (Clemens 2006).

#### **Lyijy**

Lyijyn liukoisuuteen maassa vaikuttavat pääosin maan pH, orgaanisen aineksen, saveksen ja raudan, alumiinin ja mangaanin oksidien ja hydratoituneiden oksidien määrä sekä hapetus-pelkistysolot. Maan pH:n ollessa alle 6, lyijy esiintyy maanesteessä  $Pb^{2+}$ -muodossa (Bradl 2004), joka pidättyy maaperän negatiivisesti varautuneille pinnoille (esim. saves), joista se voi palautua takaisin maanesteeseen esim. kilpailevien kationien syrjäyttämänä. Maan pH:n ollessa yli 6, lyijy sitoutuu voimakkaammin muodostaen komplekseja alumiinin ja raudan hydratoituneiden oksidien kanssa (esim. Bradl 2004). Lyijyn liikkuvuus onkin vähäisempää, kun maan pH on yli 6. Lyijy sitoutuu tiukasti myös maa-



perän orgaaniseen ainekseen (McBride 1994) ja sitoutuminen lisääntyy maan pH:n noustessa (Kabata-Pendias 2010). Joissakin ta-pauksissa sitoutuminen orgaaniseen ainekseen voi kuitenkin myös lisätä lyijyn liukoisuutta (Kabata-Pendias 2010). Kaiken kaikkiaan lyijyn liikkuvuus maassa on vähäistä, joskin se on suurempaa happamammassa maassa.

Lyijyn saatavuus kasveille on heikkoa johtuen sen suuresta sitoutumistaipumuksesta maassa. Kasvien lyijyn otto maasta riippuu monista kasvi- ja maaperätekijöistä sekä lyijyn pitoisuudesta ja muodosta maassa (Kabata-Pendias 2010). Esimerkiksi maan matala pH sekä heikko lyijyn sitomiskyky voivat edistää kasvien lyijyn ottoa (Kabata-Pendias ja Mukherjee 2007, Kabata-Pendias 2010). Kasvissa lyijy sitoutuu suurimmaksi osaksi juureen (Kabata-Pendias 2010).

## Elohopea

Elohopean maaperäkäyttäytyminen riippuu paljon sen esiintymismuodosta maassa. Esiintymismuotoon vaikuttavat mm. maan pH, orgaaninen aines, maanesteeseen liuenneet ionit, elohopeapitoisuus sekä hapetus-pelkistysolot (Gabriel ja Williamson 2004, Kabata-Pendias 2010). Yleensä elohopea sitoutuu maaperässä lujasti orgaaniseen ainekseen, oksideihin ja savimineraaleihin (Gabriel ja Williamson 2004). Sitoutuminen on voimakkainta pH-alueella 4–5 (Kabata-Pendias 2010). Happamissa oloissa epäorgaaninen elohopea sitoutuu pääosin orgaaniseen ainekseen, kun taas rautaoksidit ja savimineraalit sitovat elohopeaa neutraalilla ja sitä korkeammalla pH-alueella sekä humusköyhissä maissa (Schuster 1991). Elohopean huuhtoutuminen onkin siten vähäistä (Schuster 1991). Elohopean metyloituminen (metyyliryhmien (R-CH<sub>3</sub>) liittyminen elohopeaan) on ehkä merkittävin elohopean reaktioista johtuen metyylielohopean biosaatavuudesta, rikastumisesta ravintoketjussa ja sen haitta-vaikutuksista (Kabata-Pendias 2010). Metyloitumista tapahtuu sekä hapettomissa että hapellisissa oloissa erilaisten bakteerien ja sienten johdosta (Gabriel ja Williamson 2004), mutta myös abiottisesti (Kabata-Pendias 2010). Elohopea voi myös pelkistyä ja haihtua maasta (Gabriel ja Williamson 2004).

Pääosin elohopean saatavuus kasveille on vähäistä johtuen sen suuresta sitoutumistaipumuksesta (Patra ja Sharma 2000). Kasvien ottamaan elohopean määrään vaikuttaa mm. elohopean pitoisuus maassa, esiintymismuoto, maaperäolot ja kasvilaji (Kabata-Pendias 2010). Kasvin maaperästä ottama elohopea jää pääosin juuriin (Patra ja Sharma 2000).

Vesistöihin haitalliset metallit voivat kulkeutua joko veteen liuenneina tai eroosioaineksen mukana. Vesistöissä metallien ionimuodot ovat kaikkein helpoiten eliöiden saatavilla ja myrkyllisimpiä, kun taas esim. niiden hydroksidi- ja karbonaattimuodot ovat yleensä vähemmän myrkyllisiä. Lisäksi haitalliset metallit voivat sitoutua pintavesissä orgaaniseen ainekseen, mikä vähentää niiden biologista käyttökelpoisuutta. Metallien esiintymismuotoon vesiympäristössä vaikuttaa paljon veden pH, minkä lisäksi käyttökelpoisuuteen vaikuttavat myös vesistössä esiintyvät muut kationit (esim. H<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) ja hapetus-pelkistysolot. (EFSA 2012a, Eriksen ym. 2009).

## 5.1.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle

### Kadmium

Kadmium on ihmiselle myrkyllinen ja karsinogeeninen ja se kertyy munuaisiin ja maksaan erittyen elimistöstä hyvin hitaasti (EFSA 2012b). Solutasolla kadmiumin haitalliset vaikutukset ovat peräisin joko sen aiheuttamasta oksidatiivisesta stressistä tai siitä, että se estää tärkeiden entsyymien toiminnan (Flora ym. 2011). Eläinkokeissa kadmiumin on havaittu olevan myrkyllinen munuaisille, maksalle sekä lisääntymisjärjestelmälle ja hermostolle (Flora ym. 2011). Kadmiumaltistumisella on todettu olevan yhteys mm. keuhko- virtsarakon- ja rintasyöpään, minkä lisäksi pitkäaikainen altistus matalille pitoisuuksille voi heikentää munuaistiehyiden toimintaa kasvattaen siten osteoporoosin riskiä (Evara 2017e, EFSA 2012b). Yhteys keuhkosityöpään ja eräiden muiden syöpien esiintymiseen on kuitenkin Eviran (2017e) mukaan havaittu suuremmilla annoksilla kuin mitä yleensä saadaan elintarvikkeista.

Myös tuotantoeläimillä kadmium kerääntyy pääosin munuaisiin ja jonkin verran maksaan. Usein kuitenkin kadmiumpitoisuudet ovat mitättömiä lihaksistossa ja maidossa. Kadmiumin mahdollisia haittavaikutuksia tuotantoeläimillä ovat esim. munuaisvaurio ja osteoporoosi, minkä lisäksi sillä on haittavaikutuksia umpieritykseen ja lisääntymiseen (Eriksen ym. 2009)

Kasvien herkkyys kadmiumille vaihtelee hyvin paljon, sillä sadon vähenemistä on tavattu kasveilla, kun maaperän kadmiumpitoisuus on 2–250 mg/kg. Herkillä kasveilla voidaan haittavaikutuksia havaita tätäkin pienemmissä pitoisuuksissa. Kadmium häiritsee monien entsyymien toimintaa kasvis- sa, fotosynteesiä, veden kulkeutumista ja sinkistä riippuvaisia prosesseja, minkä lisäksi se hidastaa kasvua, vaurioittaa juuria ja aiheuttaa kloroosia (Clemens 2006, Kabata-Pendias 2010). Mikrobiologiset prosessit voivat estyä, kun maaperän kadmiumpitoisuus on yli 4 mg/kg. (Finnish Environment Institute 2000)

Vesiympäristössä kadmiumilla on havaittu olevan myrkyllisiä vaikutuksia kaloihin, selkärangattomiin, vesikasveihin, leviin ja mikro-organismeihin. Kaloilla ja selkärangattomilla kadmium vaikuttaa haitallisesti lisääntymiseen ja vesikasveilla se aiheuttaa kasvun hidastumista ja kloroosia. (Finnish Environment Institute 2000)

## Lyijy

Lyijy on myrkyllinen, teratogeeninen ja karsinogeeninen (EFSA 2012c). Lyijy kertyy pääosin luustoon, josta se voi vapautua uudestaan verenkiertoon esim. raskauden tai osteoporoosin vaikutuksesta (EFSA 2012c). Lyijy erittyy elimistöstä hitaasti (EFSA2012c). Se vaikuttaa haitallisesti keskushermostoon, minkä lisäksi lyijy vaikuttaa munuaisiin ja sydän- ja verenkiertoelimistöön (Evira 2017f, EFSA 2012c). Erityisen haitallista lyijy on lapsille ja sikiöille ja sitä erittyy äidinmaitoon (EFSA 2012f). Lapsilla lyijy häiritsee kognitiivisten ja motorististen taitojen kehittymistä (Eriksen ym. 2009). Euroopassa kuitenkin ihmisten altistuminen ravinnon kautta näyttäisi olevan oletettua vähäisempää ja elintarvikkeiden lyijypitoisuudet näyttäisivät olevan laskussa (EFSA 2012c).

Myös tuotantoeläimillä lyijy kerääntyy lopulta luihin ja sillä on monia erilaisia toksisia haittavaikutuksia elimiin ja kudoksiin. Pääasiallinen haittavaikutus on mikrosyyttinen hypokrominen anemia. Tämän lisäksi lyijy voi vaikuttaa munuaisten ja aivojen toimintaan, aiheuttaa nekroosia, verenvuotoa ja haavaumia vatsassa ja ohutsuolessa sekä osteoporoosia. Imeytyminen ruuansulatuskanavasta on usein vähäistä (<10 %), mutta nuorilla eläimillä on tavattu myös suurempia imeytymisasteita. Lyijy läpäisee istukan ja erittyy myös eläinten maitoon. (Eriksen ym. 2009)

Kasveissa lyijy vaikuttaa morfologiaan, kasvuun ja fotosynteesiin. Korkeat lyijypitoisuudet voivat häiritä entsyymien toimintaa, veden ja kivennäisaineiden ottoa sekä aiheuttaa oksidatiivista stressiä. (Nagajyoti ym. 2010) Sadon alenemisiä on havaittu, kun maan lyijypitoisuus on ollut yli 50–125 mg/kg (Demayo ym. 1982).

Vesiekosysteemeissä pitkäaikainen altistuminen 0,01–0,02 mg/l lyijypitoisuuksille aiheuttaa todennäköisesti haitallisia vaikutuksia vesieläimille, kun taas akuuttia kuolleisuutta selkärangattomilla ja kaloilla on havaittu 1–500 mg/l lyijypitoisuuksilla (Demayo ym. 1982).

## Elohopea

Elohopean haittavaikutukset riippuvat elohopean esiintymismuodosta, sillä orgaaniset muodot (erityisesti metyylielohopea) ovat yleensä myrkyllisempiä kuin epäorgaaniset muodot (Boening 2000). Yleisesti elohopea on erittäin myrkyllinen ja se kertyy ravintoketjussa metyloituneena (mm. Mahbub ym. 2017).

Ihmisille epäorgaaninen elohopea on myrkyllisintä munuaisille, mutta sillä on haittavaikutuksia myös mm. maksaan, hermoston sekä immuuni- ja lisääntymisjärjestelmään (EFSA 2012a). Epäorgaanisen elohopean vaikutukset hermoston ovat kuitenkin pienempiä kuin metyylielohopean, joka on neurotoksiini. Metyylielohopean imeytymisaste suolistosta on 95 % (Eriksen ym. 2009) ja se läpäisee istukan ja veriaivoesteen ollen siten erityisen haitallista sikiölle ja aivoille (EFSA 2012a). Sikiöaika-

na tapahtunut altistuminen metyylielohopealle voi viivästyttää lapsen kehitystä (Evira 2017g). Ras-kaana olevat naiset ja sikiöt muodostavatkin riskiryhmän elohopean altistumiselle (EFSA 2012a). Eurooppalaisten altistuminen metyylielohopealle ravinnon kautta alittaa pääosin siedettävän viik-kosaantimäärän (EFSA 2012a). Myös epäorgaanisen elohopean altistuminen ravinnon kautta alittaa sallitun viikkoannosmäärän (EFSA 2012a). Suurin osa ravinnon elohopeasta on peräisin kalasta (Evira 2017g), jonka sisältämästä elohopeasta suurin osa on metyylielohopeaa (Evira 2017g, EFSA 2012a).

Tuotantoeläimillä epäorgaanisen elohopean imeytymisaste on 7–15 %, kun taas alkyyli-elohopean imeytymisaste on yli 90 %. Epäorgaaninen elohopea ei välittömästi kulkeudu aivoihin tai läpäise istukkaa, minkä lisäksi sen erittyminen maitoon ja muniin on vähäistä. Alkyylielohopea taas kulkeutuu kaikkiin kudoksiin, myös lihaksiin ja aivoihin. Metyylielohopea läpäisee istukan ja erittyy epäorgaanista muotoa helpommin maitoon ja muniin. Elohopea aiheuttaa eläimissä mm. kudokset-kroosia erityisesti munuaisissa ja orgaaninen alkyylielohopea estää eräiden tärkeiden proteiinien synteesiä (Eriksen ym. 2009).

Maaperässä yleensä mikro-organismit ovat herkempiä raskasmetalleille kuin kasvit ja eläimet, ja elohopea vaikuttaakin moniin maaperän mikrobiologisiin prosesseihin, vaikka joidenkin mikro-organismien on havaittu sietävän paremmin elohopeaa (Mahbub ym. 2017). Elohopea rikastuu ravintoketjussa. Elohopea voi häiritä selkärangattomien kasvua ja lisääntymistä (Mahbub ym. 2017). Korkeat  $Hg^{2+}$ -pitoisuudet voivat aiheuttaa kasveissa näkyviä vaurioita, häiritä esim. kasvin vedenottoa ja aiheuttaa oksidatiivista stressiä (Nagajyoti ym. 2010). Elohopea voi vaikeuttaa taimen ja juuren kas-va, aiheuttaa kloroosia sekä häiritä fotosynteesiä ja kaliumin ottoa (Kabata-Pendias 2010). Sekä epäorgaaninen elohopea että metyylielohopea ovat toksisia vesieliöstölle, adsorboituvat kudoksiin ja varsinkin metyylielohopea rikastuu ravintoketjussa (Eriksen ym. 2009, Boening 2000).

### 5.1.3. Riskinarviot

#### Norja

Norjalaisessa Eriksen ym. (2009) tekemässä riskinarviossa on arvioitu haitallisten metallien osalta puhdistamolietteen sisältämän kadmiumin, lyijyn, elohopean, nikkelin, sinkin, kuparin ja kromin aiheuttamaa riskiä 1) maaperäeliöille, 2) vesiympäristölle, 3) laiduntaville eläimille, 4) eläimille, jotka syövät puhdistamolietettä saaneella pellolla kasvatettua rehua sekä 5) ihmisille yhteensä 12 eri altis-tumisreitit kautta. Riskinarvioinnissa on huomioitu puhdistamolietteen maatalouskäyttö (kuiva-ainetta 40 ja 60 t/ha/10 v), viherrakennuskäyttö (5 cm:n kerros lietettä sekoitettuna 10 cm:n maaker-rokseen) sekä kuluttajille myytävät kasvuvalustatuotteet (30 til-% lietettä). Riskinarviointi on tehty mallintamalla. Maaperän haitallisten metallien pitoisuudet (maatalouskäyttö) arvioitiin 100 vuoden kuluttua levityksestä käyttäen lietteen keskimääräisiä metallipitoisuuksia. Riskinarvion mukaan puh-distamolietteen sisältämien haitallisten metallien riski vesiekosysteemille on merkityksetön ja maa-peräekosysteemille matala, vaikka kadmiumin, elohopean, sinkin ja kuparin pitoisuudet maassa kas-voivat 2–4 -kertaisesti 100 vuoden tarkastelujakson aikana lietteen levitysmäärän ollessa 40 t/ha/10 v. Myös lyijyn pitoisuudet kasvoivat osittain. Ainoastaan sinkin  $RQ_{maa}$  oli yli 1 ja kuparin ja elohopean lähellä yhtä indikoiden mahdollisia haittavaikutuksia maaperäeliöille varsinkin maatalouskäytössä (60 t/ha/10 v). Lietteen käytöstä tuleva lyijyistä voi tietyissä tapauksissa aiheuttaa riskiä nuorille ruuan-tuotantoeläimille. Riski ihmiselle koko väestön tasolla on kuitenkin matala, vaikkakaan lietteen sisäl-tämän metyylielohopean määrästä ei ole tarkkaa tietoa. Kirjoittajat kuitenkin toteavat, että kadmiumin, elohopean ja lyijyn pitoisuuksien kasvu maassa ei ole suotavaa, koska se voi johtaa väes-tön suurempaan, erityisesti kadmiumin, mutta myös elohopean saantiin ravinnon kautta. Kad-miumin, elohopean, kuparin ja sinkin pitoisuuksia tulisi seurata maatalouskäyttöön menevissä lietteissä ja niiden pitoisuuksien pienentäminen lietteissä olisi suotavaa.

## Saksa

Kraus ja Seis:n (2015) tekemässä riskinarviossa on arvioitu haitallisista metalleista arseenin, kadmiumin, kromin, kuparin, elohopean, nikkelin, lyijyn ja sinkin aiheuttamaa riskiä käytettäessä lietepestä mädätettä, tuhkaa, struviittia sekä kolmella eri tekniikalla (AshDec, Mephrec, Leachphos) tuhasta tai jätevesilietteestä tehtyä fosforilannoitetta maataloudessa. Riskit on arvioitu 100 vuoden ajanjaksona maaperäeliöstölle, ihmiselle ja pohjavedelle. Riskinarvioinnin mukaan ainoastaan sinkki voi joillakin tuotteilla (mädätteet, tuhka, AshDec) mahdollisesti aiheuttaa haittavaikutuksia maaperäeliöille maan pH:n ollessa yli 6. Ihmisille ei arvioitu koituvan riskiä pintamaan kautta. Sitä vastoin sinkin pohjavedelle lasketut PEC-arvot ylittivät PNEC-arvot suurimmalla osalla tuotteista koko tutkitulla pH-alueella ja kadmiumilla kaikilla tuotteilla maan pH:n ollessa alle 6. Myös kuparin ja nikkelin RQ-arvot olivat pohjavedelle laskettuna merkittävästi korkeampia kuin maaperäeliöille ja ihmiselle pintamaan kautta lasketut arvot. Joillain vähän haitallisia metalleja sisältävillä tuotteilla kuitenkin mahdollinen riski johtuu ilmalaskeuman aiheuttamasta taustapitoisuudesta eikä niinkään itse tuotteen haitallisen metallin pitoisuudesta.

## Ruotsi

Haitallisten metallien pitoisuudet ruotsalaisissa lietteissä ovat pääsääntöisesti laskeneet lukuun ottamatta kuparia ja sinkkiä (Naturvårdsverket 2013). Puhdistamolietteiden peltolevityksen vaikutuksia maahan ja satoon on Ruotsissa tutkittu Malmössä ja Lundissa vuodesta 1981 käynnissä olleella kenttäkokeella (Andersson 2015). Kenttäkokeessa käytettävä liete on ollut kuivattua mädätettä. Haitallisten metallien osalta on analysoitu seuraavat metallit maasta ja sadosta: elohopea, kadmium, lyijy, arseeni, kromi, koboltti, nikkeli, mangaani, kupari, sinkki ja boori sekä viime aikoina myös hopea ja tina. Tutkimuksen mukaan lietteen haitallisten metallien pitoisuudet ovat laskeneet keskimäärin n. 60 % kokeen alusta. Lyijy-, kadmium- ja elohopeapitoisuudet ovat vähentyneet jopa 75–90 %. Lietteen käyttö on nostanut molemmilla kenttäkoepaikoilla kuparin, elohopean ja sinkin pitoisuuksia maaperässä. Joissakin tapauksissa ovat myös kadmiumin, lyijyn ja tinan pitoisuudet nousseet. Maaperän pitoisuuksien nousu ei kuitenkaan ole muutamaa poikkeusta lukuun ottamatta näkyneen sadon pitoisuuksissa, sillä sadon haitallisten metallien otto ei ole noussut edes suuremmalla lietelisyksellä. Käsittelystä riippumatta sokerijuurikas on ottanut eniten kadmiumia.

Ruotsalaisessa riskinarviossa on lietteen sisältämistä haitallisista metalleista arvioitu lyijyn, kadmiumin, kuparin, kromin, elohopean, nikkelin, hopean, tinan ja sinkin aiheuttamaa riskiä maaperäeliöille, ihmisille ja pintavedelle mm. maatalous- ja viherrakennuskäytössä (Sternbeck ym. 2013). Arvion mukaan tutkituista haitallisista metalleista kupari, elohopea ja hopea kerääntyvät eniten peltomaahan 100 vuoden aikana, kun taas esim. kadmiumin kerääntyminen oli vähäisempää. Osalla väestöstä kadmiumin saanti on liian suurta ja kirjoittajat suosittelivatkin, että maatalouteen kierrätettävien fosforipitoisten materiaalien kadmiumpitoisuudet tulisi olla tämän hetkisen lietteen tasoa alhaisempia pitkällä aikavälillä. Hopean ja tinan aiheuttamaa riskiä ihmisille ja pintavesille ei pystytty arvioimaan maatalouskäytössä. Vaikka maaperäeliöille lasketut RQ-arvot olivat alle yhden, kuparin mahdollisesti maaperäeliöille aiheuttamaa haittaa maatalouskäytössä ei voida poissulkea. Sinkin todettiin mahdollisesti aiheuttavan maatalouskäytössä haittaa pintavesille. Kirjoittajat toteavatkin, että maatalouskäytössä haitallisten metallien pitoisuuksia pitäisi säädellä jo pelkästään niiden maahan kerääntymisen vuoksi, mutta etenkin kadmiumin, kuparin ja sinkin pitoisuuksia tulisi säädellä niiden mahdollisesti aiheuttaman riskin vuoksi. Viherrakentamiskäytössä (50 % puhdistamolietettä kasvu- alustassa) kupari voi aiheuttaa haittaa maaperäeliöille, mutta vesieliöille tai ihmisille ei arvioitu koituvan haittaa.

Perustuen mm. Sternbeck ym. (2013) riskinarvioon, Naturvårdsverket (2013) on suositellut nykyisiä tiukempia raja-arvoja (maaperälle, lannoitevalmisteelle ja kuormitukselle) seuraaville metalleille: lyijy, kadmium, kupari, kromi, elohopea, nikkeli, hopea ja sinkki. Raja-arvojen perustana on ajatus, että näiden aineiden vuosittainen kertyminen maahan ei ole suurempi kuin 0,2 %. Hopea on otettu

mukaan säädeltäviin metalleihin mm. sen takia, että on olemassa hopealle resistenttejä bakteereja ja vapaat hopeaionit vastaavat myrkyllisyydeltään kadmiumia, kromia(VI), kuparia ja elohopeaa. Hopean on myös havaittu kertyvän kasveihin ja joihinkin eliöihin. Hopeaa esiintyy mm. eräissä kuluttajatuotteissa nanopartikkeleina.

## **EU**

Euroopan tasolla INERIS (French National Institute for Industrial Environment and Risks) on tehnyt vuonna 2008 EFAR:ille (European Federation for Agricultural Recycling) riskinarvion, jossa on arvioitu haitallisista metalleista kadmiumin, kromin, kuparin, elohopean, nikkelin, lyijyn ja sinkin mahdollisia lietteen levityksestä ihmiselle koituvia riskejä maatalouskäytössä 70 vuoden aikana (INERIS 2008). Arvioinnissa käytetyn lietteen kadmiumin, elohopean ja lyijyn pitoisuudet ovat EU:n lietedirektiiviä pienempiä, kun taas kromin pitoisuudeksi on oletettu 1000 mg/kg kuiva-ainetta (ei raja-arvoa lietedirektiivissä). Kuparin, nikkelin ja sinkin pitoisuudet vastasivat lietedirektiivin alarajaa. Arvion mukaan lietteen levityksestä johtuva globaali riski on matala, mutta se suosittaa kuitenkin EU:n lietedirektiivin lyijyn raja-arvon laskemista nykyisestä 750 mg/kg kuiva-ainetta 500 mg/kg kuiva-ainetta. Arvion mukaan mahdollisia haittavaikutuksia voivat aiheuttaa sinkki, lyijy, kadmium, kupari ja nikkeli.

**Taulukko 9.** Riskinarvioinneissa käytettyjä PNEC<sub>maa</sub>-arvoja.

Yhdiste	PNEC <sub>maa</sub>	AF	Eliö	Lähde
<b>Kadmium</b>	1,15 mg/kg kuiva-ainetta	2	SSD <sup>1</sup>	Eriksen ym. (2009)
	1,15 mg/kg	ei tiedossa	maaperäeliöt	Kraus ja Seis (2015) Kraus ja Seis (2015)
	0,42 mg/kg	ei tiedossa	ihminen	Sternbeck ym. (2013)
	1 mg/kg kuiva-ainetta	ei tiedossa	SSD <sup>2</sup>	Finnish Environment Institute (2000) ja Mäkelä-Kurtto ym. (2003)
	0,06 mg/kg	10	heinäsirkka	
<b>Lyijy</b>	166 mg/kg kuiva-ainetta	2	SSD	Eriksen ym. (2009)
	166 mg/kg	ei tiedossa	maaperäeliöt	Kraus ja Seis (2015)
	20,1 mg/kg	ei tiedossa	ihminen	Kraus ja Seis (2015) Sternbeck ym. (2013)
	78 <sup>2</sup> /60 <sup>3</sup> mg/kg kuiva-ainetta	ei tiedossa	SSD <sup>2</sup>	
<b>Elohopea</b>	0,3 mg/kg kuiva-ainetta	1000	maaperän taustaarvo	Eriksen ym. (2009)
	0,3 mg/kg	ei tiedossa	maaperäeliöt	Kraus ja Seis (2015)
	17,1 mg/kg	ei tiedossa	ihminen	Kraus ja Seis (2015) Sternbeck ym. (2013)
	0,5 mg/kg kuiva-ainetta	ei tiedossa	SSD <sup>2</sup>	

<sup>1</sup>Johdettu PNEC<sub>vesi</sub>-arvosta.<sup>2</sup>Huomioitu maaperän taustapitoisuus.<sup>3</sup>Määperän taustapitoisuutta ei ole huomioitu.

**Taulukko 10.** Riskinarvioinneissa käytettyjä  $PNEC_{vesi}$ -arvoja.

Yhdiste	$PNEC_{vesi}$	AF	Eliö	Lähde
<b>Kadmium</b>	0,08 <sup>1</sup> µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Eriksen ym. (2009)
	0,5 µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Kraus ja Seis (2015)
	0,08 µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Sternbeck ym. (2013)
	0,0085 µg/l	10	<i>Daphnia magna</i>	Finnish Environment Institute (2000)
	0,035 µg/l (pH 7, orgaanisen aineksen pitoisuus 3 %) <sup>2</sup>	ei tiedossa	ei tiedossa	Mäkelä-Kurtto ym. (2003)
<b>Lyijy</b>	7,2 µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Eriksen ym. (2009)
	7 µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Kraus ja Seis (2015)
	7,2 µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Sternbeck ym. (2013)
<b>Elohopea</b>	0,2 µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Kraus ja Seis (2015)
	0,05 µg/l	ei tiedossa	ei tiedossa	Sternbeck ym. (2013)

<sup>1</sup>Ehdotettu pehmeälle vedelle.

<sup>2</sup>Johdettu algoritmillä maaperän  $PNEC$ -arvosta maavedelle.

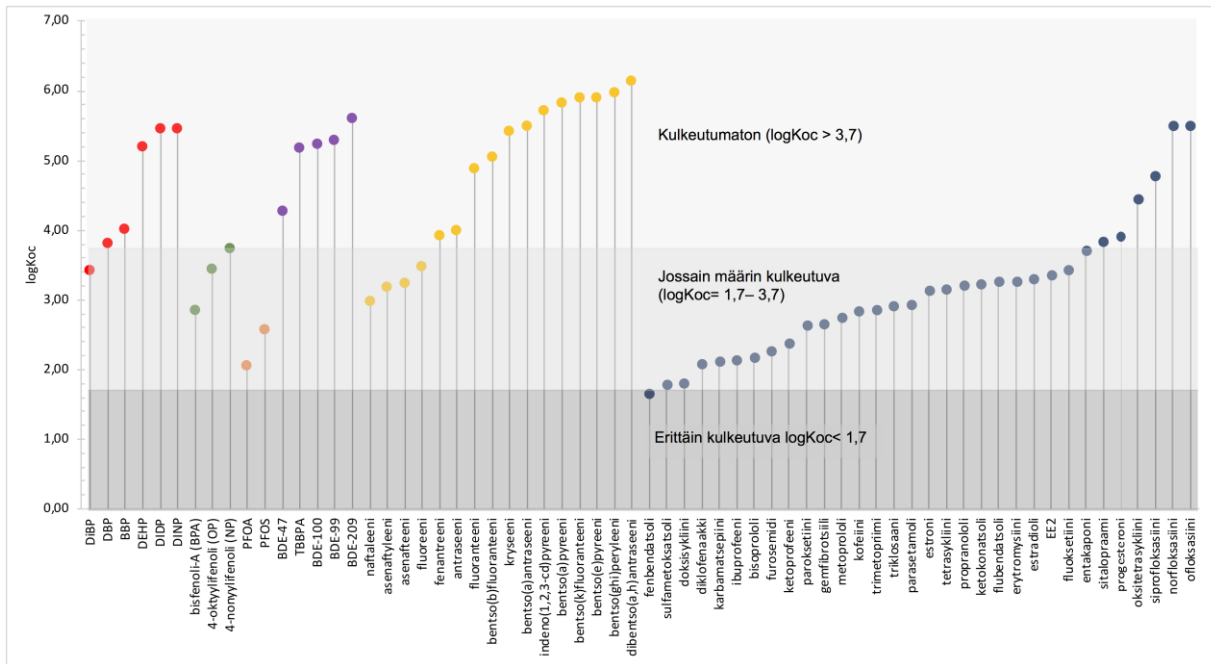
## 5.2. Orgaaniset haitta-aineet

### 5.2.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen

Orgaanisia haitta-aineita päätyy maaperään puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden mukana, karjanlannan mukana tai laskeumana. Orgaanisen aineen kulkeutuvuutta maaperässä voidaan arvioida vertaamalla aineen  $K_{oc}$ -arvoa Nikunen ym. (2000) esittämiin kriteereihin (taulukko 11).  $K_{oc}$  kuvaa aineen jakautumista huokosveden ja kiinteän aineksen orgaanisen hiilen välillä. Mitä suurempi jakautumiskerroin on sitä voimakkaampi on aineen sitoutuminen maa-ainekseen. Orgaanisten aineiden jakautumiskertoimia ja arviota niiden kulkeutuvuudesta on esitetty kuvassa 3. Aineiden jakautumiskertoimet on myös taulukoitu liitteessä 2.

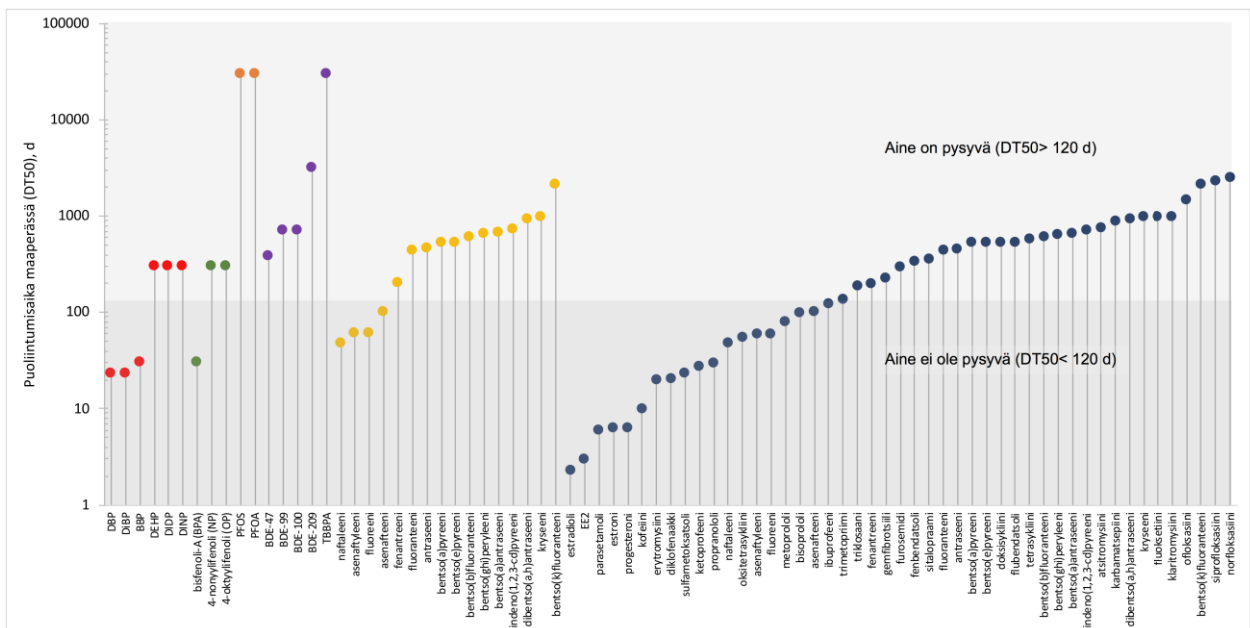
**Taulukko 11.** Aineen kulkeutuvuuden mittarimaaperässä.  $K_{oc}$ = aineen jakautumiskerroin veden ja kiinteässä aineessa olevan orgaanisen hiilen välillä.

Yhdisteen kulkeutuvuus maaperässä	$K_{oc}$
<b>Erittäin kulkeutuva</b>	< 50
<b>Helposti kulkeutuva</b>	50 - 150
<b>Kohtalaisesti kulkeutuva</b>	150 - 500
<b>Hieman kulkeutuva</b>	500 - 2 000
<b>Heikosti kulkeutuva</b>	2 000 - 5 000
<b>Kulkeutumaton</b>	> 5 000



**Kuva 3.** Orgaanisten aineiden logK<sub>oc</sub>-arvoja sekä arvio aineen kulkeutuvuudesta maaperässä. Värit: punainen= ftalaatit, vihreä, fenoliset yhdisteet, oranssi= perfluoratut yhdisteet, lila= palonestoaineet, keltainen= PAH-yhdisteet, sininen= lääkeaineet.

Aineen pysyvyyttä maaperässä voidaan arvioida sen pitoisuuden puoliintumisajan (DT50) perusteella. Euroopan Kemikaalivirasto ECHA on riskiarvioinnin ohjeissaan määritellyt aineille PBT-kriteerit (persistence, bioaccumulation, toxicity). Pysyvyyden kriteeri maaperässä on DT50 > 120 d ja erittäin pysyvä aineelle DT50 > 180 d. Jos aine ylittää nämä raja-arvot, luokitellaan se maaperässä pysyväksi tai erittäin pysyväksi. Orgaanisten aineiden puoliintumisaikoja ja arviota niiden pysyvyydestä maaperässä on esitetty kuvassa 4. Aineiden puoliintumisajat on myös taulukoitu liitteessä 2.



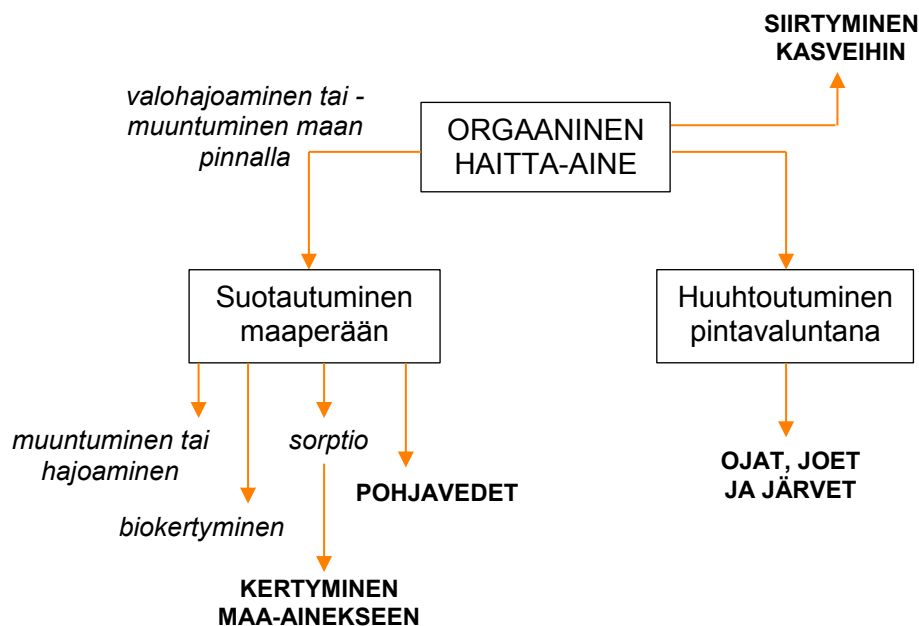
**Kuva 4.** Orgaanisten aineiden puoliintumisaikoja maaperässä sekä arvio aineen pysyvyydestä maaperässä. Värit: punainen= ftalaatit, vihreä, fenoliset yhdisteet, oranssi= perfluoratut yhdisteet, lila= palonestoaineet, keltainen= PAH-yhdisteet, sininen= lääkeaineet.



Aineen kulkeutumiseen ja hajoamiseen maaperässä vaikuttavat monet asiat (kuva 5). Aine voi hajota tai muuntua maan pinnalla UV-valon vaikutuksesta. Maaperässä aine voi sitoutua maa-ainekseen, kertyä eliöihin, muuntua tai hajota biologisesti tai kemiallisesti (esim. hydrolyysi) tai suotautua pohjaveteen. Pintavalunnan mukana aine voi päätyä ojiin, jokiin ja järviin eli kulkeutua näin kauemmas levityspaikasta. Maaperästä aine voi myös siirtyä kasveihin. Orgaanisten haitta-aineiden kulkeutuminen ja hajoaminen maaperässä on monimutkainen prosessi, joka riippuu monista tekijöistä (McCarthy ym. 2015):

1. Aineen ominaisuudet
  - vesiliukoisuus, molekyylikoko, funktionaaliset ryhmät ja niiden varaus
2. Maaperän ominaisuudet
  - pH, kosteuspitoisuus, orgaanisen hiilen pitoisuus, mineraalikoostumus ja partikkelikoko
3. Vallitsevat olosuhteet
  - tuotteen levitystapa, lämpötila ja sääolosuhteet levityksen aikana

Aineen kulkeutuminen erilaisissa maaperissä ja olosuhteissa voi siis vaihdella suurestikin. Jos esimerkiksi lannoitevalmisteen levityshetkellä on sateista, on huuhtoutuminen pintavaluntana tai suotautuminen syvemmillä maaperään veden mukana todennäköisempää kuin kuivan sään aikaan (Akram ym. 2017).



**Kuva 5.** Orgaanisen haitta-aineen kulkeutuminen maaperässä ja kulkeutumiseen vaikuttavat seikat, kuten muuntuminen, hajoaminen, kertyminen ja sorptio.

Aineet voivat maaperässä muuntua tai hajota fysikaalisesti (valohajoaminen maan pinnalla), kemiallisesti (hydrolyysi, erilaiset hapetus-pelkistymisreaktiot) tai biologisesti. Biologiset prosessit ovat kemiallisia todennäköisempiä. Aineet eivät kuitenkaan välttämättä maaperässä mineralisoidu eli hajoa hiilidioksidiksi ja vedeksi vaan mikro-organismit muuntavat niitä erilaisiksi hajoamistuotteiksi. Tällöin puhutaan biomuuntumisesta biohajoamisen sijaan. Aineiden biomuuntumiseen ja -hajoamiseen vaikuttavat maaperän mikro-organismien aktiivisuus ja adaptoituminen, happipitoisuus, pH, lämpötila, kosteuspitoisuus, ravinteiden saatavuus ja aineen kemialliset ominaisuudet (Ren ym. 2018, Pan and Chu 2017). Puhdistamolietepohjaiset lannoitevalmisteet sekoitetaan pintamaahan, jossa yleensä on

hapelliset olosuhteet. Hapellisissa olosuhteissa hajoavien aineiden pitoisuudet laskevat nopeammin kuin aineiden, jotka ensisijaisesti vaativat hapettomat olosuhteet hajotakseen.

Voimakkaasti maa-ainekseen sitoutuvat aineet ovat huomattavasti maaperän mikro-organismien saatavilla ja ne yleensä biomuuntuvat tai -hajoavat maaperässä hitaasti (Ren ym. 2018). Toisaalta taas lierot, maaperän mikrobisto sekä kasvit yhdessä saattavat muuttaa maaperän ominaisuuksia ja voivat myös muuntaa maaperään tiukasti sitoutuneet yhdisteet biosaatavampaan muotoon (Fjäder 2016b). Tästä syystä esimerkiksi laboratorioissa tehdyt adsorptio- tai hajoamiskokeet eivät välttämättä anna todellista kuvaa aineen hajoamisesta maaperässä, sitoutumisesta maa-ainekseen tai kertymisestä eliöihin tai kasveihin.

Voimakkaasti maa-ainekseen sitoutuneiden aineiden kulkeutuminen veden mukana syvemmälle maaperään tai pintavaluntana hidastuu. Aine voi toisaalta sitoutua myös kolloidiseen ainekseen tai erittäin pieniin partikkeleihin ja kulkeutua näin veden mukana syvemmälle maaperään tai pintavalunnan mukana kauemmas levityspaikasta (Ren ym. 2018, Akram ym. 2017). Aineen sitoutumiseen eli sorptioon vaikuttavat sekä aineen että maaperän ominaisuudet. Heikosti vesiliukoisten aineiden kuten bromattujen palonestoaineiden tai muiden pysyvien orgaanisten yhdisteiden sorptio on yleensä voimakkaampaa maaperässä, jonka orgaanisen hiilen pitoisuus on suurempi (Ren ym. 2018, Liu ym. 2011). Lisäksi orgaanisen aineen määrä on yleensä suurempi pintamaassa kuin pohjamaassa, mikä hidastaa aineiden suotautumista maaperään (Akram ym. 2017). Monet orgaaniset aineet ovat kuitenkin melko vesiliukoisia ja niiden rakenteissa on kemiallisia ryhmiä (esim.  $-NH_2$ ,  $-COOH$ ,  $-OH$ ), jotka dissosioituvat vesiliuksissa ja vaikuttavat aineiden sorptioon. Esimerkiksi perfluorattujen sulfoonaattien (esim. PFOS) on todettu sitoutuvan maa-ainekseen karboksylaatteja voimakkaammin (esim. PFOA) (Bergström 2014). Dissosioituva aine on vesiliuksissa ionisoituneessa muodossa ja sen sähkövaraus vaihtelee liuoksen pH-arvon mukaan. Tällöin aineen vesi- tai rasvaliukoisuus ei suoraan kerro sen kyvystä sitoutua maa-ainekseen. Aineen varauksella on merkittävä vaikutus sen sitoutumiseen maaperässä. Maaperän partikkelien pintavaraus on negatiivinen, joten positiivisesti varautuneiden yhdisteiden ja maa-aineksen välillä on voimakas sähköinen vetovoima ja aineiden sorptio voimistuu (Pan and Chu 2017). Erityisesti maaperän mineraalikoostumuksella ja pH:lla on vaikutusta dissosioituvien aineiden sorptioon. Joidenkin antibioottien kuten tetrasykliinien voimakas pidättyminen maaperään on todettu johtuvan aineiden sitoutumisesta savimineraalien pinnalle kationinvaihtomekanismilla (Pan and Chu 2017). Mitä suurempi on maa-aineksen savimineraalien määrä sitä enemmän tetrasykliinejä maaperään pidättyy. Lisäksi tetrasykliinien positiivinen pintavaraus lisääntyy pH-arvon laskiessa, jolloin myös sitoutuminen maaperään kasvaa (Pan and Chu 2017). Myös muut aineen ominaisuudet kuten molekyylikoko tai molekyylin muoto vaikuttavat sorptioon. Esimerkiksi pitkäketjuisten PFAS-yhdisteiden on todettu sitoutuvan maaperään lyhytketjuisia voimakkaammin (Bergström 2014).

Maaperästä orgaaniset haitta-aineet voivat kertyä myös eliöihin tai kasveihin. Tämä vähentää aineiden pitoisuutta maaperässä ja estää suotautumisen tai huuhtoutumisen veden mukana, mutta voi aiheuttaa haitallisia vaikutuksia eliöissä. Lisäksi kasveihin siirtyneet aineet voivat päätyä eliöiden tai ihmisten ruuaksi ja eliöihin siirtyneet aineet kulkeutua ravintoketjussa ylemmäs. Useiden orgaanisten aineiden kuten PFAS- ja BDE-aineiden, triklosaanin ja joidenkin lääkeaineiden on todettu kertyvän maaperästä lieriöihin (Fjäder ym. 2016b, Österås ym. 2015, Carter ym. 2014, Kinney ym. 2008, Law ym. 2008, EU 2008a). Lierojen elinikä on noin kolme vuotta, jonka aikana ne ennättävät kerätä itseensä maaperässä olevia yhdisteitä (Fjäder ym. 2016b). Lierot tekevät maaperään pitkiä käytäviä ja syövät samalla edessään olevaa maa-ainesta. Tällöin maa-ainekseen sitoutuneet haitta-aineet voivat irrota ja kertyä lieriöihin. Perfluoratuista yhdisteistä suhteessa eniten maaperästä lieriöihin on todettu kertyvän PFOS:in ja seuraavaksi eniten kertyvät pidemmän hiiliketjun omaavat yhdisteet kuten PFDA, PFDoA ja PFTeDA (Fjäder 2016b). Bromatut palonestoaineet sitoutuvat yleensä varsin voimakkaasti maa-ainekseen, mutta niiden on todettu kertyvän myös lieriöihin alueilla, joille on levitetty puhdistamolietepohjaisia lannoitteita (Fjäder 2016b, Österås ym. 2015, Law ym. 2008). Lääkeaineista lieriöihin

on todettu kertyvän maaperästä ainakin karbamatsepiinia, diklofenaakkia, fluoksetiinia ja orlistaattia (Carter ym. 2014).

Orgaaniset haitta-aineet voivat siirtyä maaperästä myös kasveihin. Molekyylikooltaan < 1000 g/mol kokoiset orgaaniset aineet siirtyvät helposti maaperästä kasveihin juurien kautta (Zhang ym. 2017). Rasvaliukoisemmat aineet siirtyvät kasveihin vesiliukoisia helpommin. Kasvin juurien rasvapiitoisuuden noustessa myös orgaanisten aineiden siirtyminen kasviin lisääntyy. Aineen dissosioituminen yleensä vähentää siirtymistä kasveihin (Pan ja Chu 2017). Juurista aineet voivat kulkeutua muihin kasvinosiin. Kulkeutumiseen vaikuttavat muun muassa kasvin vesipitoisuus ja orgaanisen aineen vesiliukoisuus. Mitä vesiliukoisempi aine on, sitä enemmän se kulkeutuu juurista kasvin muihin osiin (Pan ja Chu 2017). Ruotsissa analysoitiin orgaanisia haitta-aineita viljasta, jota oli viljelty puhdistamoliete-pohjaista lannoitetta saaneella pellolla (Österås ym. 2015). Tutkimuksessa oli mukana mm. ftalaatteja (esim. DEHP), alkyyliifenoleja ja niiden etoksilaatteja, triklosaani, PFOS, PFOA ja BDE-aineita. Tutkimuksessa todettiin, että kaikkien tutkittujen haitta-aineiden pitoisuudet vehnässä olivat alle määrittämissä rajojen. Määrittämissä rajat vaihtelivat ainekohtaisesti välillä 0,1–2500 µg/kg.

### 5.2.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle

Orgaanisten aineiden haitalliset vaikutukset voivat olla moninaisia. Aineet voivat olla akuutisti tai kroonisesti toksisia ihmiselle tai eliöille. Aineet voivat myös häiritä eliöiden normaalia hormonitoimintaa ja vaikuttavat näin lisääntymiseen tai aiheuttavat kehityshäiriöitä. Jotkin aineet ovat erittäin biokertyviä ja voivat myös kertyä ravintoketjussa. Tällaisten aineiden haitallisimmat vaikutukset esiintyvät trofiatason huipulla olevilla petoeläimillä. Esimerkkejä orgaanisten haitta-aineiden haitallisista vaikutuksista ihmiselle ja ympäristölle on koottu taulukkoon 12.

**Taulukko 12.** Orgaanisten haitta-aineiden haitallisia vaikutuksia ihmiselle ja ympäristölle.

Aineryhmä	Haitalliset vaikutukset ihmiselle	Haitalliset vaikutukset ympäristölle
<b>Alkyyliifenolit- ja etoksilaatit</b>	Hormonihäirintä (estrogeeniaktiivisuus). In vitro -kokeissa ja rotilla tehdyissä kokeissa on todettu, että nonyyliifenolin estrogeeniaktiivisuus on 3–6 kertaa pienempi kuin estradiolin (EU 2002).	Hormonihäirintä (estrogeeniaktiivisuus). Nonyyliifenolin ja oktyyliifenolin estrogeeniaktiivisuus on etoksilaatteja suurempi (EU 2002)
<b>Muoviperäiset aineet</b>	<u>DEHP</u> : Toistuvissa altistuksissa testikulaarisia vaikutuksia ja vaikutuksia hedelmällisyyteen sekä munuaistoksisuutta. Erityisesti lapsia tulee suojella altistukselta. DEHP:n metabolitti MEHP on toksisempi. (EU 2008a).  <u>Bisfenoli-A</u> : haitallisia vaikutuksia hedelmällisyyteen (EU 2003c)	Hormonihäirintä ( <u>DEHP</u> : antiandrogeeninen, <u>DBP</u> : estrogeeninen). DEHP:n metabolitti MEHP on arvioitu olevan DEHP:tä toksisempi (EU 2004, 2008a).  <u>Bisfenoli-A</u> : hormonihäirintä, haitallisia vaikutuksia erityisesti etanoiden lisääntymiseen (EU 2008b)
<b>Antimikrobiset aineet</b>	<u>Triklosaani</u> : Vaikuttaa antibioottiresistenssin syntymiseen ja ylläpitoon. (Singer ym. 2016)	<u>Triklosaani</u> : Vaikuttaa antibioottiresistenssin syntymiseen ja ylläpitoon (ks. kappale 4.4). Toksinen erityisesti leville. Biokertyvä. (Singer ym. 2016, EU 2015b)

Aineryhmä	Haitalliset vaikutukset ihmiselle	Haitalliset vaikutukset ympäristölle
<b>Polyaromaattiset hiilivedyt (PAH)</b>	Osa PAH-yhdisteistä on havaittu syöpää, solumutaatioita ja sikiövaurioita aiheuttaviksi. (Jantunen ym. 2016, Igwe ja Ukaogo 2015)	Osa PAH-yhdisteistä on genotoksisia ja karsinogeenisia. Suurimolekyylisimmät PAH-yhdisteet ovat biokertyviä. (Igwe ja Ukaogo 2015)
<b>Perfluoratut yhdisteet (PFAS)</b>	Suurin lähde on ravinto ja erityisesti kala. Biokertyviä ja kertyvät ravintoketjussa. <u>PFOS</u> on arvioitu olevan aineista toksisin. Mahdollisesti aiheuttaa kehityshäiriöitä ja voi häiritä rasva-aineenvaihduntaa ja olla maksatoksinen. (MST 2015, EFSA 2008)	Erittäin pysyviä ja biokertyviä. Todettu kertyvän maaperässä lieroihin (Fjäder 2016). Kertyvät ravintoketjussa. <u>PFOS</u> on arvioitu olevan aineista toksisin (MST 2015).
<b>Palonestoaineet</b>	Suurin lähde ravinto ja erityisesti kala ja kalaöljyvalmisteet. Kertyy ravintoketjussa. BDE-28, -47, -99, -100, -153, -154, -183 ja -209 on todettu olevan ihmisen kannalta olennaisimpia, sillä näitä esiintyy ympäristössä ja ruuassa eniten. Viitteitä, että aineilla olisi neurologisia vaikutuksia ja voisivat aiheuttaa käyttäytymishäiriöitä, motoriikan häiriintymistä ja kognitiivisia häiriöitä. Erityisesti lapsilla saattaa häiritä henkistä ja fyysistä kehitystä. (EFSA 2011)	<u>PBDE</u> : kertyvät erityisesti rasvakudokseen Kertyvät ravintoketjussa. BDE-209 ei ole kovin toksinen. <u>TBBPA</u> on selvästi tätä toksisempi. Todettu esimerkiksi kertyvän maaperässä lieroihin. (Fjäder 2016b, MST 2015, Law ym. 2008)
<b>Lääkeaineet</b>	Lääkeaineita käytetään ihmisten sairauksien hoitoon ja niille on määritelty hoitavat annokset, joita tulee noudattaa. Kaikilla lääkkeillä on sivuvaikutuksia. Lääkkeen hoitava vaikutus tai sivuvaikutus voi esiintyä myös hoitavaa annosta pienemmillä annoksilla. Lääkeaineille voidaan riskinarvioinnin periaatteita käyttäen määrittää hyväksyttäviä päiväannoksia. Näitä pienemmät annokset eivät arvion perusteella aiheuta ihmisissä hoitavaa vastetta tai sivuvaikutuksia. (Bull ym. 2014)	<u>Antibiootit</u> : Vaikuttavat antibioottiresistenssin syntymiseen ja ylläpitoon (ks. kappale 4.4) . <u>Estrogeenihormonit</u> : hormonihäiriötä ja vaikutukset lisääntymiseen. Kasveilla havaittu vaikutuksia juurien ja maanpäällisten osien kehitykseen, kukintaan ja itämiseen. (Adeel ym. 2017) <u>Rauhoittava lääke oksatsepaami</u> : muutoksia ahvenen normaalissa käytöksessä. (Brodin ym. 2013) <u>Tulehduskipulääkkeet</u> : kertyminen kalojen sappinesteeseen. Kaloilla maksa- ja munuaisvaurioita. (Brozinski 2013) <u>Diklofenaakki ja propranololi</u> : havaittu aiheuttavan Itämeren sinisimpukalle hidastunutta kasvua, heikentynyttä kykyä tarttua pintoihin ja aineiden kertymistä simpukkaan (Ericson ym. 2010) <u>Usean lääkeaineen (mm. karbamatsepiinin ja masennuslääkkeiden)</u> on todettu kertyvän erityisesti kalojen aivoihin. (McCallum ym. 2017, Grabicova ym. 2014)

### 5.2.3. Riskinarviot

Tässä kappaleessa käydään läpi eri maissa tehtyjä laajoja riskinarvioita liittyen puhdistamolietepohjaisten tuotteiden käyttöön maanviljelyssä ja viherrakentamisessa. Kansallisia riskinarviointeja on tehty Norjassa (Eriksen ym. 2009), Tanskassa (Jensen 2004 ja Jensen ym. 2012), Ruotsissa (Sternbeck ym. 2013), Kanadassa (McCarthy ym. 2015) ja Skotlannissa (SEPA 2014). Näistä raporteista käytiin läpi erityisesti lainsäädäntö ja muut määräykset, lietteiden käsittelymenetelmät, pelloille tai viherrakentamiseen levitettävät lietemäärät, riskinarvioinnin menetelmät ja altistusreitit, tarkastellut orgaaniset haitta-aineet ja riskinarvioinnin tulos. Tavoitteena oli selvittää millaisia menetelmiä riskinarvioinneissa oli käytetty, mitä aineita oli arvioitu ja mitkä niistä olivat arvion mukaan maaperässä haitallisimpia. Lisäksi koottiin yhteen eri lähteissä esiin tulleet haasteet ja neuvot. Näitä käytettiin hyväksi Suomen riskintasojen määrittämisessä kappaleessa 6.2. Läpikäytyjen riskinarviointiraporttien yleissisältö on esitetty liitteessä 3. Arvioidut aineet ja riskinarvioinnin tulos on esitetty taulukossa 13.

**Taulukko 13.** Kansallisissa riskinarvioinneissa arvioidut aineet ja riskinarvioinnin tulos.

Arvioidut aineet tai aineryhmät	Riskinarvioinnin tulos
	<b>Norja (Eriksen ym. 2009)</b>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• ftalaatit (DEHP, DBP)</li> <li>• oktyylifenolit ja -etoksilaatit</li> <li>• nonyyllifenolit ja -etoksilaatit</li> <li>• lineaarinen alkyylibentseenisulfonaatti (LAS)</li> <li>• polyklooratut bifenyylit (PCB)</li> <li>• polysykliset aromaattiset hiilivedyt (PAH)</li> <li>• lääkeaineet: <ul style="list-style-type: none"> <li>○ hormonit,</li> <li>○ mesalatsiini</li> <li>○ ranitidiini</li> <li>○ sotaloli</li> <li>○ metoprololi</li> <li>○ losartaani</li> <li>○ atorvastatiini</li> <li>○ tetrasykliini</li> <li>○ siprofloksasiini</li> <li>○ garisoprodoli</li> <li>○ gabapentiini</li> <li>○ levetirasetamiini</li> <li>○ klooriprotikseeni</li> <li>○ feksofenadiini</li> <li>○ dipyridamoli</li> </ul> </li> </ul>	<p>Kokonaisuudessaan arvioitiin, että käsitellyn puhdistamolietteen aiheuttamat riskit maaperän eliöille olivat matalalla tasolla. Puhdistamolietteen käytön ei todettu aiheuttavan merkittävää riskiä pintavesien eliöille tai tuotantoeläimille. Pohjaveden juomisesta tai kasvien syömisestä ei raportin mukaan aiheudu merkittävää riskiä kuluttajille.</p> <p><u>Oktyylifenolit</u>, <u>nonyyllifenolit</u> ja <u>LAS</u> olivat ainoat aineet, joiden todettiin mahdollisesti esiintyvän norjalaisessa peltomaassa haittomiksi arvioituja pitoisuuksia korkeammassa pitoisuudessa. Näiden aineiden on kuitenkin todettu olevan maaperässä myös nopeasti hajoavia ja riskit ovat suurimmillaan juuri lietteen levityksen jälkeen.</p> <p>Lääkeaineista levetirasetamiinille, klooriprotikseenille, feksofenadiinille, dipyridamolille ja losartaanille ei löydetty riittävästi lähtötietoja riskinarvioinnin tekemiselle</p> <p>Riskinarviointiin liittyi myös monia epävarmuuksia, sillä mitattuja pitoisuuksia peltomaassa on erittäin vähän ja tiedot vaikutuksista maaperän eliöille ovat riittämättömiä. Tästä syystä PNEC-arvot arviointiin vesieliöille tehdystä toksisuuskokeista.</p>

Arvioidut aineet tai aineryhmät	Riskinarvioinnin tulos
<b>Tanska (Jensen 2004)</b>	
<p>Yhdeksän (9) orgaanista haitta-ainetta, joille oli Tanskassa voimassa oleva ekotoksikologinen maaperän laatukriteeri:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• LAS</li> <li>• nonyylifenoli,</li> <li>• PAH-yhdisteet</li> <li>• bentso(a)pyreeni</li> <li>• DEHP</li> <li>• DBP</li> <li>• klooratut bifenyylit</li> <li>• kloorifenolit</li> <li>• pentakloorifenoli</li> </ul>	<p>Arvioidusta aineista vain <u>nonyylifenolin</u> laskennallisesti arvioitu riskiosamäärä oli &gt; 1.</p> <p>Tutkimuksen mukaan riskit kuitenkin kasvavat, jos lietemateriaalia ei sekoiteta maaperään riittävästi, jolloin maaperän eliöt voivat hetkellisesti altistua korkeammille haitta-ainepitoisuuksille. Useimpien arvioitujen aineiden pitoisuuksien kuitenkin todettiin laskevan maaperässä nopeasti, jolloin riskit pienentyvät.</p> <p>Lopputuloksena todettiin, että lietteen täyttäessä sille asetetut laatuvaatimukset, se ei aiheuta riskiä maaperän eliöille tai toiminoille.</p>
<b>Tanska (Jensen ym. 2012)</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• palonestoaineet <ul style="list-style-type: none"> <li>○ BDE-209</li> <li>○ TBBPA</li> </ul> </li> <li>• myskiyhdisteet <ul style="list-style-type: none"> <li>○ AHTN eli tonalidi</li> <li>○ HHCB eli galaksolidi</li> </ul> </li> <li>• polybromatut bifenyylit (PCB)</li> <li>• PFOS</li> <li>• lääkeaineet <ul style="list-style-type: none"> <li>○ karbamatsepiini</li> <li>○ diklofenaakki</li> <li>○ fluoksetiini</li> <li>○ ibuprofeeni</li> <li>○ oksitetrasykliini</li> <li>○ propranololi</li> <li>○ sulfametoksatsoli</li> <li>○ sulfapyridiini</li> <li>○ trimetopriimi</li> </ul> </li> </ul>	<p>Tutkituista aineryhmistä suurimman riskin ympäristölle aiheuttaa <u>PFOS</u>. Yhteenvetona todettiin, että PFOS:ille ja koko perfluorattujen aineiden ryhmälle tulisi saada lisätietoa niiden kulkeutumisesta maaperässä ja vaikutuksista eliöille.</p> <p>Lääkeaineista todettiin, etteivät ne ole maaperässä pysyviä ja tästä syystä niiden aiheuttama riski maaperän eliöille on vähäinen. Lisätietoa tulisi kuitenkin saada maaperässä hitaasti hajoavista lääkeaineista, joita olivat erityisesti tietyt antibiootit (siprofloksasiini, ofloksasiini, norfloksasiini ja tetrasykliinit).</p> <p>Monille aineille ja aineryhmille todettiin, että ekotoksisuustuloksia ei ole riittävästi saatavilla maaperän eliöille. Kun haitattomia ympäristöpitoisuuksia maaperässä pitää arvioida vesieliöille tehtyjen ekotoksikologisten testien perusteella, riskinarvioinnin epävarmuus kasvaa. Myös vesieliöille tehtyjä ekotoksikologisia testejä on tehty vähän.</p>
<b>Kanada (McCarthy ym. 2015)</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• myskiyhdisteet <ul style="list-style-type: none"> <li>○ AHTN (tonalidi)</li> <li>○ HHCB (galaksolidi)</li> </ul> </li> <li>• lääkeaineet <ul style="list-style-type: none"> <li>○ atenololi</li> <li>○ propranololi</li> <li>○ atsitromysiini</li> <li>○ karbamatsepiini</li> <li>○ sulfametoksatsoli</li> <li>○ siprofloksasiini</li> <li>○ norfloksasiini</li> <li>○ ofloksasiini</li> <li>○ etinyyliestradioli (EE2)</li> <li>○ ibuprofeeni</li> <li>○ gemfibrotsiili</li> <li>○ furosemiidi</li> <li>○ mikonatsoli</li> </ul> </li> </ul>	<p>Alustavan riskinarvioinnin perusteella seuraavat aineet aiheuttavat potentiaalisesti riskin maaperän eliöille: (eli RQ-arvo oli &gt; 1): <u>gemfibrotsiili</u> (RQ= 450), <u>EE2</u> (RQ= 220), <u>atsitromysiini</u> (RQ= 2–67), <u>furosemiidi</u> (RQ= 21) ja <u>ibuprofeeni</u> (RQ= 3).</p> <p>Pääosa PNEC-arvoista oli määritetty laskennallisesti vesieliöille tehdyistä ekotoksisuustesteistä</p>

Arvioidut aineet tai aineryhmät	Riskinarvioinnin tulos
<b>Ruotsi (Sternbeck ym. 2013)</b>	
<p>Raportissa arvioitiin 23 orgaanisen haitta-aineiden aiheuttamia riskejä orgaanisten lannoitevalmisteiden käytössä maa- ja metsälannoitteina.</p>	<p>Peltoviljelyn osalta lopputuloksena oli, ettei yksikään arvioiduista orgaanisesta aineesta aiheuttanut ihmiselle riskejä.</p> <p>Pintavesissä <u>LAS</u>:in riskiosamäärä ylitti arvon 1, mutta aineen todettiin kuitenkin olevan maaperässä ja vesistöissä biohajoava, jolloin pitoisuudet pienenevät nopeasti alle riskittömien pitoisuuksiin. Biohajoamista ei ollut huomioitu vesistöjen riskinarvioinnissa, joten tästä syystä aineen aiheuttama riski on todennäköisesti yliarvioitu.</p> <p><u>Metsälannoituksessa monien orgaanisten haitta-aineiden riskiosamäärät olivat &gt; 1, mikä indikoi riskin olemassaoloa.</u> Kokonaisuudessaan RQ-arvot olivat maatalouskäyttöä korkeampia. Riskinarviointia voidaan kuitenkin kirjoittajien mukaan pitää vain alustavana, sillä siihen liittyy paljon epävarmuuksia. Tästä syystä kirjoittajat eivät ole tehneet tulosten perusteella ehdotusta siitä, kuinka aineita tulisi säädellä metsälannoituksessa. Haitta-aineiden riskejä ei voida kuitenkaan metsälannoituksen yhteydessä jättää huomiotta.</p> <p>Viherrakentamisessa kaikki terveysriskejä kuvaavat riskiosamäärät olivat &lt; 1 eli riskit olivat vähäiset. Pintavesille aiheutuva riski arvioitiin myös matalaksi paitsi <u>LAS</u>:n osalta, johon pätee sama arvio kuin peltomaalle aiemmin. <u>Arviossa maaperäeliöille aiheutuvista riskeistä havaittiin kuitenkin monien orgaanisten aineiden osalta, että riskiosamäärä ylittää arvon 1 (10 aineelle 23:sta), mikä indikoi riskin olemassaoloa.</u> Korkeimmat RQ-arvot (&gt; 50) olivat <u>oktyyli-fenolilla ja trikresyylifosfaatilla</u>. Niistä kymmenestä aineesta, joille RQ &gt; 1, suurimman haitan ympäristölle arvioitiin aiheuttavan maaperässä pysyvimmät aineet <u>HHCB ja siprofloksasiini</u>. Nopeasti hajoavien aineiden, kuten trikresyylifosfaatin, oktyylifenolin, nonyyli-fenolin ja LAS:n, aiheuttama haitta arvioitiin pienemmäksi.</p>
<b>Skotlanti (SEPA 2014)</b>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>• PCB-yhdisteet</li> <li>• PBDE-yhdisteet</li> <li>• HHCB (galaksolidi)</li> <li>• betso(a) pyreeni,</li> <li>• dioksiinit ja dioksiinin kaltaiset yhdisteet</li> <li>• tetrasykliini</li> <li>• ivermektiini</li> <li>• triklosaani</li> </ul>	<p>Ihmiselle ravinnon kautta arvioidut riskit todettiin olevan erittäin vähäiset.</p> <p>Arvioinnissa olivat mukana myös eläinlääkkeet ja niiden päätyminen pelloille karjanlannan mukana. Ympäristön kannalta suurimmat riskit ympäristölle arvioitiin kohdistuvan juuri eläinlääkkeenä käytetyistä mikrobilääkkeistä eli <u>ivermektiinistä ja tetrasykliinistä</u>. Puhdistamolietteiden osalta todettiin, että paikallisesti <u>HHCB:n</u> eli galaksolidin ja <u>triklosaaniin</u> pitoisuudet voivat ylittää ympäristöriskin rajan.</p>

### Yhteenveto riskinarvioinneista

Laajoissa kansallisissa riskinarvioinneissa oli pääosin käytetty EU:n kemikaalien riskinarvioinnin tekniisiin ohjeisiin (ECHA 2003) perustuvaa menettelyä. Ohjeessa riskin suuruutta arvioidaan laskemalla riskiosamäärä vertaamalla aineen arvioitua ympäristöpitoisuutta aineen haitattomaksi arvioituun pitoisuuteen. Jensen ym. (2012) käyttivät riskinarvioinnissa turvamarginaalin MoS (margin of safety) laskemiseen perustuvaa menetelmää. He eivät arvioineet yhdisteille haitattomia ympäristöpitoisuuksia eli PNEC-arvoja vaan ainoastaan NOEL-arvot (no-observed effect level) eli pitoisuuden, jolla haitallisia vaikutuksia ei ole havaittu. Arvioitu ympäristöpitoisuus (PEC) jaettuna NOEL-arvolla oli turva-

marginaali MoS. Jos MoS-arvo oli  $> 1000$ , voitiin Jensen ym. (2012) mukaan todeta, että riski maaperän eliöille oli erittäin vähäinen.

Suurin osa riskinarvioista käsitti peltoviljelyn ja riskit maaperän eliöille. Laajemmin riskejä on arvioitu Norjassa, Ruotsissa ja Skotlannissa, joissa riskejä on arvioitu sekä ympäristön eliöille että ihmisen terveydelle. Norjassa ja Ruotsissa on lisäksi arvioitu myös puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käyttöä viherrakentamisessa ja Ruotsissa lisäksi metsälannoitteena. Kaikissa kolmessa arvioinnissa todettiin, että terveysriskit ihmiselle puhdistamolietepohjaisten lannoitteiden käytöstä ovat vähäiset. Merkittävimmät riskit kohdistuivat maaperän eliöihin. Arvioiden mukaan seuraavat aineet osoittautuivat potentiaalisesti haitallisimmiksi ja niitä tulisi tutkia tarkemmin:

- nonyylifenoli (Norja, Tanska, Ruotsi)
- oktyylifenoli (Norja, Ruotsi)
- LAS (Norja, Ruotsi)
- PFOS (Tanska)
- myskiyhdiste HHC eli galaksolidi (Ruotsi, Skotlanti)
- triklosaani (Skotlanti)
- Lääkeaineet:
  - antibiootti atsitromysiini (Kanada)
  - hormonit etinyyliestradioli, EE2 (Kanada)
  - diureetti furosemiidi (Kanada)
  - sydän- ja verisuonitautilääke gemfibrotsiili (Kanada)
  - tulehduskipulääke ibuprofeeni (Kanada)
  - antibiootti siprofloksasiini (Ruotsi)
  - antibiootti tetrasykliini (eläinlääkkeenä käytetty, Skotlanti)
  - loislääke ivermektiini (eläinlääkkeenä käytetty, Skotlanti)

Lisätietoa tulisi saada maaperässä hitaasti hajoavista lääkeaineista, joita olivat fluorokinolit (esim. siprofloksasiini, ofloksasiini ja norfloksasiini) ja tetrasykliinit.

Riskinarvioinneissa tulisi kirjallisuuden perusteella huomioida ainakin seuraavat asiat:

1. Riskinarvioinnissa kannattaa noudattaa EU:n kemikaalien riskinarvioinnin teknisiin ohjeisiin (ECHA 2003) perustuvaa menettelyä. Tarkastelussa tulisi huomioida seuraavat asiat:
  - a. aineiden mahdollinen hajoaminen maaperässä ja kertyvien aineiden osalta myös kertyminen maaperään peräkkäisten levitysten myötä,
  - b. aineiden hajoamisvakioissa tulisi huomioida paikalliset olosuhteet (esimerkiksi lämpötilan vaikutus mikrobiologiseen hajoamisnopeuteen),
  - c. puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden realistiset levitysmäärät,
  - d. riskit tulisi arvioida sekä peltoviljelyssä että viherrakentamisessa ja
  - e. riskit sekä eliöille että ihmisen terveydelle erityisesti ravinnon kautta.
2. Mitattuja pitoisuuksia maaperässä on vähän ja riskinarvioinneissa on käytetty arvioituja ympäristöpitoisuuksia (PEC, predicted environmental concentration). Tämä lisää riskinarvioinnin epävarmuutta, sillä maaperäpitoisuuden arvioiminen on hankalaa. Tilannetta vaikeuttaa se, että monien aineiden kulkeutumisesta ja hajoamisesta maaperässä on riittämättömästi tietoa.
3. Arvioidut haitattomat ympäristöpitoisuudet maaperän eliöille (PNEC, predicted no-effect concentration) on usein laskennallisesti arvioitu vesieliöiden PNEC-arvoista. Tämä johtuu siitä, että ekotoksisuustietoja on vähän saatavilla maaperän eliöille.
4. Arviot on tehty yksittäisille aineille ja aineiden yhteisvaikutusten riskeistä on vähän tietoa.



5. Riskinarvioinnit huomioivat pääosin maaperän eliöille aiheutuvat riskit ja vain harvassa otettiin kantaa ihmisille aiheutuvasta riskistä. Toisaalta näiden arvioiden lopputulos oli, että maaperän eliöt olisivat tässä suhteessa herkimmissä asemassa ja riskit ihmisille juomaveden tai ruuan välityksellä ovat vähäiset.
6. Riskinarvioinneissa ei yleensä huomioitu riskiä vesistöjen eliöille, joita valuma- tai hulevedet voisivat aiheuttaa. Toisaalta McCarthy ym. (2015) kirjallisuuskatsauksessa aineiden määrät näissä virroissa todettiin mataliksi verrattuna jätevedenpuhdistamoilta tuleviin virtoihin. Riskit saattavat olla hyvin paikallisia riippuen vesistön suuruudesta ja muista olosuhteista sekä muusta kuormituksesta.
7. Eriksen ym. (2009) raportoi, että Norjassa tehtiin lääkeaineiden esikarsinta niin, että vain kaikkein potentiaalisimmin haitallisille aineille tehtiin riskinarviointi. Karsinnan tekeminen on varmasti hyödyllistä, sillä erilaisia lääkeaineita on satoja. Toisaalta raportissa on esimerkiksi ibuprofeeni rajattu viimeisessä karsintavaiheessa pois tarkemmin tarkasteltavien aineiden listalta, koska aine on niin nopeasti biohajoava tai biomuuntuva jätevedenpuhdistamoilla ja lietteessä. Myös parasetamoli karsittiin listasta samoista syistä. Kanadalaisessa tutkimuksessa (McCarthy ym. 2015) ibuprofeeni kuitenkin oli niiden muutaman lääkeaineen joukossa, joille arvioitu RQ-suhde ylitti riskirajan 1. Karsintaa on siis hyvä tehdä, mutta liiallista karsintaa tulee välttää, sillä tämä voi johtaa vääristyneisiin tuloksiin. Varsinkin, jos kyseessä on yhteiskunnassa kiloissa laskeutuvia eniten kulutettavia lääkkeitä, kuten tulehduskipuläkkeet.
8. On huomioitavaa, että puhdistamoliete ei ole ainoa haitallisten aineiden lähde maaperässä. Haitallisia aineita päätyy maaperään myös mineraalilannoitteiden, kalkin, kuiva- ja märkälaskeuman mukana. Marttinen ym. (2014) kirjoittaman raportin kirjallisuuskatsauksen mukaan Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa useita orgaanisia haitta-aineita (mm. dioksiinit, PCB, PBDE, PAH(16), nonnylifenolit ja sen etoksilaatit, DEHP ja LAS) on löydetty myös mineraalilannoitteista.
9. Kaukokulkeutuvien aineiden osalta on tärkeää huomioida laskeuman vaikutus maaperän pitoisuuteen. Esimerkiksi ruotsalaisessa tutkimuksessa (Sternbeck ym. 2013) on arvioitu dioksiinien ja furaanien, SCCP:n, TCCP: ja PFOS:in laskeuman suuruutta (g/ha/vuosi).
10. Kasteluviedet voivat paikallisesti olla haitallisten aineiden tuoja maaperään (Eriksen ym. 2009).

## 5.3. Taudinaiheuttajat

### 5.3.1. Kulkeutuminen

Puhdistamolietteissä olevien taudinaiheuttajan mahdollinen riski ihmiselle puhdistamolietetuotteiden hyötykäytössä riippuu paljolti taudinaiheuttajamikrobien selviytymisestä puhdistamolietteen käsittelyprosessissa (esim. mädätys). Myös puhdistamolietetuotteen käyttötavat vaikuttavat siihen, miten mikrobit kulkeutuvat levittämisen aikana ja jälkeen veden välityksellä maaperässä ja vesistöissä tai aerosoleina ilmassa, ja voivatko ihmiset altistua puhdistamolietetuotteesta peräisin oleville mikrobeille nauttimansa ruoan, juoman tai hengitysilman välityksellä.

Taudinaiheuttajien kyky säilyä maaperässä vaihtelee hyvin paljon, ja se on riippuvainen paitsi taudinaiheuttajan ominaisuuksista myös monista ulkoisista tekijöistä (Carrington 2001, McCarthy ym. 2015, Bloem ym. 2017). Taudinaiheuttajien maaperässä säilyvyyteen vaikutta-via ympäristötekijöitä ovat mm. lämpötila, pH, kosteus, ravinteiden saatavuus, auringon valo, orgaanisen aineksen ja suolojen määrä, maalaji sekä sitoutuminen maapartikkeleihin, minkä lisäksi säilyvyyteen vaikuttaa kilpailu muiden maaperän mikro-organismien kesken sekä maaperäeliöiden harjoittama saalistus (Bloem ym. 2017). Esimerkiksi bakteerit selviytyvät paremmin viileämissä lämpötiloissa, neutraalilla pH-alueella ja kosteudeltaan kenttäkapasiteetissa olevassa maaperässä (Pepper ym. 2006). Kasvien pinnoilla

taudinaiheuttajat selviytyvät usein kohtuullisen lyhyen aikaa riippuen kuitenkin taudinaiheuttajasta ja ulkoisista tekijöistä, kuten auringonvalosta ja kosteudesta (McCarthy ym. 2015).

Itiöiviä bakteereja lukuun ottamatta bakteerit ovat herkempiä erilaisille ympäristötekijöille kuin virukset ja loiset (Bloem ym. 2017). Bakteerien itiöt kestävät hyvin erilaisia ympäristöolosuhteita samoin kuin loisten munat, kystat ja ookystat, jotka voivat säilyä ympäristössä jopa useita vuosia (Carrington 2001, Bloem ym. 2017). Taudinaiheuttamiskykyiset bakteerisolut voivat säilyä maaperässä esim. 120 pv, kun taas itiöivät bakteerit voivat säilyä jopa kymmeniä vuosia (Bloem ym. 2017). Luonnonbakteereina legionellat säilyvät maaperässä todennäköisesti vuosia.

Vaikutusta on myös sillä, minkälaisesta lähteestä (lanta vs. puhdistamolietetuote, kiinteä vs. neste) taudinaiheuttaja on peräisin (Bloem ym. 2017). Myös puhdistamolietetuotteen levitystekniikka ja -tapa vaikuttavat. Sijoitettaessa tai sekoitettaessa liete maahan, taudinaiheuttajat ovat enemmän alttiina maaperäeliöiden saalistukselle ja kulkeutuminen pintavalunnan kautta estyy. Toisaalta sijoituksessa valon ja erityisesti UV-säteilyn desinfioiva vaikutus jää pois. (Carrington 2001) Usein virukset kulkeutuvat pienemmän kokonsa ansiosta maassa helpommin kuin bakteerit ja loiset ja voivat päätyä siten helpommin vesistöihin ja pohjaveteen (Bloem ym. 2017, Kauppinen ym. 2017). Maaperän makrohuokokset ja halkeamat taas mahdollistavat bakteerien ja loisten kulkeutumisen (Bloem ym. 2017). Taudinaiheuttajien kulkeutuvuuteen yleisesti vaikuttavia tekijöitä ovat alueen hydrologiset olot, saateet, maanpinnan kaltevuus, maaperän ominaisuudet ja kasvillisuus (McCarthy ym. 2015).

Taudinaiheuttajien päätyessä vesiin niiden elinkykyyn ja selviytymiseen vaikuttavat monet samat ulkoiset tekijät kuin maaperässäkin selviytymiseen. Epäsuotuisissa oloissa monet mikrobit muuntuvat kestävämpiin muotoihin (esim. *Giardia*-kystat ja *Cryptosporidium*-ookystat). Yleensä virukset säilyvät vesiympäristössä paremmin kuin suolistobakteerit. Suomen oloissa lämpötilan suhteen vesistöissä pystyvät parhaiten kasvamaan mikrobit, joiden kasvun optimi-lämpötila on 4–20 °C. Hapen määrä vaikuttaa lähinnä anaerobien ja mikroaerofiilisten taudinaiheuttajien esiintymiseen. Samoin kuin lämpötilan myös pH:n suhteen jokaisella mikrobilla on kasvun kannalta optimaalinen pH-alueensa. Monien suolistoperäisten taudinaiheuttajien osalta optimi pH-alue on 6–8. Suomalaisissa humuspi-toisissa vesissä auringosta tulevan UV-säteilyn vaikutus on todennäköisesti vähäisempää kuin kirkkaissa vesissä. Ravinteikkaammissa vesissä taudinaiheuttajamikrobien selviytyvyys heikkenee kilpailun ja saalistuksen johdosta. (Hokajärvi ym. 2008). Suomalaisista pintavesistä on eristetty mm. kampakyobakteereja, salmonellaa, legionellaa, vibrioita (Itämerestä), norovirusta, adenovirusta, kryptosporideja ja giardioita (Hokajärvi ym. 2008, Miettinen ym. 2013).

Käytettäessä puhdistamolietetuotetta (esim. lietetuotteen levitys peltoon) syntyy aerosoleja ja pölyä, joissa voi olla taudinaiheuttajia. Taudinaiheuttajien selviytymiseen ilmassa vaikuttavat taudinaiheuttajan ominaisuuksien lisäksi monet ulkoiset tekijät (lämpötila, kosteus, UV-säteily). Esimerkiksi matalat lämpötilat (7–8 °C) auttavat virusten ja bakteerien selviytymistä. (McCarthy ym. 2015) Vaikka merkittävin altistus aerosolien ja pölyn kautta rajoittuu lyhyen etäisyyden päähän käsittelystä (McCarthy ym. 2015), ei kuitenkaan tarkasti tiedetä, miten kauaksi esim. kompostikasoista tuulen mukana voi levitä mikrobeja sisältävää pölyä.

### 5.3.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle

Havaitut taudinaiheuttajien lukumäärät eivät suoraan kerro puhdistamolietetuotteen mahdollisesti aiheuttamaa riskiä ihmiselle, sillä infektion saamiseen vaikuttaa moni muukin tekijä, kuten altistujan ominaisuudet (ihmisen immunopuolustuksen taso, herkkyys sairastua), mikrobin taudinaiheuttamiskyky eli virulenssi ja taudinaiheuttajalle spesifinen infektiivinen annos. Lisäksi kaikki infektoituneet eivät välttämättä sairastu. Taudinaiheuttajan infektiivisen annoksen suuruuteen (taulukko 14) vaikuttaa taudinaiheuttajan lajin ja kasvunvaiheen lisäksi mikrobille altistuvan ihmisen ikä, kunto ja monet muut tekijät (Bloem ym. 2017). Kaikkien mikrobien infektiivistä annosta ei tarkkaan tunneta, merkittävimpänä tietopuutteena legionellat, joiden tärkein tartuntareitti on hengitysteitse. Taudinaiheutta-

jan aiheuttamaa riskiä arvioitaessa tulee tietää kyseisen taudinaiheuttajan elinkykyisten ja tartuttavien solujen tai partikkelien määrä altisteessa.

**Taulukko 14.** Taudinaiheuttajien infektiivisiä annoksia (Hokajärvi ym. 2008)

Taudinaiheuttaja	Infektiivinen annos
<i>Campylobacter</i> spp.	500 organismia (maidossa)
<i>Salmonella</i> spp.	>10 000 organismia
<i>Shigella</i> spp.	n. 100 organismia
<i>Yersinia</i> spp.	>10 000 organismia
<i>Vibrio</i> spp.	>10 000 organismia
EHEC	1–100 organismia
Rotavirukset	1–100 partikkelia
Norovirukset	10–100 partikkelia
Adenovirukset	1–100 partikkelia
Astrovirukset	1–100 partikkelia
<i>Cryptosporidium</i> spp.	<10 ookystaa
<i>Giardia</i> spp.	1–100 kystaa

Eräiden taudinaiheuttajien ihmisille aiheuttamia haitallisia vaikutuksia sekä tartuntalähteitä on koottu taulukkoon 15. Vastaavat haittavaikutukset ovat mahdollisia myös puutteellisesti hygienisoidun puhdistamolietetetuotteen maatalouskäytöstä. Eräät taulukossa listatuista taudinaiheuttajista voivat levitä myös ihmisten välillä (puutteellinen käsihygienia) tai zoonoottisten taudinaiheuttajien tapauksessa suoraan sairaasta eläimestä ihmiseen. Zoonoosin osalta myös tartunta lannan kautta on mahdollinen.

**Taulukko 15.** Eri taudinaiheuttajien ihmiselle aiheuttamia oireita sekä tartuntalähteitä. Suluissa on esitetty ihmisille eniten infektioita aiheuttavia lajeja.

	Oireet	Tartuntalähteitä
<b>Bakteerit</b>		
<i>Campylobacter</i> spp. ( <i>C. jejuni</i> , <i>C. coli</i> )	Ripuli, vatsakivut ja kuume (kamylobakterioosi), reaktiivinen niveltulehdus	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet ja vesi, huonosti kypsennetty broilerin liha, pastöroimaton maito, klooraamaton vesi
<i>Clostridium difficile</i> (moniresistentit toksiinia tuottavat kannat)	Vesiripuli, pseudomembranoottinen enterokoliitti	Liittyy usein edeltävään mikrobiolääkehoitoon, kosketustartuntana käsien välityksellä
EHEC	Veriripuli, hemolyyttis-ureeminen oireyhtymä (HUS)	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet ja vesi
<i>Legionella</i> spp. ( <i>L. pneumophila</i> , seroryhmä 1)	Keuhkokuume (legioonalaistauti), Pontiac-kuume	<sup>1</sup> Vesi- ja ilmastointijärjestelmät, multa
<i>Listeria monocytogenes</i>	Listerioosi	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet sekä tyhjiöpakatut, kylmäsavustetut ja graavisuolatut kalatuotteet, pastöroimaton maito ja siitä valmistetut juustot, pastöroidusta maidosta tehdyt pehmeät juustot

	Oireet	Tartuntalähteitä
<b><i>Salmonella</i> spp.</b> ( <i>S. enteritidis</i> , <i>S. typhimurium</i> )	Suolisto- ja yleisinfektioita, reaktiivinen niveltulehdus	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet ja vesi, huonosti kypsennetty tai raaka liha, pastöroimaton maito, idut
<b><i>Yersinia</i> spp.</b> ( <i>Y. enterocolitica</i> , <i>Y. pseudotuberculosis</i> )	Suolisto- ja yleisinfektioita, reaktiivinen niveltulehdus	Saastuneet elintarvikkeet ja juomavesi, kypsennämätön tai puutteellisesti kypsennetty sian liha, kasvikset, raakamaito
<b>Virukset</b>		
<b>Adenovirukset</b>	Hengitystieinfektio, ripuli, erilaiset tulehdukset	Pisara- tai kosketustartunta, ulosteet, ulosteilla saastunut uimavesi
<b>Enterovirukset</b>	Aivokalvotulehdus, sydänlihastulehdus, enterorokko, erilaisia ihottumatauteja, yleistynyt infektio vastasyntyneellä	Ulosteet, pisaratartunta
<b>Norovirukset</b>	Vatsatauti	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet ja vesi, pinnat
<b>Rotavirukset</b>	Vatsatauti	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet ja vesi, pinnat
<b>Alkueläimet</b>		
<b><i>Cryptosporidium</i> spp.</b> ( <i>C. hominis</i> , <i>C. parvum</i> )	Kryptosporidioosi	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet ja vesi
<b><i>Giardia duodenalis</i></b>	Giardiaasi	Ulosteella saastuneet elintarvikkeet ja vesi

Lähteet: THL (2017), Evira (2017b, c, d)

<sup>1</sup>Kaikkia legionellojen tartuntalähteitä ei ole pystytty jäljittämään eikä kaikkia riskityökohteita vielä tiedetä.

### 5.3.3. Riskinarviot

Taudinaiheuttajat voivat vaikuttaa ihmisten terveyteen monien eri mahdollisten altistusreitien kautta, kuten suoran kontaktin, puhdistamolietetuotteella käsitellyn maa-aineksen, syötävän sadon, juomaveden, vesistöjen virkistyskäytön, aerosolien tai pölyn kautta. Mahdollisia altistujia voivat olla niin työntekijät jätevedenpuhdistuslaitoksella tai puhdistamolietteenkäsittelyssä (esim. kompostointi) kuin lietuotteen levittäjä ja lopulta kuluttaja.

Rantanen ym. (2008) ovat selvityksessään käyneet läpi 2000-luvun alkupuolella tehtyjä riskinarvioita (Gale 2005, Westrell ym. 2004, Gale 2003a, Gerba ym. 2002a, Watanabe ym. 2002, Gale ja Stanfield 2001) liittyen käsiteltyjen puhdistamolietteen taudinaiheuttajiin. Niissä on arvioitu mm. seuraavia taudinaiheuttajia tai niiden ryhmiä: rota- ja adenovirus, *E. coli* O157:H7 (EHEC), *Salmonella* spp., *Giardia* spp., *Cryptosporidium* spp., *Listeria monocytogenes*, kampylobakteerit, enterovirukset ja BSE (bovine spongiform encephalopathy eli ns. hullun lehmän tauti). Rantasen ym. (2008) tekemän yhteenvedon mukaan em. riskinarviointien perusteella riskit ovat yleisesti ottaen pieniä. Myös Caringtonin (2001) EU:lle tekemän selvityksen mukaan puhdistamolietetuotteen sisältämät taudinaiheuttajat eivät aiheuta riskiä ihmisille, eläimille tai kasveille maatalouskäytössä, mikäli puhdistamolietteen on käsitelty asianmukaisesti suositeltuja menetelmiä käyttäen (ks. tämän selvityksen kohta 3.3.5). Muulla tavoin käsitellyt puhdistamolietteen voivat aiheuttaa riskiä, jota voidaan minimoida

asettamalla rajoituksia kyseisen pellon sadon käytölle. Tässä selvityksessä käydään läpi joitakin uusimpia riskinarvioita.

## EU

Euroopan komission (European Commission 2010) arvion mukaan puhdistamolietetuotteiden maatalouskäytön aiheuttama taudinaiheuttajariski on vähäinen, mutta ei poissuljettu. Sen mukaan useissa tutkimuksissa on arvioitu puhdistamolietetuotteesta peräisin olevien aerosolien aiheuttamaa riskiä ihmisille puhdistamolietetuotetta käsiteltäessä. Tutkimusten tulokset ovat ristiriitaisia, sillä joidenkin tutkimusten mukaan on olemassa kohonnut riski työntekijöille, kun taas joissakin tutkimuksissa riskiä ei ole havaittu. Riskin olemassaoloa ei kuitenkaan voida sulkea pois. Raportin mukaan ihmisten tautitapaukset ovat useimmiten liittyneet puutteelliseen hygieniaan käsiteltäessä lietetuotetta, eikä sellaisia tautitapauksia ole juuri havaittu, jotka olisivat kiistatta lähtöisin puhdistamolietteen lietedirektiivin mukaisesta maatalouskäytöstä. Uusista mahdollisista puhdistamolieteteissä olevista taudinaiheuttajista mainitaan esim. *E. coli* O157:H7. Voimassa olevan lietedirektiivin asettamia vaatimuksia hygienian suhteen ei kuitenkaan useissakaan maissa koeta riittäviksi ja monien maiden kansallisissa laeissa on EU:n lietedirektiiviä tiukempia hygieniavaatimuksia maatalouskäytössä hyödynnettävälle puhdistamolietteelle.

## Ruotsi

Ruotsissa on toistaiseksi ollut mahdollista levittää käsittelemätöntä puhdistamolietettä maatalousmaahan, mutta viime aikoina taudinaiheuttajien riskin on katsottu olevan sen verran suuri, että Ruotsin Naturvårdsverketin mukaan puhdistamolietteet tulisi käsitellä ennen niiden maahan (sis. peltomaan lisäksi myös metsämaan sekä muun tyyppiset maat) levittämistä (Naturvårdsverket 2013).

## Ranska

Déléry ym. (2006) ovat tehneet alustavan arvion käsittelemättömän nestemäisen puhdistamolietteen aiheuttamasta mahdollisesta riskistä taudinaiheuttajien osalta. Arvioinnissa olivat mukana enterovirus, *Salmonella*, *E. coli* O157:H7 ja *C. parvum*. Arviossa altistujina olivat maanviljelijät ja lähistön ihmiset. Maanviljelijöiden ajateltiin altistuvan nielemällä lietteen levityksessä syntyvää pölyä, kun taas lähistön ihmisten ajateltiin altistuvan syömällä viljelemiään vihanneksia, jotka ovat kontaminoituneet joko aerosolien tai erodoituneen maa-aineksen myötä. Laskennassa on käytetty monia oletuksia, minkä lisäksi kirjoittajat listaavat monia epävarmuustekijöitä. Arvion mukaan lasketut altistukset ovat vähäisiä, suurimpana lähistön ihmisten altistuminen enteroviruksille aerosolien kautta. Kirjoittajien mukaan Ranskassa ei ole ollut pitkään aikaan tautiepidemiaa, joka olisi pystytty suoraan yhdistämään puhdistamolietteen maatalouskäyttöön.

## Kanada/USA/Iso-Britannia

McCarthy ym. (2015) ovat selvityksessään käyneet kattavasti läpi USA:ssa, Kanadassa ja Isonsa-Britanniassa tehtyjä riskinarvioita liittyen puhdistamolietetuotteiden sisältämien taudinaiheuttajien aiheuttamiin riskeihin maatalouskäytössä (Brooks ym. 2012, Viau ym. 2011, Flemming ym. 2009, Tanner ym. 2008, Brooks ym. 2005, Gale 2005, Gale 2003b, Gerba ym. 2002b). Riskinarvioissa on arvioitu mm. seuraavia taudinaiheuttajia tai niiden ryhmiä: enterovirukset, adenovirus, norovirus, *Salmonella* spp., *L. monocytogenes*, *Campylobacter* spp., *E. coli* O157, *C. parvum*, *Giardia*, *C. perfringens*. Selvityksen mukaan em. riskinarvioiden perusteella voidaan riskiä koko väestölle pitää pienenä, mutta riskitaso voi olla kohonnut joissakin ääritapauksissa. Brooks ym. (2005) ja Tanner ym. (2008) arvioivat puhdistamolietetuotteen levityksestä aerosolien kautta aiheutuvaa riskiä työntekijälle. Heidän mukaansa suurin riski oli, jos huonolaatuista puhdistamolietetuotetta levitettiin ilman kunnollisia suojarusteita. Tanner ym. (2008) mukaan riski on yleisesti ottaen suurempi jätevedenpuhdistuslai-

toksen työntekijälle kuin puhdistamolietetuotteen levittäjälle. Flemming ym. (2009) tekemän arvion mukaan pienestä taudinaiheuttajien lapsille aiheuttamasta riskistä (altistusreitteinä maan syöminen, johon on äskettäin levitetty puhdistamolietetuotetta) suurin aiheutui *Cryptosporidium* spp.- ja *Giardia* spp. -alkueläimistä, mikä voinee liittyä näiden taudinaiheuttajien alhaisen infektiivisen annoksen lisäksi myös tutkimuksessa käytettyyn pieneen näytemäärään ja käytettyihin analyysimenetelmiin, jotka eivät erottele infektiivisten eliöiden osuutta eliöiden kokonaislukumäärästä. Brooks ym. (2012) mukaan suurin yksittäinen riski väestölle syntyy, jos suuhun joutuu maata, johon on hiljattain levitetty puhdistamolietetuotetta. Suurin riski koko väestölle liittyi *C. jejuni* -bakteeriin ja enterisiin viruksiin. Riskit kuitenkin pienenevät ajan kuluessa puhdistamolietetuotteen levityksestä niin, että riskit olivat matalia 4 kk päästä ja ollen merkityksettömiä vuoden päästä levityksestä. Näin ollen noudatettaessa sadonkorjuulle asetettuja rajoituksia, riskit on arvioitu pieneksi. Brooks ym. (2012) mukaan puhdistamolietetuotteilla riskit liittyvät lähinnä viruksiin, kun taas lannoilla riskit liittyvät bakteereihin. Viau ym. (2011) tekemän kirjallisuusselvityksen mukaan riskitaso pienenee seuraavassa järjestyksessä, kun puhdistamolietetuotetta levitetään maahan: puhdistamolietetuotteen joutuminen suuhun vahingossa, aerosolin hengittäminen, kontaminoituneen pohjaveden juonti, kontaminoituneen ruuan syönti. Heidän arvionsa mukaan adeno- ja noroviruksen aiheuttama riski aerosolin hengittämisen kautta oli lähes kaksinkertainen verrattuna salmonellan ja enteroviruksen aiheuttamaan riskiin. Viau ym. (2011) tarkastelivat myös tehtyjä epidemiologisia tutkimuksia, joita on vähän ja jotkut ovat puutteellisesti tehtyjä. Tulokset vaihtelivat riippuen tutkimuksen toteutustavasta. Taudinaiheuttajien aiheuttamat riskit voivat kuitenkin vaihdella riippuen paikallisista olosuhteista.

Edellä esitetyt riskinarviot ovat lähinnä keskittyneet suolistoperäisiin taudinaiheuttajiin, mutta äskettäin on tunnistettu myös legionellojen aiheuttama tautiriski. Esimerkiksi Australiassa on havaittu kukkamultien käsittelyyn liittyvä merkittävä kohonnut riski saada *Legionella longbeachae* -lajin aiheuttama legionellakeuhkokuume (O'Connor ym. 2007). Eri materiaaleista kompostoimalla tehtyjen kukkamultien käsittelyyn liittyen legionelloositapauksia on havaittu myös Skotlannissa (Pravin Kumar ym. 2010). Lisäksi Japanissa, USA:ssa, Hollannissa ja Sveitsissä erilaisia multia on tutkittu legionelloosiriskin näkökulmasta (Casati ym. 2009). Edellä mainituissa tutkimuksissa multien raaka-aineina on mainittu mm. erilaiset kasviperäiset materiaalit. Kaikissa tapauksissa raaka-aineita ei ole eritelty, joten ei tarkkaan tiedetä, onko raaka-aineiden joukossa ollut puhdistamolietettä. Legionelloja on kuitenkin löydetty myös eri tavoin käsitellyistä puhdistamolieteteistä (Viau ja Peccia 2009). Tutkimuksen menetelmät eivät kuitenkaan erotelleet elävien solujen määrää. Ongelmalliseksi ilmiön tutkimisen tekee se, että legionelloosit ovat selkeästi alidiagnosoituja infektioita, ja *Legionella*-lajeista mullassa parhaiten säilyvää patogeenista, *Legionella longbeachae*-lajia, ei saada helpoimmilla menetelmillä diagnosoitua infektioiden aiheuttajiksi (Cameron ym. 2016). Riskinarviot legionellojen tautiriskeistä ovat vasta tekeillä.

## 5.4. Antibioottiresistenssi

### 5.4.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen

Maaperään antibioottiresistentit bakteerit ja antibioottiresistenttigeenit voivat päätyä paitsi puhdistamolietepohjaisten lannoitteiden myös tuotantoeläinten lannan levittämisen kautta. Kuten ihmisilläkin, myös eläimillä antibiootit erittyvät elimistöstä lantaan ja virtsaan ja voivat tätä kautta päätyä pelloille (Singer ym. 2016). Antibioottiresistenssiä tuotantoeläimissä ja niiden lannassa on maailmanlaajuisesti tutkittu paljon enemmän kuin jätevedenpuhdistamoilla ja puhdistamolieteteissä ja sitä myös seurataan viranomaisten taholta tarkemmin. Esimerkiksi Suomessa on vuodesta 2002 alkaen ollut Eviran Lääkealan turvallisuus- ja kehittämiskeskus FIMEAn toteuttama antibioottiresistenssin seurantaohjelma, FINRES-Vet (Evara 2018). Ohjelmassa tutkitaan eläinten ja ihmisten välillä leviäviä taudinaiheuttajabakteereiden, eräiden eläimille tautia aiheuttavien bakteerien sekä indikaattoribak-

teerien antibioottierkkyttä. Seurantaan velvoittaa myös Euroopan komissio. Eviran (2017) mukaan suomalaisista tuotantoeläimistä eristetyissä bakteereissa on vähemmän antibioottiresistenssiä kuin EU:ssa keskimäärin.

Tutkimusta antibioottiresistenssigeenien leviämisestä ja pysyvyydestä maaperässä on erittäin vähän. Kiinalaisessa tutkimuksessa puhdistamolietteen ja kananlannan lisäys maaperään näkyi merkittävänä maaperän antibioottiresistenttigeenien määrän ja monimuotoisuuden lisäyksenä 10 kuu-kauden kuluttua lisäyksestä (Chen ym. 2016). Ei kuitenkaan ole sanottua, että puhdistamoliete- tai lantapohjaisen lannoitteen käyttö aina lisäisi antibioottiresistenttien geenien määrää maaperässä tai että ne olisivat siellä pysyviä (Chen ym. 2016). Erittäin tärkeää on huomioida, että tilanne Kiinassa sekä antibioottien että puhdistamolietteiden ja lannan käytön suhteen on täysin erilainen kuin Suomessa. Lisäksi ympäristöolosuhteet ovat hyvin erilaiset. Muualla tehdyistä tutkimuksista ei kannata tehdä kovin pitkälle meneviä johtopäätöksiä, vaan tarvitaan Suomessa tehtyjä tutkimuksia. Suomessa Muurinen (2017) on väitöskirjassaan tutkinut antibioottiresistenssigeenejä tuotantoeläinten tuoreessa ja talven yli varastoidussa lannassa sekä maaperässä lannanlevityksen jälkeen. Tutkimuksissa todettiin, että vaikka antibioottien käyttö tuotantoeläimillä Suomessa on moniin muihin maihin verrattuna vähäistä, löytyi tutkittujen karja- ja sikatilojen eläinten lannasta antibioottiresistenssigeenejä. Lannan säilyttäminen talven yli myös kasvatti määriä eli geenit rikastuivat varastoituun lantaan. Heti levityksen jälkeen otetuista maaperänäytteistä löytyi antibioottiresistenssigeenejä, mutta lähes kaikkien määrät laskivat alle määrittämissä rajojen 6 viikon jälkeen ja kaikkien geenien määrät seuraavaan kävääseen mennessä.

#### 5.4.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle

Antibioottiresistenssistä tulee haitallista, jos antibiootit eivät enää tehoa silloin, kun ihminen tai eläin sairastuu vastustuskykyisten bakteerien aiheuttamaan infekioon. Pahimmassa tapauksessa tämä voi johtaa kyseisen yksilön kuolemaan. On kuitenkin muistettava, että pelkästään antibioottiresistenttigeenien tai antibiooteille resistenttien bakteerien esiintyminen maaperässä ei ole suoranainen haitta ihmiselle tai ympäristölle. Antibioottiresistenssigeenin tulee esiintyä sellaisessa bakteerissa, joka kykenee siirtymään ihmiseen tai eläimeen ja lisääntymään näiden elimistössä ja aiheuttamaan infektion (Manaia 2017). Suurimman riskin ihmiselle aiheuttaa sellainen bakteerikanta, jonka infektoiva annos on alhainen, joka kantaa viimeiselle vaikuttavalle antibiootille vastustuskykyistä geeniä ja joka kykenee siirtymään ihmiseen ja lisääntymään elimistössä (Manaia 2017). Esimerkkinä vakavista antibioottiresistentin haittavaikutuksista on sairaalabakteeri MRSA (eli metisilliini-antibiootille resistentti *Staphylococcus aureus* -bakteeri), jossa tavallinen ihon ja nenän limakalvolla esiintyvä bakteerilaji, *S. aureus*, on kehittynyt resistentiksi beetalaktaamiryhmän antibiooteille, kuten penisilliineille (Evara 2018). Tällä hetkellä kolistiiniresistenssin yleistymistä pidetään maailmanlaajuisesti hyvin huolestuttavana (Evara 2018). Sen vakavin seuraus on siirtyminen eläimistä ihmisiin, sillä kolistiini on antibiootti, jota käytetään ihmisen vaikeissa bakteeri-infektioissa viimeisenä mahdollisena lääkkeenä. Kolistiiniresistenssin on todettu lisääntyneen ja tästä syystä Euroopan lääkevirasto on antanut suosituksia kolistiinin käytön vähentämiseksi eläinlääkinnässä (EMA 2016).

#### 5.4.3. Riskinarviot

Maaperässä antibioottiresistenssin riskit voivat kohdistua (villi)eläimiin, (viljely)kasveihin, pintavesiin, pohjavesiin sekä pelloilla ja viheralueilla työskenteleviin ihmisiin (Singer ym. 2016). Lisäksi pölyhiukasten ja aerosolien leviämisen kautta antibiooteille resistentit geenit voivat levitä kauaskin itse lannoitevalmisteen levittämispai-kaasta. Antibioottiresistenssin aiheuttaman riskin arvioiminen on kuitenkin äärimmäisen haasteellista. Riskiä haittavaikutusten toteutumiseksi kasvattaa antibioottien, biosidien ja raskasmetallien esiintyminen maaperässä. Nämä ylläpitävät maaperässä valintapainetta, jolloin bakteereille on hyödyllistä säilyttää antibioottiresistenttigeeniä perimässään. Mitä pysyvämpiä

antibioottiresistenttiseen maaperässä ovat, sitä suurempi on todennäköisyys, että antibioottiresistenttiseen voivat siirtyä ihmisiä tai eläimiä alhaisella annoksella infektoivien bakteerien perimään. Tämä johtaa lopulta antibioottien tehon heikkenemiseen sairauksien hoidossa.

Antibioottiresistenssin kvantitatiiviseen riskien arviointiin ei ole vielä kehitetty menetelmää (Manai 2017). Lisäksi monia antibioottiresistenssin riskiin vaikuttavia asioita ei vielä tiedetä. Riskien arvioinnissa on esimerkiksi tärkeää tietää antibiooteille resistenttien bakteerien infektoivat annokset ihmiselle tai eläimelle. Tämä tieto on saatavilla vain harvoille bakteereille, mutta niilläkään ei tiedetä, ovatko infektoivat annokset samoja kuin antibioottiresistenttiä geeniä kantavilla klooneilla (Manai 2017). Asian vakavuus huomioon ottaen on Manain ym. (2017) mukaan tarpeen käyttää varovaisuusperiaatetta pyrkimällä ehkäisemään sellaisia tilanteita, joissa antibioottiresistenssi pääsisi leviämään ihmiselle infektoivia aiheuttaviin bakteereihin.

## 5.5. Mikromuovit

### 5.5.1. Kulkeutuminen ja hajoaminen

Erään arvion mukaan mikromuoveja päätyisi pelloille Euroopassa miljoonaa asukasta kohden 125–850 tonnia vuosittain (Hurley ja Nizzetto 2018). Kokonaisuudessaan Euroopassa olisi siis 63 000–430 000 tonnia/vuosi ja Suomessa 700–4700 tonnia/vuosi. Tanskassa on arvioitu, että jätevedenpuhdistamolle tulee 1100–5100 tonnia mikromuoveja vuodessa. Näistä 5–16 tonnia päätyy puhdistetun jäteveden mukana vesistöihin ja 1000–3100 tonnia mädätetyn lietteen mukana ympäristöön. Massataseesta puuttuvan osuuden arveltiin johtuvan analytiikan epätarkkuudesta tai joidenkin mikromuovien hajoamisesta puhdistusprosessissa. Polyamidin eli nailonin määrä mädätetyssä lietteessä oli selvästi vesifaasia matalampi mikä voi tarkoittaa sen hajoamista anaerobisessa käsittelyssä. Toisaalta ero voi johtua myös siitä, että nailon on niin kevyttä, ettei se pidä lietteeseen vaan pysyy vesifaasissa. Mikromuovien pitoisuusmittauksista on kuitenkin vielä niin vähän dataa, että kovin tarkkaa arviota maaperään jätevedenpuhdistamoilta päätyvistä mikromuovimääristä ei voida tehdä.

Pelloille ja maaperään päätyy mikromuoveja monia eri reittejä, joista puhdistamolietepohjaiset lannoitteet ovat vain yksi lähde (Hurley ja Nizzetto 2018, Duis ja Coors 2016). Muita lähteitä ovat esimerkiksi polymeeriset katteet, kasvihuoneet ja kasvutunnelit, joista voi irrota palasia maaperään, jossa ne voivat hajota edelleen pienemmiksi partikkeleiksi. Lisäksi roskaamisen kautta maaperään päätyy isompia muovinpalasia, jotka voivat hajota pienemmiksi. Myös tuulen mukana ja kaukokulkeutumana voi pelloille päätyä mikromuoveja. Vesistöissä olevat mikromuovit voivat joutua pelloille, jos vettä käytetään kasteluun tai jos pintavedet nousevat pelloille tulvien aikana. Maaperässä ja erityisesti peltomaissa on siis hyvin todennäköisesti ainakin jonkinlainen taustapitoisuus mikromuoveja, vaikkei sitä lannoitettaisi puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla. Tämä todettiin myös Tanskassa tehdyssä tutkimuksessa, jossa todettiin mikromuovien mediaanipitoisuuden olevan noin kaksi kertaa suurempi (12 mg/kg) peltomaissa, joissa puhdistamolietettä ei ollut käytetty kuin puhdistamolietteellä lannoitetuilla peltomailla (5,8 mg/kg) (Danish EPA 2017). Vaihteluväli painoprosentteina oli 0,0001–0,001 %. Näytteitä kerättiin viidestä peltomaasta, joita oli lannoitettu puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla ja viidestä, joissa puhdistamolietepohjaisia lannoitteita ei ollut käytetty. Kirjoittajien mukaan tämä todennäköisesti johtui mittausten menetelmien epävarmuudesta, sillä maaperästä erotettujen mikromuovipartikkeleiden määrä näytteissä oli alhainen. Maaperästä erotetut mikromuovit olivat pääosin polyeteeniä (PE) ja polypropyleeniä (PP). Tutkimuksessa arvioitiin karkeasti, että yksi 10,4 tonnin annos kuivattua puhdistamolietettä hehtaarille tuplaisi maaperän mikromuovien määrän taustapitoisuuteen verrattaessa. Suomessa ei ole mitattu peltomaiden tai muiden maiden mikromuovien määrää.

Tutkimuksia mikromuovien kulkeutumisesta ja hajoamisesta maaperässä on vielä vähän. Mikromuovit sijaitsevat pääosin maanpinnalla tai maaperän ylimmissä kerroksissa. Maanpinnalla olevat



muovit altistuvat UV-säteilylle, joka aiheuttaa niiden haurastumista ja hajoamista (Duis ja Coors 2016). Erityisesti kuitumaiset ja kevyet mikromuovit voivat myös kulkeutua tuulen mukana ja haurastua kulkeutumisen aikana (Hurley ja Nizzetto 2018). Maaperässä muovipartikkelit voivat hajota tai rapautua muokkausten yhteydessä tai veden vaikutuksesta (Hurley ja Nizzetto 2018, Rillig ym. 2017).

Synteettisten polymeerien ajatellaan olevan ympäristössä hajoamattomia tai hajoavan erittäin hitaasti. Tutkimuksissa on kuitenkin todettu, että polyeteeni (PE) voi hajota kastematojen suolistossa (Huerta Lwanga ym. 2018). Huerta Lwanga ym. (2016) altistivat kastematoja (*Lumbricus terrestris*) < 150 µm kokoisille LDPE-muovihiukkasille. Kastematojen suolistossa mikromuovit hajosivat < 50 µm kokoisiksi. Huerta Lwanga ym. (2018) eristivät bakteereita kastematojen suolistosta ja totesivat, että 21 päivän inkuboinnin aikana 60 % LDPE-mikromuovipartikkeleista hajosi pienemmiksi partikkeleiksi. Inkuboinnin aikana havaittiin syntyvän myös useita haihtuvia alkaaneita (oktadekaani, eikosaani, dokosaani ja trikosaani) todennäköisesti LDPE:n hajoamisen sivutuotteina. Tämä on osoitus siitä, että joidenkin muovilaatujen biohajoaminen on mahdollista.

Maaperässä mikromuovien siirtyminen maaperässä syvemmälle voi tapahtua veden virratessa maaperän lävitse erityisesti isompien huokosten kautta. Suuria huokosia voi syntyä kasvien juurien aiheuttamana, maaperän halkeamisesta kuivuuden tai lämpötilan vaihteluiden takia tai eläimien (kastemadot, myyrät jne.) muodostamien käytävien kautta (Rillig ym. 2017). Huerta Lwanga ym. (2017) totesi tutkimuksessaan, että kastemadot (*Lumbricus terrestris*) siirtävät maanpinnalla olevia mikromuovihiukkasia syvemmälle maaperään ja erityisesti mikromuovit kertyvät matojen muodostamien käytävien seinille. Käytävien seinämitä mikromuovit voivat huuhtoutua veden mukana syvemmälle maaperään tai salaojiin. Lisäksi on viitteitä siitä, että eliöstön, kuten kastematojen, lierojen ja hyppyhäntäisten mukana mikromuovit kulkeutuvat syvemmälle maaperään (Zhu ym. 2018, Huerta Lwanga ym. 2017, Rillig ym. 2016). Kulkeutuminen voi tapahtua ulkoisesti mikromuovien tarttuessa eliöiden ulkopintaan tai sisäisesti niiden syödessä ja erittäessä mikromuoveja. Pienempien mikromuovien on todettu kulkeutuvat kastematojen vaikutuksesta isompia mikromuoveja helpommin syvemmälle maaperään (Huerta Lwanga ym. 2017, Rillig ym. 2016). Mitä pienempi partikkeli sitä suurempi on todennäköisyys, että se voi kulkeutua maaperän lävitse pohjaveteen ja näin päätyä esimerkiksi ihmisten juomaveteen. Laboratoriokokeissa on todettu, että 0,11–0,468 µm kokoiset muovihiukkaset kulkeutuvat varsin helposti maa-aineksen läpi (Rillig ym. 2017). Pohjavesitutkimuksia mikromuovien esiintymisestä ei löydetty. Kulkeutumiskokeet on tehty laboratoriossa mesokosmoskokeina käyttäen pääosin symmetrisiä mikromuovipartikkeleita. Kuten aiemmin on todettu, lietteeseen päätyy jätevedenpuhdistamoilla merkittäviä määriä kuitumaisia mikromuoveja. Tutkimusta siis tarvitaan lisää erityisesti kuitumaisien partikkelien kulkeutumisesta ja vaikutuksista. On viitteitä siitä, että tekstiilikuidut ovat maaperässä hyvin pysyviä ja vaikka ne kulkeutuvat ajan saatossa syvemmälle maaperään on kulkeutuminen hidasta (Zubris ja Richards 2005).

### 5.5.2. Haitalliset vaikutukset ihmiselle ja ympäristölle

Mikromuovien vaikutuksista ihmisten terveyteen ei löydetty tutkimustietoa. Ympäristön eliöille mikromuovit voivat aiheuttaa fyysikaalista haittaa (mm. suoliston haavaumat tai kertyminen ruuansulatusjärjestelmään), mutta myös muovien monomeerit tai lisäaineet, kuten pigmentit, palonestoaineet, antimikrobiset yhdisteet ja pehmentimet, voivat olla haitallisia eliöille (Duis and Coors 2016). Esimerkiksi polykarbonaatin ja epoksihartsin sisältämä bisfenoli-A sekä erityisesti PVC:n pehmentiminä käytetyt ftalaatit voivat häiritä eliöiden normaalia hormonitoimintaa. Muovit voivat sisältää myös bromattuja palonestoaineita, joista monet ovat ympäristössä pysyviä ja kertyvät eliöihin. Muovihiukkasten pintaan voi jätevedessä, puhdistusprosessin aikana tai ympäristössä kiinnittyä haitallisia metalleja, orgaanisia haitta-aineita tai taudinaiheuttajia (Hodson ym. 2017, Duis ja Coors 2016). Hiukkasten mukana nämä aineet voivat kulkeutua ympäristöön ja eliöihin ja aiheuttaa itse muovihiukasta haitallisempia vaikutuksia. Mikromuoveihin on todettu adsorboituvan ainakin nonyylifenoleja, PAH-yhdisteitä, polykloorattuja bifenyylejä (PCB) ja polybromattuja difenyyliettereitä (PBDE) (Duis ja

Coors 2016). Haitallisten kemikaalien adsorboituminen ja desorptio partikkeleista riippuu polymeeri-laadusta. Lisäksi partikkelien hajoaminen, haurastuminen, rikkoutuminen ja pinnalle adsorboituva isomolekyylinen orgaaninen aines tai biofilmin muodostuminen muuttavat partikkelien pinnan ominaisuuksia kuten pintavarausta ja vaikuttavat aineiden adsorptio/desorptio-reaktioihin.

Symmetristen mikromuovien on laboratorio-olosuhteissa todettu päätyvän maaperästä kastematoihin (Hodson ym. 2017, Rodriguez-Seijo ym. 2017). Kastematojen suuaukko on n. 3 mm kokoinen ja niiden on todettu luonnonolosuhteissa suosivan ravintonaan 500–1500 µm kokoisia maapartikkeleita (Rodriguez-Seijo ym. 2017). Ne pystyvät siis hyvin nielemään mikromuoveja. Meriympäristössä on todettu, että mikromuovit voivat siirtyä ravintoketjussa ylöspäin (Duis ja Coors 2016). Meriympäristössäkään ei ole vielä tietoa siitä, tapahtuuko ravintoketjussa biomagnifikaatiota eli kasvavtko mikromuovien pitoisuudet eliöissä ravintoketjussa ylöspäin mentäessä (Duis ja Coors 2016). Vastaavaa ei ole maaympäristössä tutkittu. Tämänhetkisten tutkimusten mukaan mikromuovien ei ole todettu kerääntyvän maaperän eliöihin vaan esimerkiksi kastemadot pystyvät poistamaan mikromuoveja ulosteen kautta. Vesikirpulle (*Daphnia magna*) tehdyissä tutkimuksissa on todettu, että hyvin pienet mikro- ja nanomuovit (< 1 µm) voivat läpäistä suoliston epiteelikerroksen (Duis ja Coors 2016). Maaperän eliöillä vastaavaa ei ole tutkittu. Tutkimuksissa on kuitenkin havaittu lierojen (*Eisenia andrei*) suolistossa mikromuovien aiheuttamia haavaumia ja erilaisia infektio-oireita (Rodriguez-Seijo ym. 2017). Altistuminen mikromuoveille (250–1000 µm) pitoisuuksissa 62,5–1000 mg/kg ka ei kuitenkaan lisännyt lierojen kuolleisuutta, vaikuttanut kasvuun tai lisääntymiseen. Kokalj ym. (2018) eivät havainneet muovipusseista tai kosmetiikasta peräisin olevilla mikromuoveilla mitään vaikutusta siirojen (*Porcellio scaber*) ravinnonsaantiin, painoon, kuolleisuuteen tai energiavarastoihin 14 vuorokauden tutkimusjakson aikana. Kroonisia vaikutuksia tulisi kuitenkin tutkia tarkemmin ja pidemmällä vaikutusajalla. Vaikka haitallisia vaikutuksia on laboratorio-olosuhteissa todettu, on liian varhaista sanoa, mitkä ovat mikromuovien haitattomat ympäristöpitoisuudet maaperässä.

Vaikka mikromuovit itsessään eivät kerääntyisi eliöihin tai aiheuttaisi haitallisia vaikutuksia, voivat niiden rakenteissa olevat tai pintaan adsorboituvat haitalliset aineet näin tehdä. Jos mikromuovien pinnalla on haitallisia aineita, riippuu niiden päätyminen eliöön siitä, kuinka helposti ja nopeasti aineet desorptoituvat muovipartikkelista sen liikkuessa eliön lävitse. Vesieliöillä tehdyissä tutkimuksissa on todettu, että nämä haitalliset aineet voivat siirtyä eliöihin, jos ne altistuvat mikromuoveille (Duis ja Coors 2016). Esimerkiksi PAH-, PCB- ja PBDE-yhdisteiden on todettu siirtyvän mikromuoveista ja kertyvän kaloihin. Maaperäeliöillä tehtyjä tutkimuksia ei juuri ole. Hodson ym. (2017) totesivat, että HDPE-mikromuovipartikkeleihin adsorboitunut sinkki oli maa-ainekseen sitoutunutta sinkkiä biosaatavampi kastemadoille. Tutkimuksessa todettiin kuitenkin, ettei sinkki kertynyt kastematoihin eikä mikromuoveilla (pitoisuus 236–4505 mg/kg) ollut vaikutusta eliöiden kuolleisuuteen tai kasvuun. Ilmiö voi kuitenkin olla samansuuntainen haitallisemmille metalleille. On mahdollista, että mikromuovit maaperässä lisäävät metallien haitallisuutta eliöille.

Kasvien suhteen ei juuri ole tutkimustietoa mikromuovien haitallisuudesta. Vahva oletus kuitenkin on, että mikromuovit eivät päätyisi kasveihin (Hurley ja Nizzatto 2018). Mikromuovit voivat kuitenkin heikentää kasvuolosuhteita maaperän ominaisuuksia muuttamalla.

Maanpinnalla olevat mikromuovit voivat päätyä myös laiduntavien eläinten ravinnon mukana niiden elimistöön. Tutkimusta tästä ei juuri ole. Meksikolaisessa tutkimuksessa todettiin, että kanat saivat elimistöönnsä mikromuoveja maaperästä (Huerta Lwanga ym. 2017). Niitä kerääntyi myös kanojen kivipiiraan, jota paikallisesti käytetään myös ihmisten ravinnoksi.

### 5.5.3. Riskinarviot

Meriympäristössä selkärangattomille on laskettu akuutti LOEC-pitoisuus  $3 \times 10^5$  ja krooninen LOEC  $\leq 2,6 \times 10^5$  mikromuovipartikkelia litrassa (Duis ja Coors 2016). Maaympäristössä tehtyjä riskinarvioita mikromuoveille ei löydetty. Maaperässä mikromuoveilla on myös vaikutusta maaperän ominaisuuksiin, joilla voi olla vaikutusta eliöiden käyttäytymiseen. Esimerkiksi hyppyhäntäisillä on todettu, etteivät ne todennäköisesti syö mikromuoveja, mutta mikromuovien esiintyminen maaperässä saattaa muuttaa niiden syömiskäyttäytymistä niin, että suoliston bakteerikannassa havaitaan muutoksia (Zhu ym. 2018). Tämä taas vaikuttaa kudosten typen ja hiilen pitoisuuksiin. Eliön suoliston mikrobikannalla on suuri merkitys sen terveyteen, metaboliaan, vastustuskykyyn ja ravinteiden hyötykäyttöön.

Tanskalaisessa tutkimuksessa mädätetyt ja kuivatut lietteet sisälsivät mikromuoveja 0,7 % (Danish EPA 2017). Maaperässä vaihteluväli painoprosentteina oli 0,0001–0,001 % ja pitoisuudet olivat noin 1,4–15 mg/kg luokkaa. Vaikutustutkimuksissa testatut pitoisuudet ovat olleet  $> 60$  mg/kg ja  $\geq 7$  paino-% (Hodson ym. 2017, Huerta Lwanga ym. 2017, Rodriguez-Seijo ym. 2017). Näissäkin pitoisuuksissa vaikutukset eliöihin ovat olleet vähäisiä tai niitä ei ole havaittu ollenkaan.

## 6. Riskitasot Suomessa

### 6.1. Haitallisten metallien esiintyminen ja riskitasot

#### 6.1.1. Kenttä- ja astiakokeiden tuloksia

Suomessa on tutkittu 2000-luvulla muutamissa kenttä- ja astiakokeissa erilaisten lietepohjaisten lannoitevalmisteiden käyttökelpoisuutta lannoitevalmisteena. Tässä esitetään pääpiirteet näiden kokeiden tuloksista.

Lehtonen ym. (2003) tutkivat biojäte- ja lietekompostien laatua sekä lannoitus-, maanparannus- ja ympäristövaikutuksia ohran, heinäurmen ja apilanurmen viljelyssä vuosina 2000–2002. Kenttäkokeissa kompostit annosteltiin fosforin varastolannoituksena. Tutkittujen kompostien haitallisten metallien pitoisuudet alittivat selvästi silloisen lainsäädännön raja-arvot. Tulosten mukaan kompostien käytön aiheuttamat muutokset maan raskasmetallipitoisuuksissa olivat hyvin pieniä. Myös sadon mukana poistuneet raskasmetallimäärät olivat yleisesti ottaen samaa suuruusluokkaa kuin väkilannoitetuilla koeruuduilla. Jatkuvassa käytössä maan raskasmetallikuormitus saattaa kuitenkin kirjoittajien mukaan muodostua riskitekijäksi.

Halinen ym. (2007) tutkivat 2003–2005 erilaisten kompostien (biojäte-, biojäte-liete- ja lantakomposti) vaikutuksia kasvien sadontuottoon ja maaperän ravinnetilaan, raskasmetallipitoisuuteen sekä mikrobiologisiin ominaisuuksiin. Tutkituissa komposteissa haitallisten metallien kokonaispitoisuudet olivat alhaisia, mutta suuri osa niistä oli liukoisessa muodossa. Komposteilla ei kuitenkaan havaittu välittömiä haitallisia vaikutuksia maan raskasmetallipitoisuuteen eivätkä kompostikäsitellyt koeruudut poikenneet käsittelemättömistä ruuduista haitallisten metallien suhteen. Komposteilla ei myöskään arvioitu olevan pitkäaikaista negatiivista vaikutusta maan mikrobiologiseen toiminnallisuuteen. Tutkimuksen mukaan komposteista aiheutunut haitallisten metallien kuormitus oli vähäistä, mutta kadmiumin kuormitus ylittyi suuremmalla levitysmäärällä (46 t/ha) käytettäessä puhdistamolieteperäistä kompostia.

Tontti ym. (2010) tutkivat vuosina 2008 ja 2009 mädättehohjaista lannoitevalmisteita ohran lannoituksessa ja viheraluekäytössä. Tutkimuksessa mukana olleet maanparannuskomposti sekä maanparannusrae sisälsivät sekä biojätettä että puhdistamolietettä. Kokeessa käytettyjen tuotteiden haitallisten metallien pitoisuudet alittivat kansallisen lainsäädännön raja-arvot. Tutkimuksen perusteella haitallisten metallien kertymistä voi tapahtua, jos käytettävät levitysmäärät tutkituilla tuotteilla ovat suuret. Kirjoittajat toteavatkin, että on tärkeää minimoida tuotteen mukana peltoon kulkeutuvien haitallisten metallien määrä ja on varmistuttava, ettei suurin sallittu kadmiumkuormitus ylitä.

Tontti ym. (2012, 2017) tutkivat puhdistamolietetuotteiden vaikutuksia peltokasvikokeissa vuosina 2010–2011 ohralla ja kevätevehnällä. Tutkitut puhdistamolietetuotteet olivat 1) mädätetty ja kuivattu liete, 2) mädätetty ja turpeen kanssa tunnelikompostoitu liete, 3) termofiilisesti mädätetty ja kuivattu lieteseos ja 4) mädätetty ja termisesti pelletöity ureatäydennetty liete. Tutkimuksessa ohran kenttäkokeessa käytetyn lietekompostin lyijypitoisuus ylitti kansallisen lainsäädännön raja-arvon. Kirjoittajat suosittelevatkin haitallisten metallien analysointia lannoitukseen menevistä lietekompostin eristä. Lannoituskäsittelyt eivät pääsääntöisesti vaikuttaneet sadonkorjuun jälkeen mitattuihin peltomaan pintakerroksen haitallisten metallien pitoisuuksiin. Ainoastaan vehnäkokeessa sinkin pitoisuus nousi puhdistamolieteteräksittelyssä muita lannoituskäsittelyjä korkeammalle, mutta muutos ei kuitenkaan näkynyt jyvänäytteiden pitoisuuksissa.

Yksivuotisilla astiakokeilla tutkittiin vuosina 2012–2014 puhdistamolietepohjaisen fosforin käyttökelpoisuutta kasveille (Ylivainio ym. 2018). Väkilannoitefosforiin (superfosfaatti) verrattuna puhdistamolietetuotteiden sisältämät haitallisten metallien pitoisuudet (nikkeli, koboltti, kromi, lyijy, kadmium, arseeni) fosforikiloa kohden olivat suuremmat, mutta ohran haitallisten metallien pitoisuuksiin sillä ei kuitenkaan ollut vaikutusta. Haitallisten metallien pitoisuuksien kohoamista ei havaittu

myöskään ohran oljissa, mikä osoittaa, että puhdistamolietepohjaiset haitalliset metallit kulkeutuvat heikosti kasvien maanpäällisiin osiin. Keväällä 2018 päättyneessä PProduct-hankkeessa ei myöskään ole havaittu kohonneita haitallisten metallien pitoisuuksia ohrassa tai raiheinässä puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käytön seurauksena.

### 6.1.2. Riskitason arviointi

Puhdistamolietteiden sisältämien haitallisten metallien riskiä Suomen oloissa arvioitiin tässä työssä laskemalla kadmiumin, lyijyn ja elohopean pitoisuuksien kehitys maaperässä, kasvissa ja valumavedessä 100 vuoden päähän, kun puhdistamolietepohjaista lannoitevalmistetta käytetään ainoana fosforilähteenä vehnälle. Fosforilannoitustasona käytettiin 10 kg/ha/v. Puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden fosforipitoisuutena käytettiin 21 350 mg/kg kuiva-ainetta ja kuiva-ainepitoisuutena 30 %. Nämä arvot laskettiin hyödyntäen puhdistamolietettä sisältävien maanparannusaineiden tuoteselostetietoja (n= 31). Laskennassa käytetyt parametrit on esitetty taulukossa 16.

Maa-vesi-jakautumiskerroin  $K_d$  (distribution coefficient) kuvaa aineen jakautumista maa-perän ja maaveden välillä. Suuri jakautumiskertoimen arvo tarkoittaa, että haitta-aine sitoutuu voimakkaasti maa-ainekseen eikä kulkeudu helposti maaperässä. Jakautumiskerroin on haitta-ainekohtainen ja riippuvainen maaperän ominaisuuksista (esim. pH, orgaanisen aineksen määrä, hapetus-pelkistysolot). Kasvikohtaiset siirtokertoimet maasta kasveihin taas kuvaavat sadon haitallisen metallin pitoisuuden suhdetta maaperän haitallisen metallin kokonaispitoisuuteen. Fosforilähteenä käytetyn puhdistamolietetuotteen kadmiumin, lyijyn ja elohopean pitoisuuksina käytettiin vuoden 2016 Eviran (2017a) lannoitevalmistevalvonnessa mitattuja keskimääräisiä pitoisuuksia sekä lainsäädännön sallimia enimmäispitoisuuksia. Oletuksena on, ettei puhdistamolietetuotteen käyttö muuta maaperän orgaanisen hiilen pitoisuutta ja pH:ta ja siten kadmiumin, lyijyn ja elohopean liukoisuuksia maassa.

**Taulukko 16.** Laskennassa käytetyt parametrit. (ka = kuiva-aineessa)

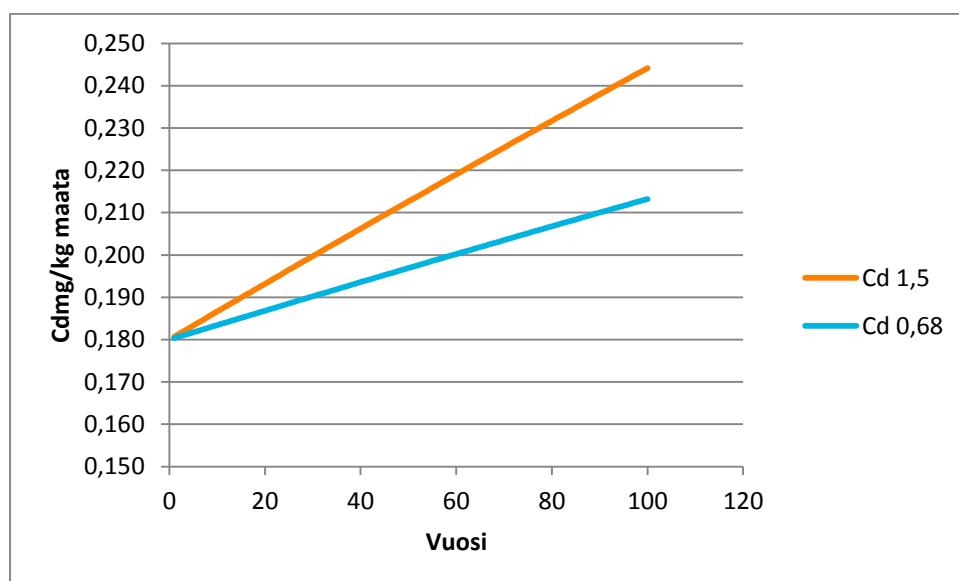
	Kadmium	Lyijy	Elohopea
<b>Maan keskimääräinen pitoisuus (mg/kg ka)</b>	0,18 <sup>1</sup>	8,6 <sup>7</sup>	0,047 <sup>7</sup>
<b>Puhdistamolietteen pitoisuus (mg/kg ka)</b>	0,68 (n=11) <sup>11</sup> 1,5 <sup>12</sup>	13,9 (n=11) <sup>11</sup> 100 <sup>12</sup>	0,36 (n=2) <sup>11</sup> 1,0 <sup>12</sup>
<b>Laskeuma (g/ha/v)</b>	0,35 <sup>2</sup>	8,6 <sup>2</sup>	0,052 <sup>8</sup>
<b>Kalkitus (kg/ha/v)</b>	400	400	400
<b>Kalkitusaineen pitoisuus (mg/kg ka)</b>	0,15 <sup>2</sup>	1,5 <sup>2</sup>	0,01 <sup>2</sup>
<b>Jakautumiskerroin <math>K_d</math> (l/kg)</b>	4775 (maan pH 6, hiilipitoisuus 4,75 %) <sup>1</sup>	15900 <sup>4</sup> (hiekkainen maa)	3000 (savipitoisuus 35 %, orgaanisen aineksen pitoisuus 10 %) <sup>5</sup>
<b>Siirtokerroin kasvi/maa</b>	0,1296 (kevävehnä) <sup>10</sup>	0,001 <sup>6</sup> (vehnä)	0,025 <sup>5</sup> (ohra ja vehnä)

	Kadmium	Lyijy	Elohopea
<b>Sato (kg/ha)</b>	3750 (vehnä, 14 % kosteudessa, satojen keskiarvo 2010–2014) <sup>9</sup>	3750 (vehnä, 14 % kosteudessa, satojen keskiarvo 2010–2014) <sup>9</sup>	3750 (vehnä, 14 % kosteudessa, satojen keskiarvo 2010–2014) <sup>9</sup>
<b>Huuhtouma (m<sup>3</sup>/ha/v)</b>	2000 <sup>3</sup>	2000 <sup>3</sup>	2000 <sup>3</sup>
<b>Eroosio (kg/ha/v)</b>	500 <sup>3</sup>	500 <sup>3</sup>	500 <sup>3</sup>

<sup>1</sup>Mäkelä-Kurtto ym. (2003), <sup>2</sup>Mäkelä-Kurtto ym. (2007b), <sup>3</sup>Finnish Environment Institute (2000), <sup>4</sup>Lahdenperä (2014), <sup>5</sup>Sheppard ym. (2011), <sup>6</sup>Mäkelä-Kurtto ym. (2007a), <sup>7</sup>Mäkelä-Kurtto ym. (2007c), <sup>8</sup>Kyllönen ym. (2012), <sup>9</sup>Luke Tilastot 2015, <sup>10</sup>Smolders (2013), <sup>11</sup>Evira (2017a), <sup>12</sup>MMMa24/11.

### Kadmium

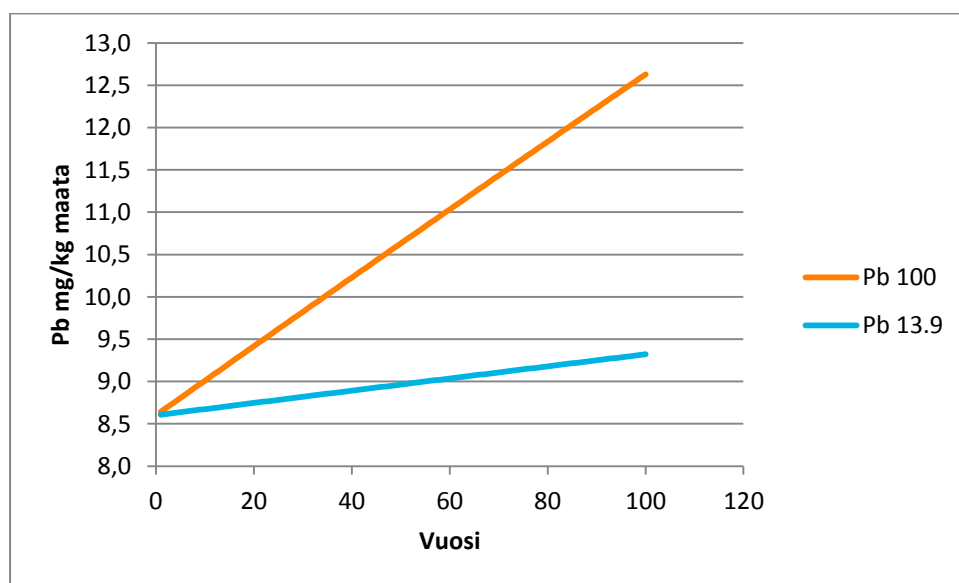
Keskimääräisellä puhdistamolietepohjaisten maanparannusaineiden kadmiumpitoisuudella (0,68 mg/kg ka), maahan lisättiin mallinnuksessa vuosittain 0,53 g/ha kadmiumia. Suomen lannoitevalmistelain sallimalla kadmiumin maksimipitoisuudella (1,5 mg/kg ka), vuosittainen annos olisi 1,17 g/ha. Puhdistamolietepohjaisia maanparannusaineita ei saa käyttää, jos peltomaan kadmiumpitoisuus on suurempi kuin 0,5 mg/kg. Suomen peltomaan keskimääräinen kadmiumpitoisuus on raja-arvosta tällä hetkellä noin 36 %, ja tämänhetkisten maanparannusaineiden kadmiumpitoisuuksien vaikutuksesta kadmium lisääntyisi maassa 0,18:sta 0,21:een mg/kg maata sadan vuoden aikana (kuva 6). Mikäli orgaanisten lannoitevalmisteiden kadmiumpitoisuus on lannoitevalmistelain sallima maksimipitoisuus, maan kadmiumpitoisuus lisääntyisi sadassa vuodessa noin 30 % ja olisi noin puolet lannoitevalmistelain asetuksen raja-arvosta. Mallinnetut pitoisuudet ovat alhaisempia kuin useimmat arvioit PNEC-pitoisuudet 0,42–1,15 mg/kg maata (Eriksen 2009, Sternbeck ym. 2013, Kraus ja Seis 2015). Heinäsirkan avulla määritetty PNEC-arvo (0,06 mg/kg) (Finnish Environment Institute 2000, Mäkelä-Kurtto ym. 2003) on alhaisempi kuin Suomen viljelymaiden keskimääräinen kadmiumpitoisuus, ja täten mallinnetut pitoisuudet nostavat lähtötilanteen kolminkertaisen ylityksen nelinkertaiseksi.



**Kuva 6.** Kadmiumin pitoisuuden muutokset peltomaassa 20 cm pintakerroksessa, jos fosforilannoitus (P 10 kg/ha) annetaan maanparannusaineella, jonka kadmiumpitoisuus on 0,68 Cd mg/kg ka tai 1,5 Cd mg/kg ka.

## Lyijy

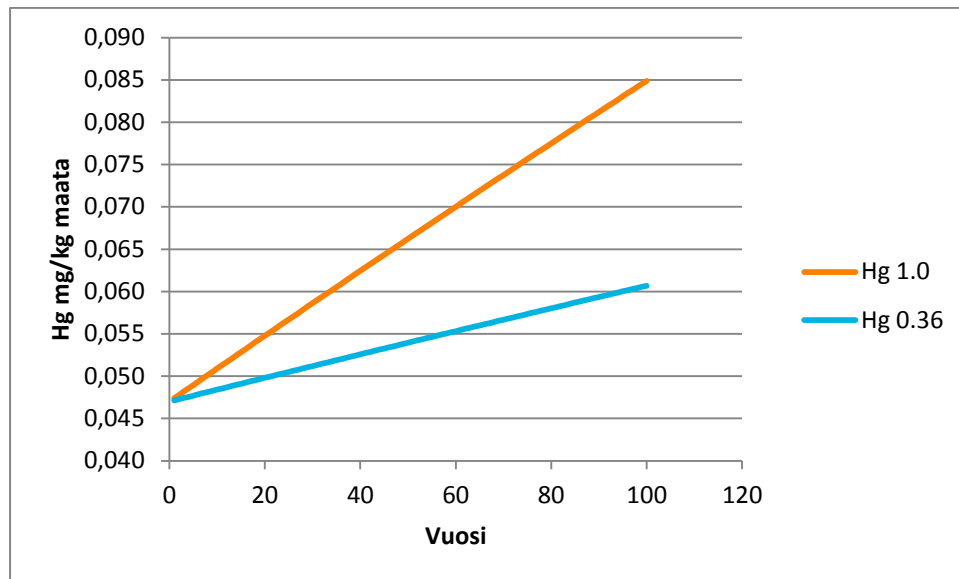
Keskimääräisellä puhdistamolietepohjaisten maanparannusaineiden lyijypitoisuudella (13,9 mg/kg ka), maahan lisättiin mallinnuksessa vuosittain 10,9 g/ha lyijyä. Suomen lannoitevalmistelain sallimalla lyijyn maksimipitoisuudella (100 mg/kg ka), vuosittainen annos olisi 78,1 g/ha. Puhdistamolietepohjaisia maanparannusaineita ei saa käyttää, jos peltomaan lyijypitoisuus on suurempi kuin 60 mg/kg. Suomen peltomaan keskimääräinen lyijypitoisuus on raja-arvosta tällä hetkellä noin 14 %, ja tämän hetkisten lyijypitoisuuksien vaikutuksesta lyijyn lisääntyminen maassa olisi 8 %. Mikäli orgaanisten lannoitevalmisteiden lyijypitoisuus on lannoitevalmistelain sallima maksimipitoisuus, maan lyijypitoisuus lisääntyisi noin 50 % sadassa vuodessa, mutta olisi sadan vuoden kuluttua vain 21 % raja-arvosta. Lyijyn arvioidut PNEC-pitoisuudet vaihtelevat 20–166 mg/kg maata (Eriksen 2009, Sternbeck ym. 2013, Kraus ja Seis 2015), joten mallinnetut maan pitoisuudet eivät nouse lähelle PNEC-pitoisuuksia.



**Kuva 7.** Lyijyn pitoisuuden muutokset peltomaassa 20 cm pintakerroksessa, jos fosforilannoitus (P 10 kg/ha) annetaan maanparannusaineella, jonka lyijypitoisuus on 13,9 Pb mg/kg ka tai 100 Pb mg/kg ka.

## Elohopea

Keskimääräisellä puhdistamolietepohjaisten maanparannusaineiden elohopeapitoisuudella (0,36 mg/kg ka), maahan lisättiin mallinnuksessa vuosittain 0,28 g/ha elohopeaa. Suomen lannoitevalmistelain sallimalla elohopean maksimipitoisuudella (1 mg/kg ka), vuosittainen annos olisi 0,78 g/ha. Puhdistamolietepohjaisia maanparannusaineita ei saa käyttää, jos peltomaan elohopeapitoisuus on suurempi kuin 0,2 mg/kg. Suomen peltomaan keskimääräinen elohopeapitoisuus on raja-arvosta tällä hetkellä noin 25 %, ja tämän hetkisten elohopeapitoisuuksien vaikutuksesta elohopean lisääntyminen maassa olisi pientä. Mikäli orgaanisten lannoitevalmisteiden elohopeapitoisuus on lannoitevalmistelain sallima maksimipitoisuus, maan elohopeapitoisuus kaksinkertaistuisi sadassa vuodessa ja olisi sadan vuoden kuluttua noin 40 % raja-arvosta. Elohopean arvioidut PNEC-pitoisuudet ovat 0,3–17,1 mg/kg maata (Eriksen 2009, Sternbeck ym. 2013, Kraus ja Seis 2015). Mallinnetut pitoisuudet ovat selvästi pienempiä kuin em. PNEC-pitoisuudet.



**Kuva 8.** Elohopean pitoisuuden muutokset peltomaassa 20 cm pintakerroksessa, jos fosforilannoitus (P 10 kg/ha) annetaan maanparannusaineella, jonka elohopeapitoisuus on 0,36 Hg mg/kg ka tai 1,0 Hg mg/kg ka.

### 6.1.3. Arvio Suomen riskitasosta

Kenttä- ja astiakokeiden perusteella haitallisten metallien kertyminen kasviin ja riski sitä kautta ihmiselle on pieni. Mallinnusten perusteella kadmiumin pitoisuudet ja lisäykset maahan ovat ensisijainen tarkkailtava kohde. Lyijyn ja elohopean pitoisuudet maaperässä eivät sadan vuoden laskennassa näytä nousevan lähelle pienimpiä haitalliseksi arvioituja pitoisuuksia. Lisätyt haitalliset metallit kuitenkin kertyvät maahan, joten kaikkien haitallisten metallien lisäys maahan olisi pidettävä mahdollisimman alhaisena. Koska maahan lisätyt haitalliset metallit poistuvat maaperästä vain valumaveden tai kasvien oton myötä, maaperän pitoisuutta alentavat prosessit voivat johtaa ongelmiin toisessa ympäristössä.

## 6.2. Orgaanisten haitta-aineiden esiintyminen ja riskitasot

Orgaanisille haitta-aineille tehtiin riskitasojen arviointi perustuen kappaleessa 5.2.3 läpikäytyjen muiden maiden kansallisten riskinarvioiden periaatteisiin ja tuloksiin. Tavoitteena oli karsia laajaa orgaanisten aineiden ryhmää eli tunnistaa ne aineet, jotka potentiaalisesti aiheuttavat riskin ympäristössä. Jatkotutkimuksia voidaan näin ollen kohdistaa kyseisiin aineisiin.

### 6.2.1. Riskinarvioinnin periaatteet

Riskinarviointi tehtiin seuraaville altistusreiteille:

1. Riskit maaperän eliöille.
2. Riskit pohjavesien eliöille.
3. Riskit ihmiselle pohjaveden juomisesta.
4. Riskit ihmiselle puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla lannoitettujen kasvien syömisestä.
5. Riskit lapsille maa-aineksen syömisestä.

Riskit arvioitiin puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käytössä peltoviljelyssä ja viheralueilla. Riskit kasvien syönnin kautta arvioitiin vain peltoviljelyssä. Viheraluekäytöstä tarkasteltiin nurmikon perustamista. Riskit laskettiin kvantitatiivisesti ja niiden suuruutta arvioitiin taulukossa 17 esitetyn mukaisesti.



**Taulukko 17.** Tässä raportissa käytetyt orgaanisten haitta-aineiden riskinarvioinnin menetelmät ja kriteerit riskin suuruuden arvioimiseksi.

	Ympäristöriskit ja muiden kuin lääkeaineiden riskit ihmisille	Lääkeaineiden riskit ihmisille
<b>Riskinarvioinnin menetelmä</b>	$RQ = \frac{PEC}{PNEC}$	$MoS = \frac{\text{aineen pienin hoitava annos vuorokaudessa (mg)}}{\text{aineen arvioitu annos vuorokaudessa (mg)}}$
<b>Riskin suuruuden arviointi</b>	Kun $RQ > 1$ aineen arvioitu pitoisuus ympäristössä ylittää haitattomaksi arvioidun pitoisuuden eli aiheuttaa potentiaalisen ympäristöriskin.	Mitä korkeampi turvamarginaali on sitä todennäköisemmin haitallisia vaikutuksia ei ihmiselle esiinny. Yhdysvaltojen ympäristöviranomaisen mukaan riski ihmisille on pieni, jos $MoS > 100$ .

PEC= aineen arvioitu ympäristöpitoisuus

PNEC= aineen arvioitu haitaton ympäristöpitoisuus

Riskinarvioinnissa käytetyt menetelmät ja laskukaavat on tarkemmin esitetty liitteessä 4. Lääkeaineiden aiheuttamia riskejä ihmisille arvioitiin turvamarginaalimenetelmällä (MoS= margin of safety) julkaisussa WHO (2011) esitetyn mukaisesti. Menetelmässä lääkeaineen pienintä hoitavaa annosta vuorokaudessa verrattiin aineen arvioituun annokseen eri altistusreittejä pitkin. Muille aineille käytettiin riskiosamäärämenetelmää, jossa aineen arvioitua ympäristöpitoisuutta verrattiin aineen arvioituun haitattomaan ympäristöpitoisuuteen. Riskiarviointi tehtiin EU:n kemikaalien riskinarvioinnin teknisiä ohjeita noudattaen (ECHA 2003) seuraavin muokkauksin ja lisäyksin:

- Riski maa-aineksen syönnistä on laskettu lähteessä Eriksen ym. (2009) esitetyn mukaisesti.
- Orgaanisten haitta-aineiden kasveihin siirtymistä mallinnettiin lähteessä Eriksen ym. (2009) esitettyjen menetelmien mukaisesti. Pitoisuudet kasvissa laskettiin kolmella eri mallilla. Korkein mallinnettu arvo valittiin riskinarviointiin. Huomioitavaa on, että esitetyistä malleista Trapp and Matthies (1995) ei sovellu aineille, joiden  $K_{ow} > 4,5$ . Näille aineille ei siis huomioitu tämän mallin tuloksia korkeimman arvon valinnassa. Riskinarvioinnissa oletettiin, että 70 kg henkilö syö päivässä 1 kg kasviksia ja viljaa.
- Haitta-aineiden hajoamisen puoliintumisaikojen osalta kirjallisuustiedot muokattiin Suomen olosuhteisiin soveltuviksi TUKES:in kasvinsuojeluaineille tarkoitetun  $PEC_{soil}$ -laskurin mukaisesti.
- ECHA (2003) ohjeiden mukaisesti aineiden pitoisuus maaperässä tulisi määrittää 10 peräkkäisen vuoden puhdistamolietepohjaisen lannoitevalmisteen lisäyksenä maaperään. Suomessa yleisesti käytössä olevan levitystavan mukaan pelloille levitetään puhdistamolietepohjaisia lannoitteita markäpaina n. 20 000 kg viiden vuoden välein. Kuivapainona levitysmäärä on 6 000 kg/ha eli 0,6 kg/m<sup>2</sup>. Tämä johtuu siitä, että tätä pienempiä määriä on vaikea levittää. Tässä riskinarviossa käytettiin ECHA (2003) ohjeista poiketen tätä levitysmäärää ja -tiheyttä. Arvio tehtiin ei-kertyvien aineiden osalta 10 vuoden levitysten jälkeen (kolme levityskertaa eli 0, 5 ja 10 v). Kertyvien aineiden osalta arvio tehtiin 100 vuoden peräkkäisen levityksen jälkeen (levitykset viiden vuoden välein). Kertyviä aineita olivat laskelmien mukaan: TBBPA, PFOS, PFOA, norflokasiini, ofloksasiini, siprofloksasiini, BDE-99, BDE-209, bentso(k)fluoranteeni, dibentso(a,h)antraseeni, inde-no(1,2,3-cd)-pyreeni ja kryseeni.

- Viherrakentamisen osalta tässä raportissa tarkasteltiin nurmikon perustamista. Uusia nurmialueita perustettaessa oletettiin kasvualustaa levitettävän kertalevityksenä 20 cm kerros (Aattela 2013, Raiskio 2012). Kasvualustoina käytetään erilaisia sekoituksia kompostia, turvetta, hiekkaa ja mineraaleja. Kasvualustoissa voidaan käyttää kompostin raaka-aineena puhdistamolietettä. Puhdistamolietteen osuus lopullisessa kasvualustassa vaihtelee tuottajakohtaisesti eikä Suomessa ole lainsäädäntöä siitä, kuinka paljon puhdistamolietettä voi kasvualustassa enimmillään olla. Eriksen ym. (2009) mukaan Norjassa laki määrää, että kasvualusta saa sisältää korkeintaan 30 tilavuus-% puhdistamolietettä. Tässä raportissa käytettiin Eriksen ym. (2009) esittämän mukaista suhdetta ja laskutapaa määritettäessä haitta-aineiden pitoisuutta kasvualustassa. Tämä on perusteltua, sillä Suomessa on suurta vaihtelua tuotteiden sisältämien puhdistamolietemäärien osalta ja lisäksi tällä tavoin laskennassa käytettiin samoja käsitellyn lietteen pitoisuuksia kuin peltolevitystä koskevissa laskelmissa. Kun kasvualustaa levitetään 20 cm kerros, tarkoittaa se massana n. 200 kg/m<sup>2</sup>. Käytännössä 30 tilavuus-% mädätettyä lietettä on 26 % paino-%, kun lietteen kuiva-ainepitoisuus on 30 %. Levitetystä kasvualustamäärästä mädätettyä lietettä on siis märkäpainona 52 kg ja kuivapainona n. 16 kg/m<sup>2</sup>.

### 6.2.2. Tarkasteltavat aineet

Tarkasteluun valittiin ne aineet, joiden on kirjallisuuskatsauksen mukaan todettu potentiaalisesti aiheuttavan riskiä ympäristössä. Lisäksi tarkasteluun otettiin mukaan aineita, joille löytyi Suomesta pitoisuusmittauksia käsitellyistä lietteistä tai puhdistamolietepohjaisista lannoitevalmisteista. Valittuja aineita oli 73 kappaletta, joista riittävät alkutiedot riskinarvioinnin tekemiselle löytyi 45 aineelle. Seuraaville aineille ei kirjallisuudesta löydetty haitattomiksi arvioituja ympäristöpitoisuuksia maaperän tai vesistöjen eliöille: penisilliini, progesteroni, bisoprololi, entakaponi, ketokonatsoli, BDE-28, -47, -66-, -85, -100, -153, -154, -183, bentso(a)pyreeni, dibentso(a,h)antraseeni ja indeno(1,2,3-cd)pyreeni. Seuraaville aineille ei löydetty hajoamistietoja maaperässä: PFDA, PFUnDA ja paroksetiini. Seuraaville aineille ei löydetty pitoisuustietoja Suomessa: asitromysiini, erytromysiini ja klaritromysiini. Orgaaniset haitta-aineet, joille riskinarvio tehtiin, on listattu taulukossa 18. Aineista kuuden mitatut pitoisuudet ovat olleet alle määritysrajojen. Riskinarviota ei näille aineille tehty, mutta määritysrajaa verrattiin sallitusta riskiosamäärästä (RQ= 1) takaisin päin laskettuun orgaanisen aineen pitoisuuteen lannoitevalmisteessa (ks. kohta 7.2.8).

Riskinarvioinnin laskelmissa aineiden pitoisuuksina lannoitevalmisteissa käytettiin korkeinta Suomessa mitattua käsitellyn puhdistamolietteen pitoisuutta. Käytännössä korkeimmat pitoisuudet on mitattu mädätetystä ja kuivatusta lietteestä. Aineiden pitoisuudet on esitetty taulukossa 18. Lääkeaineiden osalta käytettiin lähdeä Vieno (2015), PAH-yhdisteiden osalta lähdeä Jantunen ym. (2016) ja BDE-aineiden osalta Helsingin seudun ympäristöpalvelut HSY:n sisäistä dataa mädätetyn ja kuivatun lietteen pitoisuuksista. Niiden aineiden osalta, joiden kaikki mittaukset olivat alle määritysrajan, käytettiin arvioissa määritysrajaa jaettuna kahdella.

Riskinarvioinnin laskelmissa käytetyt aineiden arvioidut haitattomat ympäristöpitoisuudet maaperässä (PNECsoil) ja vesistöissä (PNECwater) on esitetty taulukossa 18. Jos aineelle löytyi kirjallisuudesta useita PNEC-arvoja, valittiin arvoista pienin. Taulukossa on esitetty myös EPM-menetelmällä (ks. tarkemmin liite 4) vesieliöiden PNECwater-arvoista lasketut PNECsoil,EPM-arvot. Riskit maaperän eliöille laskettiin sekä kirjallisuuden PNECsoil-arvoja että laskennallisia PNECsoil,EPM-arvoja käyttäen.

**Taulukko 18.** Riskinarvioinnissa käytetyt pitoisuudet on Suomessa mitattuja arvoja (ks. teksti), kirjallisuusarvot  $PNEC_{soil}$  - ja  $PNEC_{water}$ -arvoille sekä EPM-menetelmällä laskettu  $PNEC_{soil,EPM}$ -arvo. (ka = kuiva-aine)

Aine	MEC (käsitelty puhdistus- mollie) (mg/kg ka)	$PNEC_{soil}$ (mg/kg ka)	$PNEC_{water}$ (mg/l)	$PNEC_{soil,EPM}$ (mg/kg ka)	Kirjallisuuslähde
<b>Ftalaatit</b>					
DEHP	19	13	ei tietoa	-	EU 2008a
BBP	0,1	1,00	0,0075	1,4	EU 2007
DBP	0,2	2	0,01	1,1	EU 2004
DiBP	0,09	ei tietoa	0,001	0,05	Nilsson 2008
<b>Fenoliset yhdisteet</b>					
4-nonyylifenoli (NP)	5,3	1,2	0,0039	0,37	EU 2014
4-oktyylifenoli (OP)	0,5	ei tietoa	0,0001	0,005	EQS-arvo
bisfenoli-A (BPA)	2,3	3,7	0,0015	0,019	EU 2003c ja EU 2008b
<b>PFAS-yhdisteet</b>					
PFOS	0,006	ei tietoa	0,00023	0,002	EQS dossier
PFOA	0,01	ei tietoa	0,023	0,049	ks. <sup>2)</sup>
<b>Lääkeaineet</b>					
diklofenaakki	0,13	0,000013	0,0001	0,0002	Verlicchi ja Zambello 2015, EQS dossier
doksisykliini	1,6	ei tietoa	0,002	0,0025	Bengtsson-Palme ja Larsson 2016
EE2	< 0,05 <sup>1)</sup>	0,0000017	0,0000001	0,000004	McCarthy ym. 2015, EQS dossier
estradioli	< 0,05 <sup>1)</sup>	0,00099	0,00000002	0,0000007	Martín ym. 2012, Carlsson ym. 2006
estroni	0,36	0,711	0,0001	0,0025	Martín ym. 2012
fenbendatsoli	0,19	0,077	0,000012	0,00001	Di Nica 2015, ks. <sup>3)</sup>
flubendatsoli	0,03	ei tietoa	0,000022	0,0007	Bundschuh ym. 2015
fluoksetiini	0,61	0,044	0,0001	0,005	Verlicchi ja Zambello 2015, Ahlford 2007
furosemiidi	0,051	0,0004	0,1	0,34	McCarthy ym. 2015, Carlsson ym. 2006
gemfibrotsiili	< 0,005 <sup>1)</sup>	0,000019	0,00118	0,01	McCarthy ym. 2015, Martín ym. 2012
ibuprofeeni	< 0,1 <sup>1)</sup>	0,0028	0,00165	0,004	McCarthy ym. 2015, Martín ym. 2012
karbamatsepiini	0,049	0,00005	0,0025	0,006	McCarthy ym. 2015, BIO Intelligence Service 2013
ketoprofeeni	0,009	0,14	0,0156	0,068	Martín ym. 2012
kofeiini	0,1	0,037	0,087	1,07	Verlicchi ja Zambello 2015, Martín ym. 2012
metoprololi	0,12	589	0,0032	0,032	Verlicchi ja Zambello 2015, BIO Intelligence Service 2013

Aine	MEC (käsitelty puhdistus- molieta) (mg/kg ka)	PNEC <sub>soil</sub> (mg/kg ka)	PNEC <sub>water</sub> (mg/l)	PNEC <sub>soil, EPM</sub> (mg/kg ka)	Kirjallisuuslähde
<b>norfloksasiini</b>	0,62	0,12	0,0005	2,82	McCarthy ym. 2015, BIO Intelligence Service 2013
<b>ofloksasiini</b>	0,93	0,0063	0,000026	0,15	McCarthy ym. 2015, BIO Intelligence Service 2013
<b>oksitetrasykliini</b>	0,29	ei tietoa	0,0002	0,098	Carlsson ym. 2006
<b>parasetamoli</b>	0,026	ei tietoa	0,001	0,015	BIO Intelligence Service 2013
<b>propranololi</b>	0,038	0,0052	0,0001	0,003	McCarthy ym. 2015, BIO Intelligence Service 2013
<b>siprofloksasiini</b>	3,3	0,1	0,000036	0,039	Verlicchi ja Zambello 2015, BIO Intelli- gence Service 2013
<b>sitalopraami</b>	0,23	ei tietoa	0,0049	0,60	Ahlford 2007
<b>sulfametoksatsoli</b>	< 0,05 <sup>1)</sup>	0,000025	0,00015	0,0002	Verlicchi ja Zambello 2015, Martín ym. 2012
<b>tetrasykliini</b>	2,5	8,8	0,00009	0,0023	Verlicchi ja Zambello 2015, Carlsson ym. 2006
<b>triklosaani</b>	1,8	0,13	0,00017	0,0025	EU 2015b
<b>trimetopriimi</b>	< 0,005 <sup>1)</sup>	3,102	0,0005	0,0065	Martín ym. 2012, Bengtsson-Palme ja Larsson 2016
<b>Palonestoaineet</b>					
<b>TBBPA</b>	0,008	0,012	0,0013	3,38	EU 2008c
<b>BDE-99</b>	0,017	0,38	ei tietoa	-	Österås ym. 2015
<b>BDE-209</b>	0,49	98	ei tietoa	-	Österås ym. 2015
<b>PAH-yhdisteet</b>					
<b>bentso(a)pyreeni</b>	0,114	0,1	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>naftaleeni</b>	0,666	1	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>asenaftyleeni</b>	0,29	0,29	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>asenafteeni</b>	0,109	0,038	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>fenantreeni</b>	0,473	1,8	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>antraseeni</b>	0,128	0,13	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>fluoreeni</b>	0,126	1	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>fluoranteeni</b>	0,352	1,5	ei tietoa	-	Sternbeck ym. 2013
<b>bentso(a)antraseeni</b>	0,13	0,19	ei tietoa	-	Jensen 2004
<b>bentso(ghi)peryleeni</b>	0,1	0,49	ei tietoa	-	Verbruggen 2012
<b>bent- so(k)fluoranteeni</b>	0,096	0,79	ei tietoa	-	Verbruggen 2012
<b>kryseeni</b>	0,152	1,6	ei tietoa	-	Verbruggen 2012

<sup>1)</sup> Pitoisuudet kaikki alle määrittämissä rajojen.

<sup>2)</sup> Aineelle ei löydetty PNEC-arviota. Mhadhbi ym. (2012) mukaan meriympäristössä PFOS PNEC oli 0,0011 mg/l ja PFOA PNEC 0,119 mg/l. Tästä tehtiin arvio, että PNEC PFOA:lle on 100-kertainen PFOS:in arvoon nähden. Kerrointa 100 sovellettiin PFOS EQS dossierin arvoon.

<sup>3)</sup> Di Nica 2015 mukaan alhaisin NOEC on 0,77 mg/l. EU 2003:n mukainen AF= 10 eli  $PNEC_{soil} = 0,77/10$  mg/kg.

### 6.2.3. Riskit maaperän eliöille

Orgaanisten haitta-aineiden riskiosamäärät maaperän eliöille peltoviljelyssä ja viherrakentamisessa on esitetty taulukossa 19. Taulukkoon on punaisella pohjalla merkitty, kun riskiosamäärän arvo > 1 eli riskiraja ylittyy. Jos arvoa ei ole kerrottu, ei sitä ole voitu laskea puutteellisten lähtötietojen vuoksi. Tarkemmin tuloksia on käsitelty kappaleessa 6.2.8 Arvio Suomen riskitasosta.

**Taulukko 19.** Riskiosamäärät maaperän eliöille puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käytöstä peltoviljelyssä ja viheraluekäytössä. Värikoodaus: RQ < 1 valkoinen, RQ > 1 punainen.

Aine	Pelto		Viheralue	
	RQ <sub>soil</sub>	RQ <sub>soil,EPM</sub>	RQ <sub>soil</sub>	RQ <sub>soil,EPM</sub>
diklofenaakki	20	1,2	980	57
karbamatsepiini	4,1	0,03	109	0,9
ofloksasiini	1,7	0,07	39	1,7
furosemidi	0,4	0,0005	14	0,02
siprofloksasiini	0,3	0,7	6,2	16
TBBPA	0,25	0,0001	6,3	0,002
norfloksasiini	0,09	0,004	2,2	0,1
fluoksetiini	0,06	0,57	1,5	14
triklosaani	0,03	1,5	1,5	78
4-nonyylifenoli (NP)	0,02	0,05	0,5	1,6
propranololi	0,01	0,02	0,8	1,4
fenbendatsoli	0,008	53	0,3	1900
asenafteeni	0,006		0,3	
bentso(a)pyreeni	0,006		0,1	
kofeiini	0,005	0,0002	0,2	0,01
DEHP	0,005		0,2	
antraseeni	0,004		0,1	
bentso(a)antraseeni	0,004		0,08	
asenaftyleeni	0,002		0,1	
bentso(k)fluoranteeni	0,002		0,01	
bentso(b)fluoranteeni	0,002		0,01	
naftaleeni	0,001		0,07	
bentso(ghi)peryleeni	0,001		0,02	
bisfenoli-A (BPA)	0,001	0,2	0,06	13
estroni	0,001	0,3	0,04	12
fluoranteeni	0,001			
tetrasykliini	0,0009	3,4	0,03	122
kryseeni	0,0008		0,02	

Aine	Pelto		Viheralue	
	RQ <sub>soil</sub>	RQ <sub>soil,EPM</sub>	RQ <sub>soil</sub>	RQ <sub>soil,EPM</sub>
fenantreeni	0,0007		0,03	
BDE-99	0,0003		0,005	
fluoreeni	0,0003		0,01	
BBP	0,0002	0,0001	0,01	0,007
DBP	0,0002	0,0003	0,01	0,02
ketoprofeeni	0,0001	0,0003	0,01	0,01
BDE-209	0,0001		0,003	
metoprololi	0,0000004	0,007	0,00002	0,4
4-oktyylifenoli (OP)		1,8		12
PFOS		0,3		4
PFOA		0,2		0,2
doksisykliini		0,2		70
flubendatsoli		0,006		4,6
oksitetrasykliini		0,003		0,3
sitalopraami		0,002		0,04
parasetamoli		0,001		0,1

#### 6.2.4. Riskit pohjavesien eliöille

Aineille, joille kirjallisuudesta löytyi PNEC<sub>water</sub>-arvo, arvioitiin riskit pohjavesien eliöille. Orgaanisten haitta-aineiden riskiosamäärät pohjavesien eliöille peltoviljelyssä ja viherrakentamisessa on esitetty taulukossa 20. Taulukkoon on punaisella pohjalla merkitty, kun riskiosamäärän arvo > 1 eli riskiraja ylittyy. Tarkemmin tuloksia on käsitelty kappaleessa 6.2.8 Arvio Suomen riskitasosta.

**Taulukko 20.** Riskiosamäärät pohjavesien eliöille puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käytöstä peltoviljelyssä ja viheraluekäytössä. Värikoodaus: RQ < 1 valkoinen, RQ > 1 punainen.

Aine	Peltoviljely	Viheralue
	RQ <sub>water</sub>	RQ <sub>water</sub>
fenbendatsoli	51	1800
tetrasykliini	3,3	120
doksisykliini	1,8	70
triklosaani	1,3	70
siprofloksasiini	0,8	16
diklofenaakki	0,6	30
fluoksetiini	0,5	14
4-oktyylifenoli (OP)	0,3	11
bisfenoli-A (BPA)	0,2	9
flubendatsoli	0,2	4,5
PFOS	0,2	4
estroni	0,07	4
ofloksasiini	0,07	1,7
4-nonyylifenoli (NP)	0,05	1,5
karbamatsepiini	0,03	0,9

Aine	Peltoviljely RQ <sub>water</sub>	Viheralue RQ <sub>water</sub>
propranololi	0,02	0,98
PFOA	0,008	0,2
metoprololi	0,006	0,3
oksitetrasykliini	0,005	0,3
norfloksasiini	0,004	0,1
DiBP	0,002	0,1
TBBPA	0,001	0,002
sitalopraami	0,001	0,04
parasetamoli	0,001	0,04
furosemiidi	0,0005	0,02
DBP	0,0002	0,01
ketoprofeeni	0,0002	0,01
BBP	0,00009	0,005
kofeiini	0,00006	0,004

### 6.2.5. Riskit ihmiselle pohjaveden juonnista

Orgaanisten haitta-aineiden riskiosamäärät ihmiselle pohjaveden juomisesta, kun lannoitevalmistetta on käytetty peltoviljelyssä ja viherrakentamisessa on esitetty taulukossa 21. Lääkeaineiden osalta turvamarginaalit on esitetty taulukossa 22. Taulukkoon on punaisella pohjalla merkitty, kun riskiosamäärän arvo > 1 tai MoS > 100 eli riskiraja ylittyy. Tarkemmin tuloksia on käsitelty kappaleessa 6.2.8 Arvio Suomen riskitasosta.

**Taulukko 21.** Riskiosamäärät ihmiselle pohjaveden juonnin seurauksena, kun puhdistamolietepohjaisia lannoitevalmisteita on käytetty peltoviljelyssä tai viherrakentamisessa. Värikoodaus: RQ < 1 valkoinen, RQ > 1 punainen. Tässä taulukossa on esitetty muut kuin lääkeaineet. ADI= acceptable daily intake (arvot on kerätty Euroopan elintarviketurvallisuusviraston riskinarviointiraporteista).

Aine	ADI (mg/kg/d)	Peltoviljely RQ <sub>juomavesi</sub>	Viheralue RQ <sub>juomavesi</sub>
PFOS	0,00015	$6,9 \times 10^{-3}$	0,2
PFOA	0,0015	$3,6 \times 10^{-3}$	0,1
bisfenoli-A (BPA)	0,004	$1,7 \times 10^{-3}$	0,1
4-nonyylifenoli (NP)	0,005	$9,9 \times 10^{-4}$	0,03
triklosaani	0,4	$1,6 \times 10^{-5}$	$8,4 \times 10^{-4}$
DEHP	0,05	$1,2 \times 10^{-5}$	$4,2 \times 10^{-4}$
DBP	0,01	$5,9 \times 10^{-6}$	$3,3 \times 10^{-4}$
BDE-99	0,012	$7,5 \times 10^{-8}$	$1,4 \times 10^{-6}$
BBP	0,5	$3,8 \times 10^{-8}$	$2,1 \times 10^{-6}$
BDE-209	1,7	$2,4 \times 10^{-8}$	$5,8 \times 10^{-7}$
bentso(a)pyreeni	0,07	$1,7 \times 10^{-8}$	$4,4 \times 10^{-7}$
BDE-47	0,309	$1,4 \times 10^{-8}$	$4,3 \times 10^{-7}$
TBBPA	1	$3,5 \times 10^{-9}$	$8,9 \times 10^{-8}$

**Taulukko 22.** Lääkeaineiden osalta turvamarginaalit ihmiselle pohjaveden juonnin seurauksena, kun puhdistamolietepohjaisia lannoitevalmisteita on käytetty peltoviljelyssä tai viherrakentamisessa. Värikoodaus: MoS> 100 valkoinen, MoS< 100 punainen.

Aine	Aineen pienin hoitava annos (mg/d)	Turvamarginaali (MoS)	
		Peltoviljely	Viheralueet
doksisykliini	50	6941	370
bisoprololi	2,5	40476	1546
fluoksetiini	10	99660	7318
furosemidi	20	216907	12605
kofeiini	2,5	223314	7980
tetrasykliini	250	427066	23731
diklofenaakki	75	648276	23165
karbamatsepiini	100	660313	46037
sitalopraami	10	771640	49268
ibuprofeeni	200	2546542	101717
propranololi	10	2869012	102530
metoprololi	250	6265687	227509
siprofloksasiini	500	9049144	866587
ketoprofeeni	100	20557567	734595
progesteroni	100	23263067	831267
ofloksasiini	200	52060336	4644309
norfloksasiini	400	103859408	8643028
oksitetrasykliini	250	132299218	4763118
parasetamoli	325	220558162	7881278

### 6.2.6. Riskit ihmiselle puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla lannoitettujen kasvien syönnistä.

Orgaanisten haitta-aineiden riskiosamäärät ihmiselle puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla lannoitettujen kasvien syönnistä on esitetty taulukossa 23 ja lääkeaineiden osalta turvamarginaalit taulukossa 24. Taulukkoon on punaisella pohjalle merkitty, kun riskiosamäärän arvo > 1 eli tai MoS> 100 eli riskiraja ylittyy. Tarkemmin tuloksia on käsitelty kappaleessa 6.2.8 Arvio Suomen riskitasosta.



**Taulukko 23.** Riskiosamäärät ihmiselle puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla lannoitettujen kasvien syönnistä (peltoviljely). Värikoodaus: RQ< 1 valkoinen, RQ> 1 punainen. Tässä taulukossa on esitetty muut kuin lääkeaineet. ADI= acceptable daily intake (arvot on kerätty Euroopan elintarviketurvallisuusviraston riskinarviointiraporteista).

Aine	ADI (mg/kgbw/d)	RQ <sub>kasvien syönti</sub>
PFOS	0,00015	0,70
4-nonyylifenoli (NP)	0,005	0,13
DEHP	0,05	0,10
bisfenoli-A (BPA)	0,004	0,01
triklosaani	0,4	0,002
PFOA	0,0015	0,002
DBP	0,01	0,0009
BDE-99	0,012	0,0003
BDE-47	0,309	0,00003
bentso(a)pyreeni	0,07	0,00001
BDE-209	1,7	0,00001
BBP	0,5	0,000003
TBBPA	1	0,0000003

**Taulukko 24.** Lääkeaineiden osalta turvamarginaalit ihmiselle puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla lannoitettujen kasvien syönnistä (peltoviljely). Värikoodaus: MoS> 100 valkoinen, MoS< 100 punainen.

Aine	Aineen pienin hoitava annos (mg/d)	Turvamarginaali (MoS)
tetrasykliini	250	155
doksisykliini	50	277
ofloksasiini	200	537
kofeiini	2,5	852
siprofloksasiini	500	1005
norfloksasiini	400	2060
oksitetrasykliini	250	2746
bisoprololi	2,5	9226
diklofenaakki	75	15389
sitalopraami	10	29697
furosemiidi	20	48530
ibuprofeeni	200	156223
karbamatsepiini	100	363275
metoprololi	250	393648
propranololi	10	424380
parasetamoli	325	1356536
progesteroni	100	1469395
ketoprofeeni	100	2920555

### 6.2.7. Riskit lapsille maa-aineksen syömisestä

Orgaanisten haitta-aineiden riskiosamäärät lapsille puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla lannoitetun maaperän syönnistä on esitetty taulukossa 25 ja lääkeaineiden osalta turvamarginaalit taulukossa 26. Taulukkoon on punaisella pohjalle merkitty, kun riskiosamäärän arvo > 1 eli tai MoS > 100 eli riskiraja ylittyy. Tarkemmin tuloksia on käsitelty kappaleessa 6.2.8 Arvio Suomen riskitasosta.

**Taulukko 25.** Riskiosamäärät lapsille puhdistamolietepohjaisilla lannoitevalmisteilla käsitellyn maan syömisestä. Värikoodaus: RQ < 1 valkoinen, RQ > 1 punainen. Tässä taulukossa on esitetty muut kuin lääkeaineet. ADI = acceptable daily intake (arvot on kerätty Euroopan elintarviketurvallisuusviraston riskinarviointiraporteista).

Aine	ADI (mg/kgbw/d)	RQ <sub>maa-aineksen syöinti</sub>	
		Peltoviljely	Viherrakentaminen
4-nonyylifenoli (NP)	0,005	6,9E-05	2,4E-03
PFOS	0,00015	3,2E-05	9,0E-05
DEHP	0,05	2,5E-05	8,5E-04
bisfenoli-A (BPA)	0,004	2,3E-05	1,3E-03
PFOA	0,0015	5,3E-06	1,5E-05
DBP	0,01	8,0E-07	4,5E-05
triklosaani	0,4	1,9E-07	1,0E-05
bentso(a)pyreeni	0,07	1,4E-07	3,6E-06
BDE-209	1,7	1,2E-07	6,5E-07
BBP	0,5	8,0E-09	4,5E-07
TBBPA	1	6,4E-09	1,8E-08
BDE-47	0,309	3,4E-09	1,0E-07
BDE-99	0,012	2,3E-10	3,2E-06

**Taulukko 26.** Lääkeaineiden osalta lapsille puhdistamolietepohjaisilla lannoitella käsitellyn maan syömisestä. Värikoodaus: MoS > 100 valkoinen, MoS < 100 punainen.

Aine	Aineen pienin hoitava annos (mg/d)	Turvamarginaali (MoS)	
		Peltoviljely	Viherrakentaminen
doksisykliini	50	5,2E+07	1,4E+06
sitalopraami	10	6,1E+07	1,9E+06
kofeiini	2,5	6,2E+07	1,1E+06
siprofloksasiini	500	8,4E+07	6,8E+06
ofloksasiini	200	9,2E+07	9,6E+06
bisoprololi	2,5	1,3E+08	2,5E+06
tetrasykliini	250	1,6E+08	4,5E+06
norfloksasiini	400	1,8E+08	2,9E+07
progesteroni	100	3,8E+08	6,9E+06
furosemidi	20	6,0E+08	1,8E+07
propranololi	10	6,6E+08	1,2E+07
diklofenaakki	75	1,4E+09	2,6E+07

Aine	Aineen pienin hoitava annos (mg/d)	Turvamarginaali (MoS)	
oksitetrasykliini	250	2,1E+09	3,9E+07
karbamatsepiini	100	2,6E+09	9,1E+07
metoprololi	250	5,1E+09	9,3E+07
ibuprofeeni	200	8,9E+09	1,8E+08
ketoprofeeni	100	2,8E+10	5,0E+08
parasetamoli	325	3,1E+10	5,6E+08

### 6.2.8. Arvio Suomen riskitasosta

Tässä raportissa tehdyssä riskinarviossa on käytetty periaatteita, joiden tulosten perusteella voidaan listata ne aineet, joille riskit ovat todennäköisesti alhaiset sekä ne aineet, joille tarvitaan lisätietoa riskinarvioinnin tarkentamiseksi. Käytetyt periaatteet olivat seuraavat:

- haitattomiksi arvioiduista ympäristöpitoisuuksista valittiin kirjallisuusarvoista alhaisin,
- orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksista lannoitevalmisteissa valittiin Suomessa mitatuista käsitellyn puhdistamolietteen pitoisuuksista korkein,
- orgaanisten haitta-aineiden puoliintumisajat maaperässä muokattiin Suomen olosuhteita paremmin kuvaaviksi (ks. liite 2) ja
- riskinarvioinnissa käytettiin todellisia Suomessa käytössä olevia lannoitevalmisteiden käyttömääriä pelloilla ja viherrakentamisessa.

Orgaanisten aineiden aiheuttama riski ihmisten terveydelle pohjaveden juonnin, kasvien syönnin tai maa-aineksen syönnin kautta näyttäisi tulosten perusteella olevan vähäinen. Ihmisiin kohdistuvien riskien arvioinnissa riskiosamäärä ei yhdenkään aineen kohdalla ylittänyt riskirajaa 1 ja turvamarginaali lääkeaineiden osalta oli aina > 100. Tulokset ovat samansuuntaisia kuin on raportoitu Norjassa, Ruotsissa ja Skotlannissa. Norjassa puhdistamolietteen käytön ei todettu aiheuttavan merkittävää riskiä ihmisille pohjaveden juomisesta tai kasvien syömisestä (Eriksen ym. 2009). Ruotsissa todettiin peltoviljelyn ja viherrakentamisen osalta, ettei yksikään arvioiduista orgaanisista aineista aiheuttanut ihmiselle riskejä (Sternbeck ym. 2013). Skotlannissa ihmiselle ravinnon kautta arvioidut riskit todettiin olevan erittäin vähäiset (SEPA 2014). Suomessa Marttinen ym. (2014) ovat tutkineet biokaasulaitosten käsittelyjännösten maatalouskäytöstä mahdollisesti aiheutuvaa riskiä elintarvikkeiden käytön seurauksena. Tutkimuksessa oli mukana puhdistamoliete-, biojäte- ja elintarviketeollisuuden sivutuotteita ja lantapohjaisia lopputuotteita. Arvioinnin mukaan käsittelyjännösten sisältämät dioksiinien, PCB:n, PAH:n, DEHP:n, LAS:n, nonyylifenolin ja sen etoksilaattien ja TBBPA:n määrät eivät aiheuttaneet merkittävää riskiä elintarvikkeiden käytön turvallisuudelle.

Orgaanisten aineiden aiheuttamat riskit näyttäisivät olevan suurimmat maaperän ja pohjavesien eliöille. Usealle aineelle ylittyi maaperässä tai pohjavedessä riskirajaksi määritetty riskiosamäärän arvo 1. Laskennallisesti arvioituna riskit olivat suuremmat viherrakentamisessa, sillä puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käyttömäärä oli viherrakentamisessa moninkertainen peltoviljelyyn verrattuna. Näin ollen viherrakentamisessa maaperän ja pohjaveden eliöt altistuvat potentiaalisesti selvästi peltoviljelyä korkeammille haitta-ainepitoisuuksille. Pohjavesialtistuksen osalta on huomioitava, että laskelmat aineiden pohjavesipitoisuuksista perustuvat aineen jakautumiseen maaperässä maa-aineksen ja huokosveden välille. ECHA (2003) mukaan aineen jakautuminen huokosveeteen indikoi aineen potentiaalia kulkeutua pohjaveteen ja sitä voidaan käyttää valikoimaan aineita, joiden osalta tarvitaan tarkempia mallinuksia tai mittauksia pitoisuuksista pohjavesissä.

Tämän selvityksen riskinarvion mukaan taulukossa 27 esitetyt aineet ovat sellaisia, jotka potentiaalisesti aiheuttavat riskiä maaperän ja pohjaveden eliöille. Tarkemmin näiden aineiden tutkimustar-

peista on esitetty kappaleessa 7. Taulukossa on esitetty myös ne aineet, jotka ovat maaperässä niin pysyviä, että niiden pitoisuudet maaperässä kasvavat peräkkäisten lietelevitysten myötä. Nämä aineet siirtyvät usein myös maaperän eliöihin kuten lieroihin ja voivat näin kulkeutua ravintoketjussa. Vaikka niiden riskiosamäärät eivät välttämättä ylity, arvioidaan pysyvyyden olevan riittävä kriteeri indikoimaan aineen potentiaalista riskiä.

**Taulukko 27.** Riskinarvion mukaan ne aineet, jotka potentiaalisesti aiheuttavat riskin maaperän ja pohjaveden eliöille. Peltolevityksen ja viherrakentamisen osalta riskiosamäärä laskee listaa alaspäin mentäessä.

Peltolevitys		Viherrakentaminen		Pysyvät yhdisteet
Maaperä	Pohjavesi	Maaperä	Pohjavesi	
diklofenaakki	fenbendatsoli	diklofenaakki	fenbendatsoli	TBBPA
karbamatsepiini	tetrasykliini	karbamatsepiini	tetrasykliini	PFOS
ofloksasiini	doksisykliini	ofloksasiini	doksisykliini	PFOA
fenbendatsoli	triklosaani	furosemidi	triklosaani	BDE-99
tetrasykliini		siprofloksasiini	siprofloksasiini	BDE-209
4-oktyylifenoli		TBBPA	diklofenaakki	bentso(k)fluoranteeni
triklosaani		norfloksasiini	fluoksetiini	dibentso(a,h)antraseeni
		fluoksetiini	4-oktyylifenoli	indeno(1,2,3-cd)-pyreeni
		triklosaani	bisfenoli-A	kryseeni
		fenbendatsoli	flubendatsoli	norfloksasiini
		tetrasykliini	PFOS	ofloksasiini
		doksisykliini	estroni	siprofloksasiini
		bisfenoli-A	ofloksasiini	
		estroni	4-nonyylifenoli	
		4-oktyylifenoli		
		PFOS		
		flubendatsoli		
		4-nonyylifenoli		
		propranololi		

Taulukosta 27 nähdään, että merkittävä osa aineista, joiden  $RQ > 1$  olivat lääkeaineita. Jensen ym. (2012) arvion mukaan suurin osa lääkeaineista ei olisi maaperässä pysyviä ja tästä syystä niiden aiheuttama riski maaperän eliöille on vähäinen. Tämän raportin tarkastelussa hajoaminen maaperässä on kuitenkin huomioitu. Myös Jensen ym. (2012) mukaan lisätietoa pitäisi saada juuri maaperässä hitaasti hajoavista lääkeaineista, joista he listasivat erityisesti seuraavat antibiootit: siprofloksasiini, ofloksasiini, norfloksasiini ja tetrasykliinit. Myös Ruotsissa siprofloksasiinin arvioitiin aiheuttavan potentiaalisen riskin maaperässä (Sterbenck ym. 2013). Toisaalta Ruotsissa diklofenaakin RQ-arvo peltoviljelyssä oli  $< 1$ , kun se tässä tutkimuksessa oli 20. Ero johtuu todennäköisesti siitä, että tässä tutkimuksessa käytetty  $PNEC_{soil}$ -arvo oli 0,000013 mg/kg. Sternbeck ym. (2013) käyttivät arvoa 1 mg/kg, mikä oli vesieliöille määritetystä  $PNEC_{water}$ -arvosta laskettu arvo.

Muista kuin lääkeaineista riskirajan ylittivät tässä tutkimuksessa alkyylifenolit (4-oktyylifenoli ja 4-nonyylifenoli), perfluorattu yhdiste PFOS, palonestoaine TBBPA, sekä muovituotteiden bisfenoli-A. Alkyylifenolit ovat ylittäneet riskirajan myös Norjassa (Eriksen ym. 2009), Tanskassa (Jensen 2004) ja Ruotsissa (Sternbeck ym. 2013). Jensen ym. (2012) totesi, että tutkituista aineryhmistä suurimman riskin ympäristölle Tanskassa aiheutti PFOS. Ruotsissa taas esimerkiksi DEHP ylitti riskirajan, mutta tässä tutkimuksessa RQ-arvot olivat aina  $< 1$ .

Kuusi arvioiduista aineista oli sellaisia, joiden pitoisuudet Suomessa mitatuissa käsitellyissä lieteissä ovat olleet alle määritysrajojen. Näille aineille tehtiin tarkastelu määritysrajan riittävydestä riskinarviointiin (taulukko 28). Ainoastaan trimetopriimille voidaan sanoa, että määritysraja on riittävän alhainen, eikä se todennäköisesti aiheuta riskiä ympäristössä. Muille taulukon 28 aineille kemial-

listen analyysien määrittämissä rajat ovat niin korkeita, ettei niiden ympäristöriskkejä voida sulkea pois pelkästään sen perusteella, että analyysit ovat osoittaneet pitoisuuksien olevan alle määrittämissä rajojen. Huomioitavaa on, että Kanadassa tehdyssä riskinarviossa muun muassa gemfibrotsiilin, etinyyliestradiolin ja ibuprofeenin todettiin aiheuttavan potentiaalisen riskin maaperän eliöille (McCarthy ym. 2015).

**Taulukko 28.** Aineiden määrittämissä rajojen riittävyyden tarkastelua niille aineille, joiden pitoisuudet käsitellyissä lietteissä ovat olleet alle määrittämissä rajojen. (ka = kuiva-aine)

Aine	Analyysin määrittämissä raja (µg/kg ka)	Arvioitu pitoisuus lannoitevalmisteissa, jotta RQ= 1 (µg/kg ka)	
		Peltoviljely	Viherrakentaminen
etinyyliestradioli	50	0,9	0,004
estradioli	50	0,4	0,001
gemfibrotsiili	5	10	0,2
ibuprofeeni	100	1280	4,2
sulfametoksatsoli	50	10	0,2
trimetopriimi	5	2980	6,4

## 6.3. Taudinaiheuttajien esiintyminen ja riskitasot

### 6.3.1. Suomessa tehtyjä tutkimuksia

Tässä esitellyjen tutkimusten puhdistamolieteperäisten lannoitevalmisteiden mikrobiologiset tulokset on esitetty liitteessä 1.

Vuorinen ym. (2003) tutkivat 22 jätevedenpuhdistamolta *E. coli* -bakteerin, enterokokkien, *C. perfringens* -bakteerin ja sulfiittia pelkistävien klostridien määriä sekä salmonellojen, kampylobakteerien, shigatoksigeenisten *E. coli* -bakteerien, *L. monocytogenes* -bakteerin, *Mycobacterium* -bakteerin, astrovirusten, norovirusten (genoryhmät I ja II), sekä *Cryptosporidium*- ja *Giardia*-alkueläinten esiintymistä raakalietteestä ja eri tavoin käsitellyistä lietteistä. Huonosti kalkkistabiloitu liete, mesofiilisesti mädätetty liete ja turpeen kanssa seostettu liete sisälsivät runsaasti erilaisia taudinaiheuttajia: salmonellaa, *C. perfringens*-bakteeria, noro- ja astrovirusia, *L. monocytogenes* -bakteeria sekä *Cryptosporidium*- ja *Giardia*-alkueläinten kesto- ja muotoja. Kaikkein kestävämpiä taudinaiheuttajia olivat *Giardia*- ja *Cryptosporidium* -alkueläinten kesto- ja muotoja, sillä niitä löytyi vielä 30 viikkoa aumakompostoiduista lietteistä, joita oli ennen kompostointia mesofiilisesti mädätetty tai laitoskompostoitu. Samoin *C. perfringens*-bakteerien määrät saattoivat olla korkeita vielä 30 viikon jälkikypsytyksen jälkeen. Lisäksi tunneli- ja rumpukompostointien hygienisointikyvyssä havaittiin eroja. Kirjoittajat eivät suosittelekaan raakalietteen, huonosti kalkkistabiloidun, mesofiilisesti mädätetyn tai turpeeseen seostetun lietteen maatalouskäyttöä sellaisenaan. Mädätettyä lietettä ja laitoskompostoitua lietettä tulisi jälkikompostoida vähintään 6 kk aumoissa tai patjoissa. Myös mesofiilinen mädätys yhdistettynä termiseen kuivaukseen tuottaa tarpeeksi hygieenistä lietettä. Tätä tutkimusta onkin hyödynnetty kansallisen lainsäädännön käsittelyvaatimuksissa. Rimhanen-Finne ym. (2004) tutkivat tarkemmin *Cryptosporidium* spp. ja *Giardia* spp. (oo)kystien määriä em. kompostinäytteistä sekä kalkkistabiloiduista ja turpeeseen sekoitetuista lietteistä. Tutkimuksessa *Cryptosporidium*- ja *Giardia* -alkueläinten (oo)kystiä löytyi vielä joistakin 30 viikkoa kompostoiduista lopputuotteista. Tutkimuksessa käytetty menetelmä ei kuitenkaan erotellut elävien (oo)kystien määrää.

Marttinen ym. (2013) tutki biokaasulaitosten hygienisointiprosessin tehokkuutta analysoimalla näytteistä *Salmonella* spp., koliformiset bakteerit (*E. coli*, muut koliformit ja kokonaiskoliformit), enterokokit ja sulfiittia pelkistävät klostridit (itiölliset). Tutkituista laitoksista kaksi käsitteli mesofiilisesti puhdistamolietettä. Toisessa niistä syötteenä oli pelkästään puhdistamoliete ja esikäsittelyprosessina

terminen hydrolyysi (150–160 °C, 5–6 bar, 30 min). Toisessa puhdistamoliete (70 %) käsiteltiin yhdessä biojätteen (20 %) ja teollisuuden rasvakaivolietteen (10 %) kanssa ja hygienisointina oli terminen kuivaus (80 °C) mädätteelle. Kirjoittajat tähdentävät näytteenoton olleen pistokokeita ja osoittivat siten vain näytteenottoajankohdan mukaisen tilanteen. Tulokset ovatkin lähinnä viitteellisiä hygieniariskin suhteen. Tulosten mukaan indikaattoribakteerien määrä hygienisointiyksikön jälkeen laskee jopa alle määrittämissä itioitä muodostavia bakteereja (sulfiitteja pelkistäviä klostrideja) lukuun ottamatta. Vaikka syötteen sisälsivät yleisesti salmonellaa, tutkituista tuotteista sitä ei enää löytynyt. Mesofiilinen käsittely ei juuri vaikuttanut enterokokkien ja itioitä muodostavien bakteerien määrään. Kirjoittajien mukaan asianmukaisesti käsiteltyjen biokaasulaitosten lopputuotteita voidaan pitää hygienialtaan turvallisina orgaanisina lannoitevalmisteina.

Kusnetsov ja Räsänen (2015) ovat tutkineet legionellabakteerien esiintymistä prosessin eri vaiheissa vuosina 2012–2015 kahdella yhdyskuntajätevesiä puhdistavalla puhdistamolla, jotka käsittelevät myös mm. teollisuusvesiä. Lietenäytteet otettiin kahdelta laitokselta lingotusta ja lietepuristimella kuivatusta lietteestä. Siten näytteet eivät edusta maatalouskäytössä hyödynnettäviä puhdistamolietepohjaisia lannoitevalmisteita. Lietteiden legionellamäärät vaihtelivat laitoksilla välillä 81–49 000 solua/g. Solujen havaittiin olevan sekä jätevesi- että lietenäytteissä pääasiassa eläviä. Legionelat kuuluivat *Legionella pneumophila* -lajin ihmisten terveyden kannalta haitallisimpaan seroryhmään 1, ja lisäksi tavattiin *L. pneumophila* -lajin seroryhmiä 2–15 ja muita Legionella-lajeja. Tällä hetkellä ei tiedetä tarkkaan legionellan infektiivistä annosta, minkä vuoksi turvallista legionellalukumäärää ei pystytä määrittämään. Tämän tutkimuksen mukaan on oletettavaa, että legionellaa esiintyy yhdyskuntajätevesiä puhdistavilla puhdistamoilla ja lukumäärät voivat olla suuria, vaikkakin viljeltävien legionellojen lukumäärät tässä tutkimuksessa olivat 0,1–1 % verrattuna teollisuuden puhdistamoilta tautitapausten yhteydessä havaittuihin lukumääriin. Jätevedenpuhdistamoilla legionellapitoista aerosolia voi päästä ilmaan monessa eri jäteveden ja lietteen käsittelyvaiheessa sekä myöhemmin lietteen jatkokäytössä. Tämän tutkimuksen mukaan jätevedenpuhdistamoilla voidaan altistua legionellabakteerille, minkä vuoksi puhdistamoihin ja puhdistamolietteen ja erilailla valmistettujen liete-tuotteiden riskitason arvioimiseksi tarvitaankin lisää tutkimusta.

Tontti ym. (2011) tutkivat biojättekompustin, naudanlantakompustin ja kompostin, jossa raaka-aineina oli käytetty sekä biojätettä (1/3) että mädätettyä puhdistamolietettä (2/3), kypsyyttä ja hygieenistä laatua. Kompostien vaikutuksia hygieenisyyden indikaattorimikrobien lukumääriin maaperässä tutkittiin kenttäkokeissa, joissa koekasveina oli peruna ja nurmen suojakasvina käytettävä ohra. Maasta tutkittiin ennen lannoitusta sekä 2 ja 16 viikon jälkeen kompostien levityksestä lämpökestoiset koliformiset bakteerit (ml. *E. coli*), enterokokit, klostridit (ml. *C. perfringens*) ja salmonella, minkä lisäksi tutkittiin perunan hygieenisyyttä. Vastaavat mikrobiologiset määritykset tehtiin myös komposteista. Puhdistamolietekompostissa oli muita komposteja tilastollisesti merkitsevästi enemmän klostrideja. Kaikkien kompostien *E. coli* -lukumäärien arvioitiin ylittävän kansallisen lainsäädännön raja-arvon ensimmäisenä tutkimusvuonna. Ensimmäisenä vuonna salmonellaa löytyi sekä puhdistamolieteperäisestä että lantaperäisestä kompostista. Hygieniaindikaattorien lukumäärät kompostilla lannoitetussa maassa olivat pääosin lannoittamattomien maiden pitoisuuksien tasolla. Enterokokkien lukumäärä oli useimmin suurempi lannoitetussa kuin lannoittamattomassa maassa. Perunasta ei kuitenkaan havaittu indikaattorimikrobeja, vaan lukumäärät olivat alle määrittämissä. Kirjoittajien mukaan kompostin käyttö aiheutti vain pieniä muutoksia maan indikaattorimikrobien lukumäärissä.

Tontti ym. (2017) tutkivat erilaisten puhdistamolietetuotteiden hygieenistä laatua ja vaikutuksia hygieenisyyden indikaattorimikrobien lukumääriin maaperässä kenttäkokeissa vuosina 2010–2011. Koekasveina olivat ohra ja vehnä. Kenttäkokeissa käytetyt puhdistamolietetuotteet olivat: 1) mesofiilisesti mädätetty, urealla täydennetty, rakeistettu liete, 2) termofiilisesti seosprosessissa mädätetty ja kuivattu liete, 3) mesofiilisesti mädätetty turpeen kanssa tunnelikompostoitu liete ja 4) mesofiilisesti mädätetty kuivattu liete. Käytetyistä lannoitevalmiste-eristä analysoitiin hygieniaindikaattoreina *E. coli*, enterokokit ja salmonella. Ensimmäisenä vuonna hygieniaindikaattorit määritettiin myös maasta 2 ja 4 viikkoa lannoituksen jälkeen sekä syksyllä sadonkorjuun jälkeen. Tutkimuksen mukaan pelkkä

kuivatus ei riittänyt hygienisoimaan lietettä, kun taas termofiilisesti mädätetty liete, kompostoitu liete ja rakeistettu liete täyttivät lannoitevalmistesäädösten hygieenisyyksvaatimukset. Tutkimuksen indikaattoritulosten perusteella tutkitut lietetuotteet heikensivät vain vähän peltomaan laatua, mikä lisäksi on huomioitava, että taudinaiheuttajia voi tulla peltoympäristöön myös mm. eläimistä.

Myös Veijalainen ym. (2013) tutkivat erilaisten lietetuotteiden hygieenisyyttä ja vaikutusta peltomaan hygieenisyyteen. Tutkittujen lietetuotteiden käsittelymenetelmät olivat: 1) mesofiilinen mädätys ja aumakompostointi, 2) termofiilinen mädätys, hygienisointi ( $\geq 70$  °C, 1 h) ja kuivatus, 3) termofiilinen mädätys ja hygienisointi ( $\geq 70$  °C, 1 h), 4) mesofiilinen mädätys, terminen kuivaus ja rakeistus, 5) kemiallinen käsittely (happo-vetyperoksidi-polymeeri-neutralointi -käsittely) ja kuivatus. Osa tuotteista sisälsi puhdistamolietteen lisäksi biojätettä tai teollisuuden sivuvirtaa. Tuotteista määritettiin *E. coli*, enterokokit, klostridit ja salmonella. Jos tuotteen hygieenisyyksvaatimukset eivät täyttyneet, määritettiin vastaavat indikaattorimikrobit myös pintamaasta (2–12 cm) 21 päivän kuluttua levityksestä. Tulosten mukaan tuotteiden hygienia oli pääosin hyvä. Kirjoittajien mukaan lietetuotteiden maatalouskäyttö ei tämän tutkimuksen mukaan aiheuta hygieniariskiä.

### 6.3.2. Arvio Suomen riskitasosta

Tämänhetkisten, pääosin suolistoperäisten indikaattoribakteerien mittaamiseen perustuvien tutkimusten perusteella puhdistamolietteen sisältämien taudinaiheuttajien aiheuttama riski hyödynnetäessä puhdistamolietepohjaisista lannoitevalmistetta maataloudessa on vähäinen. Vaikka taudinaiheuttajien mittaustulosten osalta aineisto on hyvin vähäistä, päätelmää tukee se tosiasia, että lietetuotteiden hyötykäytöstä ei tiedetä aiheutuneen epidemioita. Yksittäisten infektioiden esiintymistä ei kuitenkaan voida poissulkea. Suomessa puhdistamoliete on aina käsiteltävä ennen maatalouskäyttöä ja joillekin tyyppinimille on asetettu myös omia käsittelyvaatimuksia. Tämän lisäksi lainsäädännössä on asetettu lannoitevalmisteille hygieenisen laadun kriteerit (luku 2.1.1). Näillä toimenpiteillä pyritään varmistamaan lannoitevalmisteiden hygieeninen laatu. Jos tulevaisuudessa yhteiskunnan tartuntatautilanne muuttuu siten, että ilmenee merkittävästi uusia taudinaiheuttajia, tulee siinä tapauksessa puhdistamolietteen käsittelytarpeet ja hyötykäyttömahdollisuudet arvioida uudestaan.

## 6.4. Antibioottiresistenssin esiintyminen ja riskitasot

Suomessa antibioottiresistenssigeenejä on maaperässä tutkittu vähän. Tutkimuksia puhdistamoliettestä peräisin olevista antibioottiresistenttigeeneistä ei ole. Muurisen (2017) väitöskirjatutkimuksen mukaan lannan sisältämät antibioottiresistenttigeenit eivät ole Suomen peltomaissa pysyviä vaan niiden määrät vähentyvät nopeasti levityksen jälkeen (ks. tarkemmin kappale 6.4.1). Lypsykarjan tai sian lannasta peräisin olevat antibioottiresistenttiä geeniä kantavat bakteerit eivät todennäköisesti menesty maaperässä tai horisontaalista geenien siirtymistä maaperän bakteereihin ei tapahdu. Tutkimuksessa oli huomioitavaa myös se, ettei tutkitusta peltomaasta löytynyt suurta antibioottiresistenttigeenien vaihtelua ennen ensimmäistä lannanlevitystä otetuista näytteistä, vaikka pellolle oli vuosittain levitetty lantaa jo monen vuosikymmenen ajan. Lisäksi huomioitavaa oli, että bakteerien antiresistenssigeenit rikastuivat lannan talvivarastoinnin aikana. Syytä ilmiölle ei tiedetä, mutta vastaavaa on havaittu myös Yhdysvalloissa tutkittaessa puhdistamolietteen säilytystä.

Puhdistamolietepohjaisilla lannoitteilla tehtyjä tutkimuksia ei Suomesta löydetty, joten myös puhdistamolietteen antibioottiresistenssigeenien pysyvyydestä ei maaperässä ole tietoa. Antibioottiresistenssin aiheuttaman riskin arvioiminen on haasteellista erityisesti, koska Suomessakin puhdistamolietteen mukana ympäristöön päätyy myös antibiootteja, biosidejä ja raskasmetalleja. Näiden esiintyminen voi ylläpitää maaperässä valintapainetta ja mahdollistaa antibioottiresistenssigeenien säilymisen bakteerien perimässä. Olosuhteiden muuttuessa otollisiksi voivat nämä geenit lähteä leviämään ja pahimmassa tapauksessa siirtyä ihmisiä tai eläimiä infektoiviin bakteereihin.

## 6.5. Mikromuovien esiintyminen ja riskitasot

Mittauksia mikromuovien määristä ja pitoisuuksista maaperässä ei Suomessa ole saatavilla. Tästä syystä ei riskinarviota voida Suomen olosuhteissa tehdä. On todennäköistä, ettei mikromuovien riskien arviointiin voida käyttää samaa menetelmää kuin esimerkiksi orgaanisten aineiden riskisuhteiden laskemisessa käytetään. Tämä johtuu siitä, että mikromuovien toksisuuteen vaikuttaa eliöiden lisäksi mikromuovien materiaali, koko, muoto ja lisäaineet. Lisäksi yksi merkittävimmistä tekijöistä mikromuovien aiheuttamassa riskissä on todennäköisesti mikromuovien pinnoille adsorboituneet haitalliset aineet ja taudinaiheuttajat, joiden määrä ja laatu ovat usein tapauskohtaisia.

## 6.6. Vertailu muihin lannoitevalmisteisiin

Haitallisia metalleja, taudinaiheuttajia ja orgaanisia haitta-aineita on myös muissa lannoitevalmisteissa, mineraalilannoitteissa ja orgaanisissa lannoitevalmisteissa. Haitallisten metallien osalta fosforipitoisuuteen suhteutetut mediaanipitoisuudet vastasivat pääosin lantojen pitoisuuksia. Ainoastaan kromi- ja elohopeapitoisuudet olivat huomattavasti lantoja korkeampia (ks. tarkemmin kappale 3.1). Alkuperästä riippuen voi joillakin epäorgaanisilla fosforilannoitteilla olla puhdistamolietettä ja lantoja suurempia kadmiumpitoisuuksia.

Puhdistamolieteteissä voi esiintyä monia erilaisia taudinaiheuttajia, mutta näitä samoja tavataan myös esimerkiksi tuotantoeläinten lannoissa ja esim. biojätteissä (ks. tarkemmin kappale 3.3).

Orgaanisia haitta-aineita tavataan myös muista kuin puhdistamolietepohjaisista lannoitevalmisteistä. Esimerkiksi Marttinen ym. (2014) tutkivat orgaanisten haitta-aineiden esiintymistä biokaasulaitosten käsittelyjäännöksistä. Tuloksissa todettiin, että orgaanisia haitta-aineita löytyi niin puhdistamolietteen kuin biojäte- ja elintarviketeollisuuden sivutuote- ja lantapohjaisistakin lopputuotteista. Ainoastaan lääkeaineiden osalta biokaasulaitoksen syötteellä näytti olevan suurempi vaikutus mädätysjäännöksen kemikaalipitoisuuksiin. Mitä suurempi puhdistamolietteen osuus oli syötteessä, sitä korkeampia olivat joidenkin lääkeaineiden pitoisuudet mädätysjäännöksessä. Lannan osuus oli merkittävä tetrasykliinien pitoisuutta mädätysjäännöksessä selittävä tekijä. Tetrasykliinit ovat yksi käytetyimpiä antibiootteja eläinlääkinnässä (ks. tarkemmin alla). Muiden orgaanisten haitta-aineiden osalta (dioksiinit, PCB, PBDE, PAH(16), nonyylifenolit ja sen etoksilaatit, DEHP ja LAS) ei havaittu yhteyttä minkään syötteen (puhdistamolietteen, lajiteltu yhdyskuntabiojäte, elintarviketeollisuuden sivutuote, rasva ja rasvalietteen, eläinten lanta) osuuden ja haitta-aineen pitoisuuden välillä. Lisäksi raportissa julkaistun kirjallisuuskatsauksen mukaan Euroopassa tehdyissä tutkimuksissa useita orgaanisia haitta-aineita (mm. dioksiinit, PCB, PBDE, PAH(16), nonyylifenolit ja sen etoksilaatit, DEHP ja LAS) on löydetty myös mineraalilannoitteista.

Skotlannissa arvioitiin, että suurimmat riskit ympäristölle kohdistuivat eläinlääkkeenä käytetyistä mikrobilääkkeistä ivermektiinista ja tetrasykliinistä (SEPA 2014). Myös Suomessa eläinten lääkinnessä käytetään lääkeaineita ja erityisesti mikrobilääkkeitä. Sairaantuneet eläimet tulee aina hoitaa, mutta terveiden eläinten lääkintä esimerkiksi kasvun tai tuotannon tehostamiseksi on kielletty (4§, Vna 1054/2014). Lisäksi tiettyjen ihmisten hoidossa tärkeiden antibioottien käyttö on eläinten lääkinnessä kielletty tai niiden käyttöä on rajoitettu (11§, Vna 1054/2014). Lääkkeellä tai muulla eläinten käsittelyssä käytettävällä aineella käsiteltävä eläintä ei saa teurastaa elintarvikkeena käytettäväksi eikä tällaista eläintä tai siitä saatua tuotetta luovuttaa elintarvikkeena käytettäväksi, jos lääkkeestä tai muusta eläinten käsittelyssä käytetystä aineesta aiheutuu haittaa eläimestä saatavan elintarvikkeen turvallisuudelle tai laadulle (11§, 387/2014). Käytännössä tämä tarkoittaa, että eläimen omistajan ja haltijan on noudatettava tuotantoeläimelle annettavalle lääkkeelle määrättyjä varoajoja. Eläinten lannan käytölle ei kuitenkaan ole asetettu varoajoja. Lannan mukana lääkejäämät voivat kulkeutua pelloille, sillä tuotantoeläinten lantaa käytetään yleisesti lannoitteena. Kotieläinten lantaa syntyy Suomessa vuosittain noin 20 miljoonaa tonnia, joka tasan jaettuna tekisi 10 tonnia jokaista viljeltyä peltohehtaaria kohti (Riiko 2014). Lantatuotteet voivat sisältää lääkeainejäämiä, sillä tuotantoeläimil-



le syötetyt lääkeaineet erittyvät joko muuttumattomina tai metaboliitteina eli aineenvaihdunnan tuotteina virtsaan ja ulosteeseen.

Todennäköisimpiä lääkeaineita suomalaisissa lantatuotteissa ovat mikrobilääkkeet, joita vuonna 2013 käytettiin Suomessa eläinten hoitamiseen 13600 kg (UNESCO ja HELCOM 2017). Eniten (lähes 8000 kg) käytettiin penisilliini G -antibioottia ja seuraavaksi eniten (n. 2400 kg) tetrasykliiniä ja doksisykliiniä. Vertailun vuoksi kerrottakoon, että ihmisten hoitamiseen käytettiin Suomessa tetrasykliiniä 1700 kg vuonna 2014 ja doksisykliiniä 640 kg eli lähes saman verran kuin eläinten hoitamiseen (UNESCO ja HELCOM 2017). Vuonna 2014 ihmisten lääkitsemiseen käytettiin antibiootteja (16 erilaista) n. 17300 kg. Estrogeenisesti, androgeenisesti tai gestageenisesti vaikuttavia aineita voidaan myös käyttää yksittäisten tuotantoeläinten lisääntymishäiriöiden hoitoon, tiineyden keskeyttämiseen sekä lisääntymiseen liittyvään käsittelyyn (5§, Vna 1054/2014). Niiden tai muiden lääkeaineiden käyttömääristä ei löydetty tietoa.

Lantatuotteiden antibioottijäämiä on tutkittu BONUS PROMISE -hankkeessa (Bloem ja Lehmann 2016). Hankkeessa analysoitiin antibiootteja Suomesta, Ruotsista ja Saksasta kerätyistä naudan-, sian- ja kananlantänäytteistä (näytteitä analysoitiin yhteensä 27). Sianlanta sisälsi antibiootteja kanan- ja naudanlantaan useammin. Sianlannasta löydettiin yleisimmin oksitetrasykliiniä (korkein pitoisuus 7781 µg/kg ka, näyte Suomesta). Myös naudanlantanäytteissä oksitetrasykliiniä esiintyi korkeimmissa pitoisuuksissa (korkein pitoisuus 1105 µg/kg ka, maa ei tiedossa). Kananlannassa esiintyi eniten siprofloksasiinia, enrofloksasiinia ja tetrasykliiniä, joista korkeimpana pitoisuutena mitattiin enrofloksasiinia (8626 µg/kg ka, näyte Saksasta). Tämän raportin taulukossa 18 on esitetty antibioottien osalta korkeimmat Suomessa mitatut käsitellyn puhdistamolietteen pitoisuudet. Antibioottien pitoisuudet näissä tuotteissa ovat < 4000 µg/kg ka eli samalla tasolla tai pienempiä lantatuotteisiin verrattuna.

Mikrobilääkkeiden käyttöön tuotantoeläimillä liittyy myös antibioottiresistenssin syntymisen ja leviämisen riski. Antibioottiresistenssiä tuotantoeläimissä ja niiden lannassa on esimerkiksi Suomessa seurattu vuodesta 2002 alkaen Eviran Lääkealan turvallisuus- ja kehittämiskeskus FIMEAn toteuttamassa antibioottiresistenssin seurantaohjelmassa, FINRES-Vet (Evira 2018). Seuranta velvoittaa myös Euroopan komissio. Eviran (2017h) mukaan suomalaisista tuotantoeläimistä eristetyissä bakteereissa on vähemmän antibioottiresistenssiä kuin EU:ssa keskimäärin. Antibioottiresistenssiä puhdistamolieteteissä tai puhdistamolietepohjaisissa lannoitevalmisteissa on tutkittu maailmanlaajuisestikin erittäin vähän. Tästä syystä sen merkityksestä antibioottiresistenssin syntymiseen ja leviämiseen verrattuna tuotantoeläinten lantatuotteisiin ei tiedetä.

## 7. Yhteenveto

Tähän raporttiin on koottu tietoa lietteiden haitallisista aineista ja taudinaiheuttajista sekä niiden aiheuttamista riskeistä ihmisten ja ympäristön terveydelle. Tarkasteltuja haitta-aineita olivat haitalliset metallit, orgaaniset haitta-aineet ja mikromuovit. Taudinaiheuttajamikrobeista tarkasteltiin suolistosta peräisin olevien bakteerien, virusten ja alkueläinten lisäksi ihmisille infektiota aiheuttavia ympäristöbakteereita. Lisäksi haitallisena vaikutuksena tarkasteltiin antibioottiresistenssiä.

Työssä arvioitiin lietteiden käytöstä aiheutuvien riskien suuruuksia. Tavoitteena oli tunnistaa ne aineet, aineryhmät, taudinaiheuttajat tai muut mikrobit, jonka suhteen voisimme Suomessa sanoa riskitason olevan alhainen. Toisaalta pyrkimyksenä oli myös tunnistaa ne aineet, aineryhmät, taudinaiheuttajat tai muut mikrobit, joiden suhteen riskitasot ovat koholla tai tutkimustuloksia riskien tarkempaan arviointiin tarvitaan lisää. Haitta-aineryhmittäiset tulokset ja päätelmät on esitetty kappalessa 6. Yhteenvetona voidaan todeta seuraavaa:

1. **Haitallisten metallien** kertyminen kasviin ja riski sitä kautta ihmiselle näyttäisi olevan pieni. Mallinnusten perusteella kadmiumin pitoisuudet ja lisäykset maahan ovat ensisijainen tarkkailtava kohde. Lyijyn ja elohopean pitoisuudet maaperässä eivät arvion mukaan sadankaan vuoden aikana näyttäisi nousevan lähelle pienimpiä haitalliseksi arvioituja pitoisuuksia. Yleensä lisätyt haitalliset metallit kertyvät maahan. Koska maahan lisätyt haitalliset metallit poistuvat maaperästä vain valumaveden tai kasvien oton myötä, maaperän pitoisuutta alentavat prosessit voivat johtaa ongelmiin toisessa ympäristössä. Näin kaikkien haitallisten metallien lisäys maahan olisi pidettävä mahdollisemman alhaisena.
2. **Orgaanisten haitta-aineiden** aiheuttama riski ihmisten terveydelle pohjaveden juonnin, kasvien syönnin tai maa-aineksen syönnin kautta näyttäisi tulosten perusteella olevan vähäinen. Suurimmat riskit näyttäisivät kohdistuvan maaperän ja pohjavesien eliöille. Laskennallisesti arviointuna riskit olivat suuremmat viherrakentamisessa, jossa maaperän ja pohjaveden eliöt altistuvat potentiaalisesti selvästi peltoviljelyä korkeammille haitta-ainepitoisuuksille. Riskinarvioinnin tuloksena 45 aineesta 19 oli sellaisia, jotka potentiaalisesti aiheuttavat riskiä maaperän ja pohjaveden eliöille viherrakentamisessa. Peltolevityksessä potentiaalisesti riskin aiheuttaa 7 ainetta. Huomioitavaa on, että joidenkin aineiden kohdalla (esim. etinyyliestradioli ja ibuprofeeni) kemiallisten analyysien määritysrajat ovat niin korkeita, ettei niiden ympäristöriskejä voida sulkea pois pelkästään sen perusteella, että analyysit ovat osoittaneet pitoisuuksien olevan alle määritysrajojen. Lisäksi tunnistettiin sellaisia yhdisteitä (12 kpl), jotka ovat maaperässä niin pysyviä, että niiden pitoisuudet maaperässä kasvavat peräkkäisten lietelevitysten myötä. Nämä aineet siirtyvät usein myös maaperän eliöihin kuten lieroihin ja voivat näin kulkeutua ravintoketjussa. Näistä perfluorattu aine PFOS, palonestoaine TBBPA ja antibiootit norfloksasiini, ofloksasiini ja siprofloksasiini olivat aineita, joiden riskiosamäärä  $RQ > 1$ . Aineet ovat maaperässä pysyviä ja kulkeutuvat hitaasti levityspaikastaan syvemmälle maaperään tai pintavalunnan mukana. Niiden arvioitiin aiheuttavan tutkituista aineista suurimman riskin maaperän eliöille.
3. **Taudinaiheuttajien** osalta indikaattorimikrobien mittaamiseen perustuvien tutkimusten perusteella puhdistamolietteiden sisältämien taudinaiheuttajien aiheuttama riski hyödynnettäessä puhdistamolieteperäistä lannoitevalmistetta maataloudessa on vähäinen. Vaikka taudinaiheuttajien mittaustulosten osalta aineisto on hyvin vähäistä, päätelmää tukee se tosiasia, että liete- tuotteiden hyötykäytöstä ei tiedetä aiheutuneen epidemioita. Yksittäisten infektioiden esiintymistä ei kuitenkaan voida poissulkea. Suomessa puhdistamoliete on aina käsiteltävä ennen maatalouskäyttöä ja joillekin tyyppinimille on asetettu myös käsittelyvaatimuksia. Tämän lisäksi lainsäädännössä on asetettu lannoitevalmisteille hygieenisen laadun kriteerit (luku 2.1). Näillä toimenpiteillä pyritään varmistamaan lannoitevalmisteiden hygieeninen laatu. Jos tulevaisuudessa yhteiskunnan tartuntatautilanne muuttuu siten, että ilmenee merkittävästi uusia taudinaiheut-

tajia, tulee siinä tapauksessa puhdistamolietteen käsittelytarpeet ja hyötykäyttömahdollisuudet arvioida uudestaan.

4. **Antibioottiresistenssi** on maailmanlaajuisesti huolestuttava ilmiö. Suurimpana uhkakuvana on sellaisen bakteerikannan kehittyminen, jonka infektoiva annos on alhainen, joka kantaa viimeiselle vaikuttavalle antibiootille vastuskykyistä geeniä ja joka kykenee siirtymään ihmiseen ja lisääntymään elimistössä. Globaalisti antibioottiresistenssin syntyminen ja leviäminen on todennäköisintä maissa, joissa antibioottien käyttö on suurta ja joissa jätevedenkäsittely ja hygienia ovat puutteelliset. Antibioottiresistenssin aiheuttaman riskin arvioiminen Suomessa erityisesti puhdistamolietepohjaisten lannoitevalmisteiden käytön seurauksena on äärimmäisen haasteellista. Tiedämme, että jätevedenpuhdistamalla lietteeseen rikastuu antibioottiresistenttejä geenejä, mutta niiden käyttäytymisestä lietteenkäsittelyssä tai maaperässä on vielä hyvin vähän tietoa. Lisäksi lietteiden mukana ympäristöön päätyy myös antibiootteja, biosidejä ja raskasmetalleja. Näiden esiintyminen voi ylläpitää maaperässä valintapainetta ja mahdollistaa antibioottiresistenssigeenien säilymisen bakteerien perimässä.
5. **Mikromuovien** osalta tutkimusta on maailmanlaajuisestikin erittäin vähän erityisesti puhdistamolietteistä. Tietoa mikromuovien määristä ja pitoisuuksista maaperässä ei Suomessa ole saatavilla. Tästä syystä ei riskinarviota voida Suomen olosuhteissa tehdä. Mikromuovien osalta on muistettava, että pelloille ja maaperään päätyy mikromuoveja monia eri reittejä, joista puhdistamolietepohjaiset lannoitteet ovat vain yksi lähde. Muita lähteitä ovat esimerkiksi polymeeriset katteet, kasvihuoneet ja kasvutunnelit, joista voi irrota palasia maaperään, jossa ne voivat hajota edelleen pienemmiksi partikkeleiksi. Lisäksi roskaamisen kautta maaperään päätyy isompia muovinpalasia, jotka voivat hajota pienemmiksi. Myös tuulen mukana ja kaukokulkeutumana voi pelloille päätyä mikromuoveja. Vesistöissä olevat mikromuovit voivat joutua pelloille, jos vettä käytetään kasteluun tai jos pintavedet nousevat pelloille tulvien aikana. Maaperässä ja erityisesti peltomaissa on siis hyvin todennäköisesti ainakin jonkinlainen taustapitoisuus mikromuoveja, vaikkei sitä lannoitettaisi puhdistamolietepohjaisilla tuotteilla.

On selvää, että puhdistamolietepohjaisissa lannoitevalmisteissa esiintyy haitallisia metalleja, orgaanisia haitta-aineita, taudinaiheuttajia ja mikromuoveja ja että niillä on roolinsa antibioottiresistenssin synnyssä ja leviämisessä. Toisaalta on muistettava, että samoja aineita tavataan myös muista orgaanisista lannoitevalmisteista ja jopa mineraalilannoitteista (ks. tarkemmin kappale 6.6). Jos esimerkiksi verrataan puhdistamolietteiden haitallisten metallien pitoisuutta suhteessa fosforipitoisuuteen, ainoastaan kromi- ja elohopeapitoisuudet olivat huomattavasti lantoja korkeampia. Muiden metallien osalta pitoisuudet vastasivat toisiaan. Alkuperästä riippuen joillakin epäorgaanisilla fosforilannoitteilla oli puhdistamolietteitä ja lantoja suuremmat kadmiumpitoisuudet. Lääkeaineiden osalta on muistettava, että Suomessa käytetään lähes saman verran antibiootteja eläinten kuin ihmisten hoitamiseen. Lannan käytölle ei ole asetettu varoikoja, joten antibiootteja voi päätyä lannoituksen mukana pelloille. Tuotantoeläinten lannoissa voi esiintyä myös monia tautia aiheuttavia viruksia, loisia ja suolisto- ja ympäristöbakteereja. Näitä on todettu esiintyvän myös biojätteissä. Jatkossa tulisi tarkemmin verrata eri lannoitevalmisteiden aiheuttamia riskejä ympäristön ja ihmisen terveydelle. Muita tutkimustarpeita on esitetty kappaleessa 8.

## 8. Tutkimustarpeet

### 8.1. Orgaaniset haitta-aineet

Tässä raportissa tunnistettiin aineita, jotka potentiaalisesti aiheuttavat riskiä ympäristössä. Riskinarviointi perustui laskelmiin, joissa lähtöarvojen luotettavuus on erityisen tärkeää. Tästä syystä laskelmat on hyvä suorittaa uudelleen, kun aineille saadaan lisää tietoa niiden pitoisuuksista, käyttäytymisestä maaperässä tai toksisuudesta eliöille tai ihmiselle. On myös tarpeen kehittää analyysimenetelmiä, koska kaikkien aineiden osalta määritysrajat eivät ole riittävän alhaisella tasolla riskinarvion tavoitteisiin nähden. Lisätietoa tarvitaan seuraavista asioista:

1. Aineiden pitoisuudet puhdistamolietepohjaisissa lannoitevalmisteissa, maaperässä ja pohjavesissä. Mittauksia aineiden pitoisuuksista lannoitevalmisteissa on tehty, mutta varmuuden lisäämiseksi tarvitaan enemmän mittauksia. Mittauksia maaperästä esimerkiksi pelloilta, viheralueilta ja pohjavesistä tarvitaan lisää. Mittauksia tulisi tehdä myös referenssialueilta, joissa ei ole käytetty puhdistamolietepohjaisia lannoitevalmisteita, jotta voidaan arvioida muiden lähteiden vaikutus aineiden pitoisuuksiin.
2. Aineiden pitoisuudet lannassa ja muissa orgaanisissa lannoitevalmisteissa. Erityisesti mikrobi-lääkkeiden pitoisuuksia tuotantoeläinten lannassa tulisi selvittää.
3. Aineiden ekotoksisuus maaperän eliöille. Joillekin aineille (4-oktyylifenoli, PFOS, PFOA, doksisykliini, flubendatsoli, oksitetrasykliini, sitalopraami ja parasetamoli) ei löytynyt riittäviä tietoja aineiden toksisuudesta maaperän eliöille. Näissä tapauksissa toksisuutta maaperän eliöille joudutaan arvioimaan vesieliöille tehtyjen ekotoksisuustulosten perusteella.
4. Aineiden käyttäytyminen ja hajoaminen maaperässä. Suurimmalle osalla aineista hajoamisko-keet on tehty laboratoriossa ja yleensä > 20 °C lämpötilassa. Hajoaminen todellisissa olosuhteissa erityisesti Suomen ilmastossa voi siis poiketa erittäin paljon laboratoriossa määritetystä. Vaikka tässä tutkimuksessa pyrittiin huomioimaan lämpötilan vaikutus hajoamiseen, tulisi saada lisää tietoa aineiden käyttäytymisestä todellisissa olosuhteissa.

### 8.2. Taudinaiheuttajat

Tällä hetkellä puhdistamolietetuotteen hygieeninen laatu varmistetaan käyttäen *Salmonella*- ja *E. coli*-bakteereita ns. indikaattorimikrobeina. Näiden bakteerien poissaolo tai vähenemä ei kuitenkaan kokonaan takaa bakteerien itiöiden, viruspartikkelien tai alkueläinten kystien ja ookystien eikä ympäristöperäisten taudinaiheuttajien poistumista tai inaktivaatiota. Suolistoperäisistä taudinaiheuttajista tulisi arvioida noroviruksen ja *C. difficile*-bakteerin esiintyvyys puhdistamolietetuotteissa sekä hygienisointimenetelmien tehokkuus niihin. Norovirus on yleisin suolistoperäinen taudinaiheuttaja ja erittäin kestävä ympäristössä. *C. difficile*-bakteerin moniresistentit ja hypertoksiset kannat taas voivat aiheuttaa vaikeita infektioita. Nykyisin käytössä olevia indikaattorimikrobeja tulisikin arvioida uudelleen ja arvioida myös, ovatko ne riittävät, jos yhteiskunnan tartuntatautilanne tulevaisuudessa muuttuu. Lisäksi tulisi arvioida sopivaa indikaattoria myös muille kuin suolistoperäisille taudinaiheuttajille.

Myös McCarthy ym. (2015) ovat selvityksessään todenneet, että tarvitaan lisätietoa ns. uusista taudinaiheuttajista puhdistamolietetuotteiden hyötykäytössä ja käytössä olevien indikaattorimikrobien uudelleenarviointia. Heidän mukaansa tarvittaisiin myös lisätietoa mm. taudinaiheuttajien (etenkin virusten ja alkueläinten) lukumääristä puhdistamolietetuotteissa, erilaisten lietteenkäsittely-tekniikoiden vaikutuksesta niihin, niiden inaktivoitumisesta ympäristössä sekä annos-vastesuhteesta.

Lisäksi heidän mukaansa tarvitaan standardisoituja analyysimenetelmiä taudinaiheuttajien määrän ja elävyyden määrittämiseksi puhdistamolietetuotteista ja maasta. Heidän mukaansa eri lietteenkäsittelytekniikoiden vaikutuksesta *C. difficile*-bakteeriin ei ole tietoa.

Ympäristöperäisistä taudinaiheuttajista legionellojen osalta pitäisi selvittää jätevesiperäisen lietteen ja lietteestä valmistettujen lopputuotteiden sisältämiä legionellapitoisuuksia ja sitä, miten niitä voidaan hygienisoinnin avulla pienentää. Loppukäyttäjälle päätyvän multamaisen tuotteen tulisi olla terveyden kannalta turvallinen myös silloin, kun sille altistutaan ilmateitse (pöly, aerosolit). Jos turvalliseen lopputuotteeseen ei nykytekniikoilla päästä, pitäisi kehittää mahdollisuuksien mukaan parempia hygienisointimenetelmiä. Jos legionellan poiston kannalta tehokas hygienisointi ei olisi mahdollista, tulisi lisätä tiedottamista riskeistä, varmistaa suojautuminen ja estää aerosolien ja pölyn muodostumista ja leviämistä lietteen ja/tai lietetuotteiden käsittelyn aikana.

### 8.3. Antibioottiresistenssi

Antibioottiresistenssin osalta tutkimusta tarvitaan lisää erityisesti antibioottiresistenssigeenien rikastumisesta puhdistamolietteeseen sekä käyttäytymisestä lietteenkäsittelyssä Suomen olosuhteissa. Lisäksi Suomessa ei ole olemassa tutkimusta siitä, siirtyvätkö lietepohjaisissa lannoitevalmisteissa olevat antibioottiresistenssigeenit tuotteen levityksen yhteydessä maaperään ja ovatko ne siellä pysyviä. Myös antibioottien, raskasmetallien ja biosidien roolista antibioottiresistenssin syntymiseen ja leviämiseen maaperässä tulisi tietää lisää. Norjalaisen kirjallisuusselvityksen mukaan maaperässä erityisesti kuparille (Cu), sinkille (Zn) ja kadmiumille (Cd) resistenttien geenien yhteys antibioottiresistenttiin tulisi tutkia tarkemmin (VKM 2017). Kuparia ja sinkkiä lisätään tuotantoeläinten rehuun ja kadmiumin pitoisuudet ovat joissain mineraalilannoitteissa korkeita.

### 8.4. Mikromuovit

Mikromuovitutkimus on vasta alkuvaiheessa ja monista jätevedeen ja ympäristöön liittyvistä ilmiöistä tiedetään vielä hyvin niukasti. Toisaalta tiedeyhteisö ei vielä ole päässyt yhteisymmärrykseen edes mikromuovien käsitteestä tai siitä, miten mikromuovien määrää ympäristössä mitataan. Harvassa tutkimuksessa on esimerkiksi mitattu aivan pienimpien (< 20 µm) mikromuovien määrää jätevedessä tai lietteessä pääosin näytteenottoon liittyvien haasteiden vuoksi (mm. suodattimien ja sihtien tukkeutuminen). Kuitenkin esimerkiksi autojen rengaspölyn sisältämät mikromuovit voivat olla kooltaan selvästi tätä pienempiä. Yhteisiä sääntöjä mikromuovien määrittellelle, näytteenotolle ja analysoinnille siis tarvitaan.

Mikromuovien rinnalla tulisi lisäksi huomioida myös luonnonkuidut. Talvitie ym. (2017) mukaan myös luonnonkuidut voivat sitoa itseensä haitallisia aineita tai eliöitä ja toimia näin vektoreina näiden kulkeutumiselle ympäristöön. Helsingin Viikinmäen jätevedenpuhdistamolla tehdyn tutkimuksen mukaan käsitellyn jäteveden mikroroskasta 66 % oli luonnonkuituja. Koska erityisesti kuidut erottuvat jätevedenpuhdistuksessa lietteeseen, on todennäköistä, että luonnonkuitujen määrä lietteessä on korkea.

Riskitasojen arviointiin tarvitaan tietoa mikromuovien ekotoksisuudesta. Tutkimusta tarvitaan lisää Pohjoismaissa realistisissa ympäristöpitoisuuksissa sekä erityisesti muovien lisäaineiden ja niiden pintaan kiinnittyneiden haitallisten aineiden vaikutuksista.

### 8.5. Yhteisvaikutukset

Tässä arviossa aineiden ja eliöiden aiheuttamia riskejä on arvioitu aine- tai ryhmäkohtaisesti. Ympäristön kannalta olisi kuitenkin relevantimpaa pyrkiä arvioimaan aineiden yhteisvaikutuksia. Euroopan komission (2009) mukaan arvio aineiden yhteisvaikutuksista voidaan tehdä laskemalla yhteen yksit-

täisten aineiden RQ-arvoja (Euroopan komissio 2009). Tällä tekniikalla arvioitiin ruotsalaisessa tutkimuksessa (Sternbeck ym. 2013) metallien ja orgaanisten haitta-aineiden yhteisvaikutuksia erikseen molemmille. Laskelmissa käytettiin lietteen keskimääräisiä haitta-ainepitoisuuksia. Metalleille laskettiin  $\Sigma RQ = 1,2$  peltolannoituksessa ja  $2,6$  metsälannoituksessa. Orgaanisille aineille  $\Sigma RQ$  oli  $0,6$  peltolannoituksessa ja  $27$  metsälannoituksessa. Liete sisältää kuitenkin paljon enemmän aineita kuin mitä tutkimuksessa on ollut mukana, joten pelkästään RQ-suhteiden yhteenlaskenta ei anna oikeaa kuvaa mahdollisista haitoista. Sternbeck ym. (2013) mukaan parempi tapa arvioida aineiden yhteisvaikutuksia olisi tehdä kenttäkokeita, jossa lietettä levitetään tutkittavalle maa-alueelle.

## 9. Kirjallisuuslähteet

### Säädökset

- EU:n lannoiteasetus (EY 2003/2003). Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 2003/2003 lannoitteista.
- Neuvoston direktiivi 86/278/ETY ympäristön, erityisesti maaperän, suojelusta käytettäessä puhdistamolietettä maanviljelyssä.
- EU:n sivutuoteasetus ((EY) N:o 1069/2009). Euroopan parlamentin ja neuvoston asetus (EY) N:o 1069/2009, muiden kuin ihmisravinnoksi tarkoitettujen eläimistä saatavien sivutuotteiden ja niistä johdettujen tuotteiden terveysäännöistä sekä asetuksen (EY) N:o 1774/2002 kumoamisesta.
- EU:n sivutuoteasetuksen täytäntöönpanoasetus ((EU) N:o 142/2011)
- Lannoitevalmistelaki (539/2006)
- Laki eläinten lääkitsemisestä (387/2014)
- Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista (MMM 24/11) muutoksineen (12/12, 7/13, 12/15, 21/15, 5/16)
- Valtioneuvoston asetus eräiden maa- ja puutarhataloudesta peräisin olevien päästöjen rajoittamisesta (ns. nitraattiasetus, VNa1250/2014).
- Valtioneuvoston asetus eräiden lääkeaineiden käytön kieltämisestä eläimille (Vna 1054/2014).

### Kirjallisuuslähteet

- Aattela, E. 2013. Kompostoidut kierrätysmateriaalit nurmikon perustamisessa. Ammattikorkeakoulun opinnäytetyö. Hämeen ammattikorkeakoulu. Puutarhatalouden koulutusohjelma.
- Adeel, M., Song, X., Wang, Y., Francis, D. ja Yang, Y. 2017. Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. *Environment International* 99: 107–119.
- Ahlfors, K. 2007. Environmental Risk Assessment of Selective Serotonin Reuptake Inhibitors (SSRIs) Fluoxetine, Citalopram, Sertraline, Paroxetine and the Benzodiazepine Oxazepam. Projektrapport från utbildningen i EKOTOXIKOLOGI, Uppsala Universitet, Ekotoxikologiska avdelningen Nr 116.
- Akram, R., Amin, A., Z. Hashmi, M., Wahid, A., Mubeen, M., Hammad, H.M., Fahad, S. ja Nasim, W. 2017. Fate of Antibiotics in Soil. *Antibiotics and Antibiotics Resistance Genes in Soils*, Chapter 11. *Soil Biology* 51.
- Andersson, P.-G. 2015. Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-2014. Ett projekt i samverkan mellan kommunerna Malmö, Lund, Trelleborg, Kävlinge, Burlöv, Lomma, Staffanstorps och Svedala, samt SYSAV och Svenskt Vatten Utveckling. Hushållningssällskapens rapportserie 17. 59 s.
- Barron ym. 2009. Predicting sorption of pharmaceuticals and personal care products onto soil and digested sludge using artificial neural networks. *Analyst*, 134, 663-670.
- 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-Palme, J. ja Larsson, D.G.J. Concentrations of antibiotics predicted to selected for resistant bacteria: Proposed limits for environmental regulation. 2016. *Environment International* 86: 140–149.
- Bergström, S. 2014. Transport of per- and polyfluoroalkyl substances in soil and groundwater in Uppsala, Sweden. Degree project. Swedish University of Agricultural Sciences. Department of Aquatic Sciences and Assessment.
- Berninger, K., Pihl, T., Kasanen, P., Mikola, A., Tynkkynen, O., Vahala, R. 2017. Jätevesien fosfori hyötykäyttöön – teknologioita ja ohjaukeinoja. Valtioneuvoston selvitys- ja tutkimustoiminnan jul-kaisusarja 62/2017. 70 s.
- BIO Intelligence Service (2013), Study on the environmental risks of medicinal products, Final Report prepared for Executive Agency for Health and Consumers.
- Bloem, E. ja Lehmann, L. 2016. Report on contamination of P-rich waste materials with organic xenobiotics. BONUS PROMISE project deliverable 2.2. Saatavilla: [https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt\\_en/projects/promise/Publications](https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt_en/projects/promise/Publications)
- Bloem, E., Albiñ, A., Elving, J., Hermann, L., Lehmann, L., Sarvi, M., Schaaf, T., Schick, J., Turtola, E., Ylivainio, K. 2017. Contamination of organic nutrient sources with potentially toxic elements, antibiotics and pathogen

- microorganisms in relation to P fertilizer potential and treatment options for the production of sustainable fertilizers: A review. *Science of the Total Environment* 607–608: 225–242.
- Boarato-David, E., Guimarães, S., Cacciò, S. 2016. *Giardia duodenalis*. Teoksessa: Rose, J. B ja Jiménez-Cisneros, B. (toim) Global Water Pathogens Project. <http://www.waterpathogens.org> (Fayer, R. ja Jakubowski, W. (toim) Part 3 Protists) Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO
- Boening, D. W. 2000. Ecological effects, transport, and fate of mercury: a general review. *Chemosphere* 40: 1335-1351.
- Bolan, N., Adriano, D., Mahimairaja, R. 2015. Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 34: 291–338.
- Bourdat-Deschamps, M., Ferhi, S., Bernet, N., Feder, F., Crouzet, O., Patureau, D., Montenach, D., Moussard, G.D., Mercier, V., Benoit, P. ja Houot, S. 2017. Fate and impacts of pharmaceuticals and personal care products after repeated applications of organic waste products in long-term field experiments. *Science of the Total Environment* 607–608: 271–280.
- Bradl, H.B. 2004. Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science* 277: 1–18.
- Brodin, T., Fick, J., Jonsson, M. ja Klaminder, J. 2013. Dilute Concentrations of a Psychiatric Drug Alter Behavior of Fish from Natural Populations. *Science* 339: 814.
- Brooks, J. P., McLaughlin, M. R., Gerba, C.P., Pepper, I.L. 2012. Land application of manure and class B biosolids: An occupational and public quantitative microbial risk assessment. *J. Environ. Qual.* 41: 2009-2023.
- Brooks, J. P., Tanner, B. D., Gerba, C. P., Haas, C. N., Pepper, I.L. 2005. Estimation of bioaerosol risk of infection to residents adjacent to a land applied biosolids site using an empirically derived transport model. *J. Appl. Microbiol.* 98: 397-405.
- Brozinski, J.-M. 2013. Identification and application of bile metabolites to assess the exposure of fish to pharmaceuticals in the environment. PhD Thesis. Åbo Akademi.
- Bull, S., Green, O. ja Carter, J. 2014. Toxicological evaluation for pharmaceuticals in drinking water. Objective 6: Final report. Report for Drinking Water Inspectorate. Ricardo-AEA/R/ED59005 Issue Number 2 Date 26/06/2014
- Bundschuh, M., Hahn, T., Ehrlich, B., Höltge, S., Kreuzig, R. ja Schulz, R. 2015. Acute Toxicity and Environmental Risks of Five Veterinary Pharmaceuticals for Aquatic Macroinvertebrates. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. September 2015.
- Cameron, R.L., Pollock, K. G. L., Lindsay, D. S. J., Anderson, E. 2016. Comparison of *Legionella longbeachae* and *Legionella pneumophila* cases in Scotland; implications for diagnosis, treatment and public health response. *Journal of Medical Microbiology* 65: 142–146.  
<http://jmm.microbiologyresearch.org/content/journal/jmm/10.1099/jmm.0.000215#jmm000215-Potts1>
- Carballo, M., Aguayo, S., González, M. Esperon, F. ja de la Torre, A. 2016. Environmental Assessment of Tetracycline's Residues Detected in Pig Slurry and Poultry Manure. *Journal of Environmental Protection* 7: 82–92.
- Carlsson, C., Johansson, A.-K., Alvan, G., Bergman, K. ja Kühler, T. 2006. Are pharmaceuticals potent environmental pollutants? Part I: Environmental risk assessments of selected active pharmaceutical ingredients. *Science of the Total Environment* 364: 67–87.
- Carr, D.L., Morse, A.N., Zak, J.C. ja Anderson, T.A. 2011. Microbially Mediated Degradation of Common Pharmaceuticals and Personal Care Products in Soil Under Aerobic and Reduced Oxygen Conditions. *Water Air and Soil Pollution* 216: 633–642.
- Carr, S.A., Liu, J., Tesoro, A.G. 2016. Transport and fate of microplastic particles in wastewater treatment plants. *Wat. Res.* 91: 174–182.
- Carrington, E. G. 2001. Evaluation of sludge treatments for pathogen reduction, final report. Study contract No B4-3040/2001/322179/MAR/A2 for the European Commission directorate – general environment.
- Carter, L.J., Harris, E., Williams, M. Ryan, J.J., Kookana, R.S. ja Boxall, A.B.A. 2014. Fate and Uptake of Pharmaceuticals in Soil-Plant Systems. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 62: 816–825.
- Casati, S., Gioria-Martinoni, A., Gaia, V. 2009. Commercial potting soils as an alternative infection source of *Legionella pneumophila* and other *Legionella* species in Switzerland. *Clin Microbiol In-fect.*: 15:571-5.  
[https://ac.els-cdn.com/S1198743X1460447X/1-s2.0-S1198743X1460447X-main.pdf?\\_tid=5a209842-db7c-11e7-8184-0000aab0f26&acdnat=1512671459\\_f054193f75d335965b4601f61000f25](https://ac.els-cdn.com/S1198743X1460447X/1-s2.0-S1198743X1460447X-main.pdf?_tid=5a209842-db7c-11e7-8184-0000aab0f26&acdnat=1512671459_f054193f75d335965b4601f61000f25)
- ChemSpider. Free chemical structure database. Saatavilla: <http://www.chemspider.com/>
- Chen, Q.C., An, X., Li, H., Su, J., Ma, Y. Ja Zhu, Y.-G. 2016. Long-term field application of sewage sludge increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil. *Environ Int.* 92–93: 1–10.



- Clemens, S. 2006. Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. *Biochimie* 88: 1707-1719.
- Danish EPA 2017. Microplastic in Danish wastewater. Sources, occurrences and fate. Environmental Project No 1906. Eds. Vollertsen, J. ja Hansen, A.A. The Danish Environmental Protection Agency. 54 s.
- Déléry, L., Gay, G., Denys, C., Brunet, H., Déportes, I., Cauchi, A., Aupetitgendre, M. 2006. Health risk assessment for sewage sludge applied to land in France. *WIT Transactions on Ecology and the Environment* 92: 537 – 546.
- Demayo, A., Tatlor, M. C., Taylor, K. W., Hodson, P. V., Hammond, P. B. 1982. Toxic effects of lead and lead compounds on human health, aquatic life, wildlife plants, and livestock. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 12:257-305.
- Di Giovanni, G. D., Lamb, N., Chalmers, R., Kang, G. 2017. *Cryptosporidium* spp. Teoksessa: Rose, J.B ja Jiménez-Cisneros, B. (toim) *Global Water Pathogens Project*. <http://www.waterpathogens.org> (Fayer, R. ja Jakubowski, W. (toim) Part 3 Protists) Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.
- Di Nica, V. 2015. Studies of mixture effects of emerging contaminants in the environment. PhD Thesis. Department of Earth and Environmental Sciences (DiSAT). University of Milano-Bicocca.
- Duis, K. ja Coors, A. 2016. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects. *Environ. Sci. Eur.* 28(2): 25 s.
- Dumontet S., Dinel H., Baloda S. B. 1999. Pathogen reduction in sewage sludge by composting and other biological treatments: a review. *Biological Agriculture and Horticulture* 16: 409–430.
- ECHA 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment: Part II. [https://echa.europa.eu/documents/10162/16960216/tgdpart2\\_2ed\\_en.pdf](https://echa.europa.eu/documents/10162/16960216/tgdpart2_2ed_en.pdf).
- ECHA 2011. SVHC Support document, 4.(1,1,3,3-tetramethylbutyl)phenol, 4-tert-octylphenol. Adopted on 9 December 2011.
- Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J., Allen M.J. 2000. *Escherichia coli*: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology* 88: 106-116.
- EFSA 2008. Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food chain 1. *The EFSA Journal*, 653, 1-131.
- EFSA 2011. SCIENTIFIC OPINION Scientific Opinion on Polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in Food. *EFSA Journal* 2011 9(5):2156.
- EFSA 2012a. Scientific opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food. EFSA Panel on Contaminants in the Food Chain (CONTAM). *EFSA Journal* 2012: 10(12):2985. Saatavilla: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/2985>.
- EFSA 2012b. Cadmium dietary exposure in the European population. Scientific report of EFSA. European Food Safety Authority. *EFSA Journal* 2012: 10(1):2551. Saatavilla: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.2903/j.efsa.2012.2551/epdf>.
- EFSA 2012c. Lead dietary exposure in the European population. Scientific report of EFSA. European Food Safety Authority. *EFSA Journal* 2012:10(7):2831. Saatavilla: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/2831>.
- Elving, J. 2009. Pathogen inactivation and regrowth in organic waste during biological treatment. Li-centiate thesis. Department of Biomedical Sciences and Veterinary Public Health. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala 2009. Report n. 3
- Elving, J. ja Albihn, A. 2016. Report on contamination of P-rich waste materials with pathogens relevant to animals and humans, emphasis on zoonoses. BONUS PROMISE deliverable 2.1. 10 s. Saatavilla: [https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt\\_en/projects/promise/Publications](https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt_en/projects/promise/Publications)
- EMA 2016. Countries should reduce use of colistin in animals to decrease the risk of antimicrobial resistance. *Lehdistötiedote* 27.7.2016. Luettavissa: [http://www.ema.europa.eu/ema/index.jsp?curl=pages/news\\_and\\_events/news/2016/07/news\\_detail\\_002579.jsp&mid=WC0b01ac058004d5c1](http://www.ema.europa.eu/ema/index.jsp?curl=pages/news_and_events/news/2016/07/news_detail_002579.jsp&mid=WC0b01ac058004d5c1).
- EPISUITE. EPI Suite™-Estimation Program Interface. Saatavilla: <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/epi-suite-estimation-program-interface>
- Ericson, H., Thorsén, G. Ja Kumblad, L. 2010. Physiological effects of diclofenac, ibuprofen and propranolol on Baltic Sea blue mussels. *Aquatic Toxicology* 99: 223–231.
- Eriksen, G.S., Amundsen, C.E., Bernhoft, A., Eggen, T., Grave, K., Halling-Sørensen, B., Källqvist, T., Sogn, T., Sverdrup, L. 2009. Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. Opinion of the Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety. 242 s. Saatavilla: <http://www.vkm.no/download/18.645b840415d03a2fe8f1293/1501260413588/2ae7f1b4e3.pdf>

- Eriksson, J., Öborn, I., Jansson, G., Andersson, A. 1996. Factors influencing Cd-content in crops. Results from Swedish field investigations. Swedish Journal of Agricultural Research 26: 125-133.
- EU 2002. European Union Risk Assessment Report. 4-nonylphenol (branched) and nonylphenol. European Chemicals Bureau. Institute for Health and Consumer Protection.
- EU 2003c. European Union Risk Assessment Report. 4,4'-isopropylidenediphenol (bisphenol-A). European Chemicals Bureau. Institute for Health and Consumer Protection.
- EU 2004. European Union Risk Assessment Report. Dibutyl phthalate (DBP). European Chemicals Bureau. Institute for Health and Consumer Protection.
- EU 2007. European Union Risk Assessment Report. Benzyl butyl phthalate (BBP). European Chemicals Bureau. Institute for Health and Consumer Protection.
- EU 2008a. European Union Risk Assessment Report. Bis(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP). European Chemicals Bureau. Institute for Health and Consumer Protection.
- EU 2008b. European Union Risk Assessment Report. Environment Addendum of April 2008 (to be read in conjunction with published EU RAR of BPA, 2003) 4,4'-ISOPROPYLIDENEDIPHENOL (Bisphenol-A) Part 1 Environment. Joint Research Centre Institute for Health and Consumer Protection.
- EU 2008c. Risk assessment of 2,2',6,6'-tetrabromo-4,4'-isopropylidene diphenol (tetrabromobisphenol-A). Final Environmental Rar of February 2008.
- EU 2014. Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on nonylphenol and nonylphenol ethoxylates.
- EU 2015a. Committee for Risk Assessment (RAC) Committee for Socio-economic Analysis (SEAC). Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Perfluorooctanoic acid (PFOA), PFOA salts and PFOA-related substances. European Chemical Agency.
- EU 2015b. Regulation (EU) No 528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Triclosan. Product-type 1 (Human hygiene).
- Euroopan komissio 2009. Kortenkamp A, Backhaus T och Faust M., 2009. State of the Art Report on Mixture Toxicity - Final Report, Executive Summary. European commission.
- European Commission 2010. Environmental, economic and social impacts of the use of sewage sludge on land. Final report. Part III: Project interim reports. [http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/part\\_iii\\_report.pdf](http://ec.europa.eu/environment/archives/waste/sludge/pdf/part_iii_report.pdf)
- Evira 2017a. Tiedonanto haitallisten metallien pitoisuksista maanparannusaineissa 2017.
- Evira 2017b. Ruokamyrkytykset. <https://www.evira.fi/elintarvikkeet/tietoa-elintarvikkeista/elintarvikevaarat/ruokamyrkytykset/> Viitattu 24.11.2017.
- Evira 2017c. Bakteerien aiheuttamat taudit. <https://www.evira.fi/elaimet/zoonosikeskus/zoonosivit/bakteerien-aiheuttamat-taudit/>. Viitattu 27.11.2017.
- Evira 2017d. Loisten aiheuttamat taudit. <https://www.evira.fi/elaimet/zoonosikeskus/zoonosivit/loisten-aiheuttamat-taudit/>. Viitattu 24.11.2017.
- Evira 2017e. Kadmium. <https://www.evira.fi/yhteiset/vierasaineet/tietoa-vierasaineista/raskasmetallit/kadmium/> .Viitattu 24.10.2017.
- Evira 2017f. Lyijy. <https://www.evira.fi/yhteiset/vierasaineet/tietoa-vierasaineista/raskasmetallit/lyijy/>. Viitattu 24.10.2017.
- Evira 2017g. Elohopea. <https://www.evira.fi/yhteiset/vierasaineet/tietoa-vierasaineista/raskasmetallit/elohopea/> .Viitattu 24.10.2017.
- Evira 2017h. Suomalaisista tuotantoeläimistä eristetyissä bakteereissa vähemmän mikrobilääkeresistenssiä kuin EU:ssa keskimäärin. Eviran uutinen 8.6.2017. Kotisivu: <https://www.evira.fi/elaimet/zoonosikeskus/ajankohtaista/2017/suomalaisista-tuotantoelaimista-eristetyissa-bakteereissa-vahemman-mikrobilaake-resistenssia-kuin-eussa-keskimaarin/>
- Evira 2018. Antibioottiresistenssin seuranta. Kotisivut: <https://www.evira.fi/elaimet/elainten-terveys-ja-elaintaudit/laakitseminen/antibioottiresistenssin-seuranta/>. Vierailtu 28.1.2018
- Faxå, J. 2010. Slamhygienisering med Kemicond på Käppalaverket. Examensarbete 2011. Vattenför-sörjnings- och Avloppsteknik Institutionen för Kemiteknik, LTH. Lunds Universitetet. Saatavilla: <https://www.yumpu.com/sv/document/view/26957599/slamhygienisering-med-kemicond-pa-kappalaverket-svenskt-vatten/2> .126 s.
- Fayer, R. ja Jakubowski, W. (toim). 2017. Part 3. Protists. Teoksessa: Rose, J. B. ja Jiménez-Cisneros, B. (toim) Global Water Pathogens Project. <http://www.waterpathogens.org>. Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.

- Fijalkowski, K., Rorat, A., Grobelak, A., Kacprzak, M. J. 2017. The presence of contaminations in sewage sludge - The current situation. *Journal of Environmental Management* 203: 1126-1136.
- Finnish Environment Institute 2000. Cadmium in fertilizers, Risks to human health and the environment. Study report for the Finnish Ministry of Agriculture and Forestry. 120 s.
- Fjäder, P. 2016a. Merten roskaantumisen, muovit, mikromuovit ja haitalliset aineet. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37. Suomen ympäristökeskus (SYKE). 59 s.
- Fjäder, P. 2016b. Yhdyskuntajätevesilietteiden maatalouskäytön ja viherrakentamisen riskit RUSSOA I-III Loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 43. 58 s. + liitteet.
- Flemming, C., Soller, J., Simhon, A., Seto, E. 2009. Pathogen characterization of fresh and stored biosolids and implications of a screening level microbial risk assessment. *Residuals and Biosolids* 2009.
- Flora S.J.S., Pachauri, V., Saxena G. 2011. Arsenic, cadmium and lead. Chapter 23 teoksessa: Gupta RC (toim.), *Reproductive and Developmental Toxicology*, Elsevier.
- Gabriel, M.C. ja Williamson, D.G. 2004. Principal biogeochemical factors affecting the speciation and transport of mercury through the terrestrial environment. *Environmental Geochemistry and Health* 26: 421-434.
- Gale, P. 2003a. Using event trees to quantify pathogen levels on root crops from land application of treated sewage sludge. *Journal of applied microbiology* 94: 35-47.
- Gale, P. 2003b. Pathogens in Biosolids - Microbial Risk Assessment. UK Water Industry Research Limited.
- Gale, P. 2005. Land application of treated sewage sludge: quantifying pathogen risks from consumption of crops. *Journal of applied microbiology* 98: 380-396.
- Gale, P., Stanfield, G. 2001. Towards a quantitative risk assessment for BSE in sewage sludge. *Journal of applied microbiology* 91: 563-569.
- Gerba, C, Pepper, I., Whitehead, LIII. 2002a. 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.
- Gerba, C. P., Pepper, I. L., Whitehead, L. F. 2002b. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. *Water Sci. Technol.* 46: 225-230.
- Grabicova, K., Lindberg, R.H., Östman, M., Grabic, R., Randak, T., Larsson, D.G.J. ja Fick, J. 2014. Tissue-specific bioconcentration of antidepressants in fish exposed to effluent from a municipal sewage treatment plant. *Science of the Total Environment* 488-489: 46-50.
- Halinen, A., Palojärvi, A., Karinen, P., Heinonen-Tanski, H., Tontti, T. 2007. Jätekompostit lannoitteena peltoviljelyssä – biologiset ja kemialliset vaikutukset. 2. Korjattu painos. *Maa- ja elintarviketalous* 81. 105 s.
- Hodson, M.E., Duffus-Hodson, C.A., Clark, A., Prendergast-Miller, M.T. ja Thorpe. K.L. 2017. Plastic bag derived-microplastics as a vector for metal exposure in terrestrial invertebrates 51(8): 4714-4721.
- Hokajärvi, A-M., Pitkänen, T., Torvinen, E., Miettinen, I.T. 2008. Suolistoperäisten taudinaiheuttaja-mikrobien esiintyminen luonnonvesissä. Kirjallisuuskatsaus terveysriskeistä ja niiden suuruuteen vaikuttavista tekijöistä. *Kansanterveyslaitoksen julkaisuja B 1/2008*. 77 s.
- Huerta Lwanga, E., Gertsen, H., Gooren, H., Peters, P., Salánki, T., van der Ploeg, M., Besseling, E., Koelmans, A.A. ja Geissen, V. 2017. Incorporation of microplastics from litter into burrows of *Lumbricus terrestris*. *Environmental Pollution* 220: 523-531.
- Hupponen, M., Luoranen, M., Horttanainen, M. 2012. Mädätysjäännöksen rakeistus, terminen kui-vaus ja energiahyötykäyttö. Lappeenrannan teknillinen yliopisto. Teknillinen tiedekunta. LUT Energia. Tutkimusraportti 24. 66 s.
- Hurley, R.R. ja Nizzetto, L. 2018. Fate and occurrence of micro(nano)plastics in soils: Knowledge gaps and possible risks. *Current Opinion in Environmental Science & Health* 1: 6-11.
- Igwe, J.C, ja Ukaogo, P.O. 2015. Environmental Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Journal of Natural Sciences Research* 5(7): 117-131.
- INERIS 2008. Public health risk assessment of sludge landspreading. Final Report No. DRC-07-81117-09289-C. Saatavilla: <http://www.ineris.fr/centredoc/drc-07-81117-09289-c-v3couv-1322491333.pdf>.
- Jang, H.M., Shin, J., Choi, S., Shin, S.G., Park, K.Y., Cho, J. Ja Kim, Y.M. 2017. Fate of antibiotic resistance genes in mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of chemically enhanced primary treatment (CEPT) sludge. *Bioresource Technology* 244: 433-444.
- Jantunen, M., Vieno, N. ja Holmroos, J. 2016. PAH-yhdisteiden pitoisuudet kunnallisten jätevedenpuhdistamojen puhdistamolietteisissä –PAHPULI-hankkeen loppuraportti. Lounais-Suomen vesiensuojeluyhdistys r.y.:n raportti. Saatavilla: <https://www.lsvsy.fi/wp-content/uploads/2018/01/PAHPULI-hankkeen-loppuraportti-15.12.2016.pdf>
- Jebri, S., Muniesa, M., Jofre, J. 2017. General and host-associated bacteriophage indicators of fecal pollution. Teoksessa: Rose, J.B. ja Jiménez-Cisneros, B. (toim) *Global Water Pathogens Project*.

- <http://www.waterpathogens.org> (Farnleitner, A. ja Blanch, A. (toim) Part 2 Indicators and Microbial Source Tracking Markers) <http://www.waterpathogens.org/book/coliphage>. Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.
- Jensen, J. 2004. Ecotoxicological effect assessment and risk characterisation of selected contaminants in sewage sludge. PhD Thesis. The Danish University Of Pharmaceutical Sciences Department of Analytical Chemistry. 107 s.
- Jensen, J., Ingvertsen, S.T. ja Magid, J. 2012. Risk evaluation of five groups of persistent organic contaminants in sewage sludge. The Danish Environmental Protection Agency. Environmental Project No. 1406 2012.
- Kabata-Pendias, A. 2010. Trace elements in soils and plants. Fourth edition. CRC Press/Taylor & Francis Group. 520 s.
- Kabata-Pendias, A. ja Mukherjee, A.B. 2007. Trace elements from soil to human. Springer. 550 s.
- Kantele, A. ja Siikamäki, H. 2015. Loismadot. Matkailijan terveysopas. [https://www.terveyskirjasto.fi/terveyskirjasto/ktl.mat?p\\_artikkeli=mat00210](https://www.terveyskirjasto.fi/terveyskirjasto/ktl.mat?p_artikkeli=mat00210).
- Karkman, A., Johnson, T.A., Lyra, C., Stedfeld, R.D., Tamminen, M., Tiedje, J.M. ja Virta, M. 2016. High-throughput quantification of antibiotic resistance genes from an urban wastewater treatment plant. *FEMS Microbiology Ecology* 92: fiw014, 7 s.
- Kasurinen, V., Munne, P., Mehtonen, J., Türkmen, A., Seppälä, T., Mannio, J. Verta, M. Ja Äystö, L. 2014. Orgaaniset haitta-aineet puhdistamolietteisä. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 6/2014.
- Kauppinen A., Pitkänen T., Miettinen I.T. 2017. Persistent norovirus contamination of groundwater supplies in two waterborne outbreaks. *Food Environ Virol* 10:39-50. doi: 10.1007/s12560-017-9320-6.
- Kemi 2018. User manual for Nordic PECsoil calculator (Version 1.3 from April 2018). Saatavilla: <https://www.kemi.se/global/bekampningsmedel/vaxtskyddsmedel/manual-nordicpecsoil.pdf>
- Kinney, C., Furlong, E., Kolpin, D., Burkhad, M. ja Zaugg, S. 2008. Bioaccumulation of Pharmaceuticals and Other Anthropogenic Waste Indicators in Earthworms from Agricultural Soil Amended With Biosolid or Swine Manure. *Environmental Science and Technology*, 42(6), 1863–1870.
- Kodešová, R., Kocárek, M., Klement, A., Golovka, O., Koba, O., Fér, M., Nikodem, A., Vondráčkoá, L., Jakšík, O. ja Grabic, R. 2016. An analysis of the dissipation of pharmaceuticals under thirteen different soil conditions. *Science of the Total Environment* 544: 369–381.
- Kokalj, A.J., Horvat, P., Skalar, T. ja Krzan, A. 2018. Plastic bag and facial cleanser derived microplastic do not affect feeding behaviour and energy reserves of terrestrial isopods. *Sci. Tot. Environ.* 615: 761–766.
- Kole, P.J., Löhr, A.J., Van Belleghem, F.G.A.J. ja Ragas, A.M.J. 2017. Review: Wear and Tear of Tyres: A Stealthy Source of Microplastics in the Environment. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 14: 1265–1296.
- Kovanen, S. 2010. Giardia-kystien ja Cryptosporidium-ookystien toteaminen ja tunnistaminen vesi-näytteistä, menetelmän pystytys ja käyttöönottovalidointi. Pro gradu –tutkielma, Itä-Suomen yli-opisto. <http://urn.fi/urn:nbn:fi:uef-20110018> 68 s.
- Kraus, F. ja Seis, W. 2015. Quantitative risk assessment of potential hazards for humans and the environment: quantification of potential hazards resulting from agricultural use of the manufactured fertilizers. P-Rex, Sustainable sewage sludge management fostering phosphorus recovery and energy efficiency. Deliverable D 9.1. Version 3.0. 76 s.
- Kusnetsov, J. ja Räsänen, P. 2015. Hengitystiepatogeenin esiintyminen jäteveden käsittelyn eri vai-heissa yhdyskuntaperäisen jäteveden puhdistamoilla. Raportti Vesihuoltolaitosten kehittämisa-hastolle ja tutkimukseen osallistuneille yrityksille. Terveiden ja hyvinvoinnin laitos, Vesi ja terveys –yksikkö, Kuopio. 27 s.
- Kusnetsov, J., Torvinen, E., Nguyen, T.M.N. 2008. Jätevedet legionellojen ja ympäristömykobak-teerien uusia potentiaalisia ympäristölähteitä. *Kansanterveys* 2/2008. Verkossa: <https://www.julkari.fi/handle/10024/101934>
- Kyllönen, K., Hakola, H., Hellén, H., Korhonen, M., Verta, M. 2012. Atmospheric mercury fluxes in a southern boreal forest and wetland. *Water, Air, & Soil Pollution* 223:1171-1182.
- Lahdenperä, A-M. 2014. Geochemical and physical properties, distribution coefficients of Soils and Sediments at the Olkiluoto Island and in the Reference Area in 2010–2011. Working Report 2013-66. Posiva. 84 s. [http://www.posiva.fi/tietopankki/tyoraportit/geochemical\\_and\\_physical\\_properties\\_distribution\\_coefficients\\_of\\_soils\\_and\\_sediments\\_at\\_the\\_olkiluoto\\_island\\_and\\_in\\_the\\_reference\\_area\\_in\\_2010-2011.1769.xhtml?xm\\_col\\_report\\_year=2013&xm\\_col\\_language=3&xm\\_col\\_type=5&cd\\_order=col\\_report\\_number&cd\\_offset=0](http://www.posiva.fi/tietopankki/tyoraportit/geochemical_and_physical_properties_distribution_coefficients_of_soils_and_sediments_at_the_olkiluoto_island_and_in_the_reference_area_in_2010-2011.1769.xhtml?xm_col_report_year=2013&xm_col_language=3&xm_col_type=5&cd_order=col_report_number&cd_offset=0)
- Lahti, M. 2012. The Fate Aspects of Pharmaceuticals in the Environment Biotransformation, Sedimentation and Exposure of Fish. PhD Thesis. Faculty of Mathematics and Science. University of Jyväskylä.

- Langdon, K.A., Warne M.S., Smernik, R.J., Shareef, A. ja Kookana, R.S. 2011. Degradation of 4-nonylphenol, 4-t-octylphenol, bisphenol A and triclosan following biosolids addition to soil under laboratory conditions. *Chemosphere* 84(11): 1556–62.
- Law, R.J., Herzke, D., Harrad, S., Morris, S., Bersuder, P. ja Allchin, C.R. 2008. Levels and trends of HBCD and BDEs in the European and Asian environments, with some information for other BFRs. *Chemosphere*, 73: 223–241.
- Lehtonen, K., Tontti, T. ja Kuisma, M. 2003. Biojäte- ja lietekompostien käyttömahdollisuudet kasvintuotannossa. *Maa- ja elintarviketalous* 28. 120 s.
- Liu, W., Li, W., Xing, B., Chen, J. ja Tao, S. 2011. Sorption isotherms of brominated diphenyl ethers on natural soils with different organic carbon fractions. *Environmental Pollution* 159(10): 2355–2358.
- Lohiniva E, Mäkinen T, Sipilä K. 2001. Lietteiden käsittely – Uudet ja käytössä olevat tekniikat. VTT Tiedotteita. Luke Tilastot 2015. Sato ja viljasadon laatu 2014. 26.2.2015. <http://stat.luke.fi/sato-ja-viljasadon-laatu-2014.fi>.
- Maaseutuvirasto 2017. Ympäristökorvaus. Ympäristösitoumuksen sisältö. <http://www.mavi.fi/fi/tuet-ja-palvelut/viljelijä/Sivut/ymparistokorvaus.aspx>.
- Magnusson, K. ja Norén, F. 2014. Screening of microplastic particles in and down-stream a wastewater treatment plant. Report Number C 55. IVL Swedish Environmental Research Institute. 19 s.
- Magnusson, K. ja Wahlberg, C. 2014. Mikroskopiska skräppartiklar i vatten från avloppsreningsverk. IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport NR B 2208, Augusti 2014.
- Mahbub, K. R., Krishnan, K., Naidu, R., Andrews, S., Megharaj, M. 2017. Mercury toxicity to terrestrial biota. *Ecological Indicators* 74: 451-462.
- Mahon, A.M., O'Connel, B., Healy, M.G., O'Connor, I., Officer, R., Nash, R. ja Morrison, L. 2017. Microplastics in Sewage Sludge: Effects of Treatment. *Environ. Sci. Technol.* 51: 810–818.
- Mäkelä-Kurto, R., Eurola, M., Justén, A., Backman, B., Luoma, S., Karttunen, V., Ruskeeniemi, T. 2007a. Arsenic and other elements in agro-ecosystems in Finland and particularly in the Pirkanmaa region. *Geological Survey of Finland, Miscellaneous Publications*, 119 s.
- Mäkelä-Kurto, R., Eurola, M., Laitonen, A. 2007c. Monitoring programme of Finnish arable land. Aqua regia extractable trace elements in cultivated soils in 1998. *Agrifood Research Reports* 104. 61 s.
- Mäkelä-Kurto, R., Laitonen, A., Eurola, M., Vuorinen, A., Pasanen, T., Rankanen, R., Suominen, K., Laakso, P., Tarvainen, T., Hatakka, T., Salopelto, J. 2007b. Field balances of trace elements at the farm level on crop and dairy farms in Finland in 2004. *Agrifood Research Reports* 111. 87 s.
- Mäkelä-Kurto, R., Louekari, K., Nummivuori, S., Sippola, J., Kaasalainen, M., Kuusisto, E., Virtanen, V., Salminen, R., Tarvainen, T., Malm, J. 2003. Kadmium Suomen peltoekosysteemeissä: pitoisuuksia, taseita ja riskejä. *Maa- ja elintarviketalous* 27, 51 s.
- Manai, C.M. 2017. Opinion: Assessing the Risk of Antibiotic Resistance Transmission from the Environment to Humans: Non-Direct Proportionality between Abundance and Risk. *Trends in Microbiology* 25(3): 173–181.
- Martín, J., Camacho-Munoz, D., Santos, J.L., Aparacio, I. ja Alonso, E. 2012. Occurrence of pharmaceutical compounds in wastewater and sludge from wastewater treatment plants: Removal and ecotoxicological impact of wastewater discharges and sludge disposal. *Journal of Hazardous Materials* 239–240: 40–47.
- Marttinen, S., Paavola, T., Ervasti, S., Salo, T., Kapuinen, P., Rintala, J., Vikman, M., Kapanen, A., Torniainen, M., Maunuksela, L., Suominen, K., Sahlström, L., Herranen, M. 2013. Biokaasulaitosten lopputuotteet lannoitevalmisteina. *MTT Raportti* 82. 70 s.
- Marttinen, S., Suominen, K., Lehto, M., Jalava, T. ja Tampio, E. 2014. Haitallisten orgaanisten yhdisteiden ja lääkeaineiden esiintyminen biokaasulaitosten käsittelyjäännöksissä sekä niiden elintarvikeketjuun aiheuttaman vaaran arviointi. *MTT Raportti* 135. 87 s.
- McBride, M.B. 1994. *Environmental chemistry of soils*. Oxford University Press, New York. 406 s.
- McCallum, E.S., Krutzmann, E., Brodin, T., Fick, J., Sundelin, A. ja Balshine, S. 2017. Exposure to wastewater effluent affects fish behaviour and tissue-specific uptake of pharmaceuticals. *Science of the Total Environment* 605–606: 578–588.
- McCarthy, L.H., Loyo-Rosales, J. E., Raby, M., Payne, M., Huber, A., Lavery, J., Caputa, K., Taylor, L., Falls, A. 2015. Risks Associated with Application of Municipal Biosolids to Agricultural Lands in a Canadian Context. Literature review. Prepared for: Canadian Municipal Water Consortium, Canadian Water Network. Prepared by: Ryerson University. 209 s.
- Meriläinen, P., Pitkänen, T. ja Miettinen, I.T. 2012. Juomaveden terveystriskit. Kvantitatiivinen mikrobiologinen riskinarviointi (QMRA) Suomessa. *Vesitalous* 3/2012, s. 20–24.
- Mhadhbi, L., Rial, D., Pérez, S. ja Beiras, R. 2012. Ecological risk assessment of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in marine environment using *Isochrysis galbana*, *Paracentrotus lividus*, *Siriella armata* and *Psetta maxima*. *Journal of Environmental Monitoring* 14: 1375–1382.

- Miettinen, I, Hokajärvi, A.-M., Kauppinen, A., Kusnetsov, J., Meriläinen, P., Pitkänen, T., Räsänen, P., Siponen, S., Assmuth, T., Happonen, M., Huttula, T., Lyytimäki, J., Nysten, T., Perkola, N., Tuominen, S., Honkatukia, J. 2013. Vesistöjen likaantumisen riskejä ja niiden hallintaa CONPAT-hanke on lähtenyt liikkeelle. Ympäristö ja Terveys-lehti nro 6 (44vsk):54-61.
- Mininni, G., Blanch, A.R., Lucna, F., Berselli, S. 2015. EU policy on sewage sludge utilization and perspectives on new approaches of sludge management. *Environmental Science and Pollution Research* 22:7361–7374.
- Monteiro, S.C. ja Boxal, A.B.A. 2010. Occurrence and fate of human pharmaceuticals in the environment. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 202: 53-154.
- MST 2015. Perfluoroalkylated substances: PFOA, PFOS and PFOSA Evaluation of health hazards and proposal of a health based quality criterion for drinking water, soil and ground water. The Danish Environmental Protection Agency. Environmental project No. 1665, 2015.
- Murphy, F., Ewins, C., Carbonnier, F. ja Quinn, B. 2016. Wastewater Treatment Works (WwTW) as a Source of Microplastics in the Aquatic Environment. *Environ. Sci. Technol.* 50: 5800–5808.
- Muurinen, J. 2017. Antibiotic resistance in agroecosystems. Academic Dissertation. Department of Food and Environmental Sciences, University of Helsinki, 19/2017.
- Nagajyoti, P. C., Lee, K. D., Sreekanth, T. V. M. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environ Chem Lett* 8: 199-216.
- Naturvårdsverket 2013. Hållbar återföring av fosfor. Naturvårdsverkets redovisning av ett uppdrag från regeringen. Rapport 6580. 205 s.
- Nikunen, E., Leinonen, R., Kemiläinen, N. ja Kultamaa, A. 2000. Environmental properties of chemicals. Suomen Ympäristökeskus, Opas 71/2000. Saatavilla: <https://helda.helsinki.fi/handle/10138/228880>
- Nilsson, N.H., Malmgren-Hansen, B. ja Thomsen, U.S. 2008. Mapping, emissions and environmental and health assessment of chemical substances in artificial turf. The Danish Technological Institute. Survey of Chemical Substances in Consumer Products, No. 100 2008.
- O'Connor B. A., Carman, J., Eckert, K., Tucker, G., Givney, R., Cameron, S. 2007. Does using potting mix make you sick? Results from a *Legionella longbeachae* case-control study in South Australia. *Epidemiol Infect.* 135:34-9.
- Ojajärvi, J. 2015. Orgaanisten lannoitevalmisteiden hygienia ja varastoinnin vaikutukset maaperän tyyppitoisuuksiin. Pro gradu-tutkielma. Itä-Suomen yliopisto. Ympäristötieteen laitos. 77 s.
- Opasnet. Talusveden kvantitatiivinen mikrobiologinen riskinarviointi (QMRA). [http://fi.opasnet.org/fi/Talusveden\\_kvantitatiivinen\\_mikrobiologinen\\_riskinarviointi\\_\(QMRA\)#Juomaveden\\_terveysriskit\\_-\\_kvantitatiivinen\\_mikrobiologinen\\_riskinarviointi\\_.28QMRA.29\\_Suomessa](http://fi.opasnet.org/fi/Talusveden_kvantitatiivinen_mikrobiologinen_riskinarviointi_(QMRA)#Juomaveden_terveysriskit_-_kvantitatiivinen_mikrobiologinen_riskinarviointi_.28QMRA.29_Suomessa)
- Ottoson, J. 2005. Comparative analysis of pathogen occurrence in wastewater – Management strategies for barrier function and microbial control. Department of Land and Water Resources Engineering. Väitöskirja. 67 s.
- Pan, M. ja Chu, L.M. 2017. Fate of antibiotics in soil and their uptake by edible crops. A review. *Science of the Total Environment* 599–600: 500–512.
- Patra, M. ja Sharma, A. 2000. Mercury toxicity in plants. *The Botanical Review* 66: 379-422.
- Pepper, I.L., Brooks, J.P., Gerba, C.P. 2006. Pathogens in biosolids. *Advances in Agronomy* 90:1-41
- Pitkänen, T. 2013. Review of *Campylobacter* spp. in drinking and environmental waters. *Journal of Microbiological Methods.* 95: 39-47.
- Pitkänen, T. ja Hänninen, M.-L. 2017. Members of the family *Campylobacteraceae*: *Campylobacter jejuni*, *Campylobacter coli*. Teoksessa: Rose, J.B. ja Jiménez-Cisneros, B. (toim) *Global Water Pathogens Project*. <http://www.waterpathogens.org> (Pruden, A., Ashbolt, N. ja Miller, J. (toim) Part 3 Bacteria) <http://www.waterpathogens.org/book/campylobacter> Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO.
- Pitkänen, T., Hokajärvi, A.-M., Miettinen, I.T., Siitonen, A., Roivainen, M. 2008. Suolistoinfektioita aiheuttavat mikrobit jätevedessä. *Kansanterveys* 2/2008. Verkossa: <https://www.julkari.fi/handle/10024/101934>.
- Pravinkumar, S.J., Edwards, G., Lindsay, D., Redmond, S., Stirling, J., House, R., Kerr, J., Anderson, E., Breen, D., Blatchford, O., McDonald, E., Brown, A. 2010. A cluster of Legionnaires' disease caused by *Legionella longbeachae* linked to potting compost in Scotland, 2008-2009. *Euro Surveill* 15, 19496. <http://www.eurosurveillance.org/content/10.2807/ese.15.08.19496-en>.
- Raiskio, K. 2012. Kierrätysmateriaalipohjaisen nurmikon esittelykohteen toteuttaminen Forssassa. Kehitystyö/MTT. MTT:n henkilöstön täydennyskoulutus, Mustiala, 3.12.2012.
- Rantanen P., Valve M., Kangas A. 2008. Lietteiden loppusijoitus –esiselvitys. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 1/2008. 80 s.

- Ren, X., Zeng, G., Tang, L., Wang, J., Wan, J., Liu, Y., Yu, J., Yi, H., Ye, S. ja Deng, R. 2018. Sorption, transport and biodegradation – An insight into bioavailability of persistent organic pollutants in soil. *Science of the Total Environment* 610–611: 1154–1163.
- Riaz, L, Mahmood, T., Khalid, A., Rashid, A., Siddique, M.B.A., Kamal, A. ja Coyne, M.S. 2018. Fluoroquinolones (FQs) in the environment: A review on their abundance, sorption and toxicity in soil. *Chemosphere* 191: 704–720.
- Riiko, K. 2014. Lantaravinteet kiertoon yhteistyöllä ja tekniikalla. *Farmi* 8/2014.
- Rillig, M.C., Ingraffia, R. Ja de Souza Machado, A.A. 2017. Microplastic Incorporation into Soil in Agroecosystems. *Frontiers in Plant Science*, 8, Article 1805.
- Rillig, M.C., Ziersch, L. Ja Hempel, S. 2016. Microplastic transport in soil by earthworms. *Scientific Reports*, 7, 1362–1368.
- Rimhanen-Finne, R., Vuorinen, A., Marmo, S., Malmberg, S., Hänninen, M-L. 2004. Comparative analysis of *Cryptosporidium*, *Giardia* and indicator bacteria during sewage sludge hygienization in various composting processes. *Letters in Applied Microbiology* 38: 301–305.
- Rodriguez-Seijo, A., Lourenco, J., Rocha-Santos, T.A.P., da Costa, J., Duarte, A.C., Vala, H. ja Pereira, R. 2017. Histopathological and molecular effects of microplastics on *Eisenia andrei* Bouché. *Environmental Pollution* 220: 495–503.
- Rusinol, M. ja Girones, R. 2017. Summary of Excreted and Waterborne Viruses. Teoksessa: Rose, J. B. ja Jiménez-Cisneros, B. (toim) *Global Water Pathogens Project*. <http://www.waterpathogens.org> (Meschke, J. S. ja Girones, R. (toim) Part 3 Viruses) <http://www.waterpathogens.org/book/summary-of-excreted-and-waterborne-viruses> Michigan State University, E. Lansing, MI, UNESCO. <http://www.waterpathogens.org/book/summary-of-excreted-and-waterborne-viruses>
- Ruuhela, S. 2017. Puhdistamolietteen käsittelyn hankinnan laatukriteerien kehittäminen. Varsinais-Suomen elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus / Ravinneneutraali kunta -hanke. Raportteja 18/2017.
- Sahlström, L. 2003. A review of survival of pathogenic bacteria in organic waste used in biogas plants. *Bioresource Technology* 87: 161–166.
- Sahlström, L., Aspan A., Bagge, E., Danielsson-Tham, M-L., Albiñ, A. 2004. Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research* 38: 1989-1994.
- Sahlström, L., Bagge, E., Emmoth, E., Holmqvist, A., Danielsson-Tham, M-L., Albiñ, A. 2008. A laboratory study of survival of selected microorganisms after heat treatment of biowaste used in biogas plants. *Bioresource Technology* 99: 7859-7865.
- Salvia, M.-V., Experton, J., Geandel, C., Cren-Olivé, C. ja Vulliet, E. 2014. Fate of pharmaceutical compounds and steroid hormones in soil: study of transfer and degradation in soil columns. *Environmental Science and Pollution Research*. 21: 10525–10535.
- Sarvi, M., Ylivainio, K., Turtola, E. 2017. Report on compliance of recycled product with present EU fertilizer regulations. *BONUS PROMISE deliverable 3.3*. 11s.
- Scheytt, T., Mersmann, P. ja Heberer, T. 2006. Mobility of pharmaceuticals carbamazepine, diclofenac, ibuprofen, and propyphenazone in miscible-displacement experiments. *Journal of Contaminant Hydrology* 83: 53–69.
- Scheytt, T., Mersmann, P., Lindstädt, R. ja Heberer, T. 2005. Determination of sorption coefficients of pharmaceutically active substances carbamazepine, diclofenac, and ibuprofen, in sandy sediments. *Chemosphere* 60: 245–253.
- Schuster, E. 1991. The behavior of mercury in the soil with special emphasis on complexation and adsorption processes – A review of the literature. *Water, Air, and Soil Pollution* 56: 667-680.
- SEPA 2014. Assessment of Risks to Soil Quality and Human Health from Organic Contaminants in Materials Commonly Spread on Land in Scotland: Final Report. Scottish Environment Protection Agency.
- Sheppard, S., Sohlenius, G., Omberg, L-G., Borgiel, M., Grolander, S., Norden, S. 2011. Solid/liquid partition coefficients (Kd) and plant/soil concentration ratios (CR) for selected soils, tills and sediments at Forsmark. 77 s. SKB R-11-24. <http://www.skb.se/upload/publications/pdf/r-11-24.pdf>.
- Singer, A.C., Shaw, H., Rhodes, V. Ja Hart, A. 2016. Review of Antimicrobial Resistance in the Environment and Its Relevance to Environmental Regulators. *Frontiers in Microbiology* 7: 1728–1750.
- Singer, A.C., Shaw, H., Rhodes, V. Ja Hart, A. 2016. Review of Antimicrobial Resistance in the Environment and Its Relevance to Environmental Regulators. *Frontiers in Microbiology* 7: 1728–1750.
- Sitra 2007. Lietteenkäsittelyn nykytila Suomessa ja käsittelymenetelmien kilpailukyky -selvitys. Saatavilla: <https://www.sitra.fi/julkaisut/lietteenkasittelyn-nykytila-suomessa-ja-kasittelymenetelmien-kilpailukyky-selvitys/>

- Smith, S.R, Durham, E. 2002. Nitrogen release and fertiliser value of thermally-dried biosolids. *Journal of Chartered Institution of Water and Environmental Management* 16:121–126.
- Smith, S. R., Lang, N.L., Cheung, K. H. M., Spanoudaki, K. 2005. Factors controlling pathogen destruction during anaerobic digestion of biowastes. *Waste Management* 25: 417-425.
- Smith, S.R. 2008. The implications for human health and the environment of recycling biosolids on agricultural land. Imperial College London. Centre for Environmental Control and Waste Management. Department of Civil and Environmental Engineering. 110 s. Saatavilla: <https://www.biosolids.com.au/wp-content/uploads/The-Implications-for-Human-Health-and-the-Environment.pdf>.
- Smolders, E. 2013. Revisiting and Updating the Effect of Phosphorus Fertilisers on Cadmium Accumulation in European Soils. *Proceeding 724. Royal Fertiliser Society*. 60 s.
- Sternbeck J., Blytt L.D., Gustavson K., Frankki S. ja Bjergström M. 2011. Using sludge on arable land - effect based levels and long-term accumulation for certain organic contaminants. *TemaNord* 2011:506.
- Sternbeck, J., Österås, A. H., Allmyr, M. 2013. Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt. Rapport. WSP Environmental. 89 s.
- Sternbeck, J., Österås, A. ja Allmyr, M. 2013. Riskbedömning av fosforrika fraktioner vid återförsel till åker- och skogsmark samt vid anläggande av etableringsskikt. Rapport. WSP Environmental. 89 s.
- SYKE 2017. Mikromuovit riskit ympäristölle. Näkökulmia ympäristöpolitiikkaan, SYKE Policy Brief, 21.3.2017.
- Talvitie, J., Mikola, A., Setälä, O., Heinonen, M. ja Koistinen, A. 2017. How well is microlitter purified from wastewater? – A detailed study on the stepwise removal of microlitter in a tertiary level wastewater treatment plant. *Wat. Res.* 109: 164–172.
- Tanner, B. D., Brooks, J. P., Gerba, C. P., Haas, C. N., Josephson, K. L., Pepper, I. L. 2008. Estimated occupational risk from bioaerosols generated during land application of class B biosolids. *J. Environ. Qual.* 37: 2311-2321.
- THL 2012. Muut taudinaiheuttajat. <https://www.thl.fi/fi/web/infektiotaudit/taudit-ja-mikrobit/muut-taudinaiheuttajat>. Viitattu 13.12.2017.
- THL 2017. Taudit ja mikrobit. <https://www.thl.fi/fi/web/infektiotaudit/taudit-ja-mikrobit>. Viitattu 24.11.2017.
- Tontti, T., Heinonen-Tanski, H., Karinen, P., Reinikainen, O., Halinen, A. 2011. Maturity and hygiene quality of composts and hygiene indicators in agricultural soil fertilised with municipal waste or manure compost. *Waste management & research* 29: 197-207
- Tontti, T., Kangas, A., Högnäsbacka, M. 2010. Yhdyskuntajätteen ravinteet pellolle ja viheralueelle. Määdtepoijaiset lannoitevalmisteet käytännön kokeissa vuosina 2008-2009. *MTT Raportti* 10. 56 s.
- Tontti, T., Poutiainen, H., Heinonen-Tanski, H. 2012. Puhdistamoliettuotteet peltokasvikeissa. Teoksessa: *Modernit menetelmät yhdyskuntien jätevedenkäsittelyn tehostamisessa. Itä-Suomen yliopiston ympäristötieteen laitoksen julkaisusarja 1/2012*. 106 s.
- Tontti, T., Poutiainen, H., Heinonen-Tanski, H. 2017. Efficiently treated sewage sludge supplemented with nitrogen and potassium is a good fertilizer for cereals. *Land Degradation & Development* 28: 742–751.
- Tymensen, L., Booker, C. W., Hannon, S. J., Cook, S. R., Zaheer, R., Read, R., McAllister, T. A. 2017. Environmental Growth of Enterococci and Escherichia coli in Feedlot Catch Basins and a Constructed Wetland in the Absence of Fecal Input. *Environmental Science & Technology* 51: 5386-5395 DOI: 10.1021/acs.est.6b06274
- UK 2008. Risk assessment of 2,2',6,6'-tetrabromo-4,4'-isopropylidene diphenol (tetrabromobidphenol-A). Environment Agency. United Kingdom.
- UNESCO and HELCOM. 2017. Pharmaceuticals in the aquatic environment of the Baltic Sea region – A status report. UNESCO Emerging Pollutants in Water Series – No. 1, UNESCO Publishing, Paris.
- Veijalainen, A-M., Heinonen-Tanski, H., Tontti, T. 2013. Hygienic quality of organic fertilizer products intended for plant production in neighbouring farms. *Proceedings of the RAMIRAN 2013, 15th international conference, Versailles, 2013. Network on Recycling of Agricultural Municipal and Industrial Residues in Agriculture*. 4 s.
- Verbruggen, E.M.J. 2012. Environmental risk limits for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). For direct aquatic, benthic, and terrestrial toxicity. RIVM report 607711007/2012. National Institute for Public Health and the Environment. Ministry of Health, Welfare and Sport.
- Verlicchi, P. ja Zambello, E. 2015. Pharmaceuticals and personal care products in untreated and treated sewage sludge: Occurrence and environmental risk in the case of application on soil — A critical review. *Science of the Total Environment* 538: 750–767.
- Vesilaitosyhdistys 2016. Puhdistamolietteen käyttö maataloudessa. 51 s. Saatavilla: [https://www.proagri.fi/sites/default/files/attachment/puhdistamolieteopas\\_kevät\\_2016s.pdf](https://www.proagri.fi/sites/default/files/attachment/puhdistamolieteopas_kevät_2016s.pdf).



- Vesilaitosyhdistys 2017 Yhdyskuntalietteen käsittelyn ja hyödyntämisen nykytilannekatsaus. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 46.
- Viau, E., Bibby, K., Paez-Rubio, T., Peccia, J. 2011. Toward a consensus view on the infectious risks associated with land application of sewage sludge. *Environ. Sci. Technol.* 45: 5459-5469.
- Viau, E., Peccia, J. 2009. Survey of Wastewater Indicators and Human Pathogen Genomes in Biosolids Produced by Class A and Class B Stabilization Treatments. *Applied and Environmental Microbiology* 75: 164-174.
- Vieno, N. 2014. Haitalliset aineet jätevedenpuhdistamoilla –hankkeen loppuraportti. Vesilaitosyhdistyksen monistesarja nro 34. 269 s. Saatavilla: <https://www.vvy.fi/haitta-aineselvitys>.
- Vieno, N. 2015. Haitta-aineet puhdistamo- ja hajalietteisissä. Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistys ry. Julkaisu 73/2015.
- Vinnerås, B. 2013. Hygieniseringsteknik för säker återföring av fosfor i kretsloppet. Institutionen för Energi och Teknik. Sveriges Lantbruksuniversitet. 49 s.
- VKM 2017. The link between antimicrobial resistance and the content of potentially toxic metals in soil and fertilizing products. Report from Norwegian scientific Committee for Food Safety (VKM), 2017:28.
- Von Hellens, A. 2015. Pharmaceuticals leaching from biosolids amended soils. Master's Thesis. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. Swedish University of Agricultural Sciences.
- Vuorinen, A., Pitkälä, A., Siitonen, A., Hänninen, M-L., von Bonsdorff, C. H., Ali-Vehmas, T., Laakso, T., Johansson, T., Eklund, M., Rimhanen-Finne, R., Maunula, L. 2003. Sewage sludge and sludge products for agricultural use – A study on hygienic quality (LIVAKE 2001-2002). Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2/2003. 64 s.
- Walters, E., McClellan, K. ja Halden, R.U. 2010. Occurrence and loss over three years of 72 pharmaceuticals and personal care products from biosolids-soil mixtures in outdoor mesocosms. *Water Research* 44(20): 6011–6020.
- Watanabe, T., Sano, D. ja Omura, T. 2002. Risk evaluation for pathogenic bacteria and viruses in sewage sludge compost. *Water Science and Technology* 46: 325-330.
- Westrell, T., Schönning, C., Stenström, T., 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: 23-30.
- WHO 2007. Legionella and the prevention of Legionellosis. World Health Organization 2007.
- WHO 2011. Guidelines for drinking-water quality, fourth edition. World Health Organization. 564 s. Saatavilla: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/2011/dwq\\_guidelines/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/2011/dwq_guidelines/en/)
- WHO 2016. Quantitative microbial risk assessment. Application for water safety management. Updated November 2016. World Health Organization. Saatavilla: [http://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/qmra/en/](http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/qmra/en/).
- Wiechmann, B., Dienemann, C., Kabbe, C., Brandt, S., Vogel, I., Roskosch, A. 2013. Sewage sludge management in Germany. Umwelt Bundesamt. 100 s.
- Xu, J., Wu, L., Chang, A.C. 2009. Degradation and adsorption of selected pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in agricultural soils. *Chemosphere*, 77: 1299–1305.
- Yang, Y., Li, B., Zou, S., Fang, H.H.P. ja Zhang, T. 2014. Fate of antibiotic resistance genes in sewage treatment plant revealed by metagenomic approach. *Water Research* 62: 97–106.
- Ylivainio, K. ja Turtola, E. 2016. Report on specifications of waste materials to be suitable for recycling. BONUS PROMISE deliverable 3.2. 11 s.
- Ylivainio, K., Jermakka, J., Wikberg, H. ja Turtola, E. 2018. Lämpökemiallisen käsittelyn vaikutus jätevesilietefosforin lannoitusarvoon. Raportti valmisteilla.
- Ympäristöministeriö 2014. Valtakunnallisen jätesuunnitelman seuranta, 2. väliraportti. Valtakunnallisen jätesuunnitelman seurannan indikaattorit. YMrä 6/2014. 34 s.
- Zhang, C., Feng, Y., Liu, Y., Chang, H., Li, Z. ja Xue, J. 2017. Uptake and translocation of organic pollutants in plants: A review. *Journal of Integrative Agriculture*, 16(0): 60345-7.
- Zhang, T., Wu, B., Sun, N., Ye, Y. ja Chen, H. 2013. Sorption and degradation of wastewater-associated pharmaceuticals and personal care products in agricultural soils and sediment. *Water Science and Technology* 68(5): 991–998.
- Zhu, D., Chen, Q.-L., An, X.-L., Yang, X.-R., Christie, P., Ke, X., Wu, L.-H. ja Zhu, Y.-G. 2018. Exposure of soil collembolans to microplastics perturbs their gut microbiota and alters their isotopic composition. *Soil Biology and Biochemistry* 116: 302–310.
- Zubris, K.A. ja Richards, B.K. 2005. Synthetic fibers as an indicator of land application of sludge. *Environmental Pollution* 138: 201–211.

- Zuccato, E., Castiglioni, S. ja Fanelli, R. 2005. Identification of the pharmaceuticals for human use contaminating the Italian aquatic environment. *Journal of Hazardous Materials* 122: 205–209.
- Österås, A.H., Allmyr, M. ja Sternbeck, J. 2015. Screening of organic pollutants in sewage sludge amended arable soils. Naturvårdsverket. Report 2015-11-24.

## 10. Liitteet

### Liite 1. Esimerkkejä eri mikrobien lukumääristä puhdistamolietetuotteissa

Osa tuotteista voi sisältää puhdistamolietteen lisäksi muuta ainesta (esim. teollisuuden sivuvirtoja). (n = laitosten lukumäärä, ka = kuiva-aineessa).

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maantieteellinen sijainti	Viite
<b>Salmonella</b>				
	ei todettu	mädätteen kuivajae (terminen hydrolyysi + mesofiilinen mädätys) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	ei todettu	kuivarae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	todettu kaikissa	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteistä	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteistä	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteistä	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	aumakompostointi (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteissä	komposti (tunnelikompostointi, 1/3 biojäte + 2/3 puhdistamolietemädäte) (n=1)	Suomi	Tontti (2011)
	ei todettu	mesofiilisesti mädätetty ja rakeistettu liete (n=1)	Suomi	Tontti (2017)
	ei todettu	termofiilisesti mädätetty kuivattu liete (n=1)	Suomi	Tontti (2017)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + tunnelikompostointi) (n=1)	Suomi	Tontti (2017)
	ei todettu	mesofiilinen mädäte (kuivattu) (n=1)	Suomi	Tontti (2017)
	ei todettu	mesofiilisesti mädätetty ja aumakompostoitu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	todettu osassa näytteissä, kontaminaatio	termofiilisesti mädätetty, hygienisoitu ( $\geq 70$ °C, 1 h) ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	ei todettu	termofiilisesti mädätetty ja hygienisoitu ( $\geq 70$ °C, 1 h) liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maan- tieteel- linen sijainti	Viite
	ei todettu	mesofiilisesti mädätetty, termisesti kuivattu ja rakeistettu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	ei todettu	kemiallisesti käsitelty ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	ei todettu	kemiallisesti käsitelty liete (Kemicond) (patterointiaika 0-5 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	ei todettu	maanparannuskomposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi; patterointiaika 2 pv-yli 5 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	ei todettu	maanparannusrae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus + pelletöinti)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	todettu osassa näytteissä	mädäte (termofiilinen mädätys + hygienesointi ( $\geq 70$ °C, 1 h ); patterointiaika 3-yli 12 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	todettu osassanäytteissä	eri tavalla käsiteltyjä lietteitä (kuivaamaton liete, mesofiilisesti mädätetty liete, termofiilisesti mädätetty liete, kompostoitu liete)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b><i>E. coli</i></b>				
	ei todettu <sup>1</sup>	mädätteen kuivajae (terminen hydrolyysi + mesofiilinen mädätys) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	ei todettu <sup>1</sup>	kuivarae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	$<300 - 8,5 \times 10^3$ pmy/g ka	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<32 - 700$ pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$32 - 100$ pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<10$ pmy/g ka	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<100 - 1 \times 10^6$ pmy/g ka	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min - 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$580 - 6,3 \times 10^3$ pmy/g ka	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<32 - 1,8 \times 10^3$ pmy/g ka	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<100$ pmy/g ka	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<10 - 2,8 \times 10^5$ pmy/g	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<32 - 1,3 \times 10^3$ pmy/g	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<5 - <10$ pmy/g	mesofiilisesti mädätetty ja rakeistettu liete (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)
	20 pmy/g	termofiilisesti mädätetty kuivattu liete (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)
	80-170 pmy/g	komposti (mesofiilinen mädätys + tunnelikompostointi) (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maan- tieteel- linen sijainti	Viite
	8,7 x 10 <sup>5</sup> pmy/g	mesofiilinen mädäte (kuivattu) (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)
	ei todettu	mesofiilisesti mädätetty ja aumakompostoitu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	18-1300 pmy/g, kontaminaatio	termofiilisesti mädätetty, hygienisoitu (≥70 °C, 1 h) ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	ei todettu	termofiilisesti mädätetty ja hygienisoitu (≥70 °C, 1 h) liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	ei todettu	mesofiilisesti mädätetty, termisesti kuivattu ja rakeistettu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	5-230	kemiallisesti käsitelty ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	<5 – 230 pmy/g	kemiallisesti käsitelty liete (Kemicond) (patterointiaika 0-5 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	<5 – 205 pmy/g	maanparannuskomposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi; patterointiaika 2 pv-yli 5 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	ei todettu	maanparannusrae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus + pelletöinti)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	<5 – 1300 pmy/g	mädäte (termofiilinen mädätys + hygienisointi (≥70 °C, 1 h) ); patterointiaika 3-yli 12 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	2 pmy/g	termofiilisesti mädätetty liete (n=1)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
	8435 pmy/g	mesofiilisesti mädätetty liete (n=3)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b><i>E. coli O157</i></b>	ei todettu	eri tavoin käsiteltyjä puhdistamolietetuotteita (n=28)	Suomi, Ruotsi, Saksa	Elving ja Albihn (2016)
	ei todettu	eri tavoin käsiteltyjä puhdistamolietetuotteita (n=22)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	eri tavalla käsiteltyjä lietteitä (kuivaamaton liete, mesofiilisesti mädätetty liete, termofiilisesti mädätetty liete, kompostoitu liete)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b><i>Campylobacter spp.</i></b>	ei todettu	eri tavoin käsiteltyjä puhdistamolietetuotteita (n=28)	Suomi, Ruotsi, Saksa	Elving ja Albihn (2016)
<b><i>C. coli</i></b>	todettu osassa näytteistä	lietekomposti	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b><i>C. jejuni</i></b>	todettu osassa näytteistä	lietteen käsittely ei tiedossa	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b><i>L. monocytogenes</i></b>				
	todettu osassa näytteitä	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maan- tieteel- linen sijainti	Viite
	todettu osassa näytteitä	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=3)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu 1/69 näytettä	lietteen käsittely ei tiedossa	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b>Norovirukset (genoryhmä I ja II)</b>				
	todettu osassa näytteitä	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
<b>Suolistoperäiset enterokokit</b>				
	$1 \times 10^4$ pmy/g <sup>1</sup>	mädätteen kuivajae (terminen hydrolyysi + mesofiilinen mädätys) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	ei todettu <sup>1</sup>	kuivarae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	$10^3 - 7,6 \times 10^3$ pmy/g ka	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maan- tieteel- linen sijainti	Viite
	80 – 4 x 10 <sup>3</sup> pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<32 – 10 <sup>3</sup> pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<10 pmy/g ka	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<100 – 8,5 x 10 <sup>5</sup> pmy/g ka	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	7 x 10 <sup>3</sup> – 4,8 x 10 <sup>4</sup> pmy/g ka	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	3 x 10 <sup>3</sup> – 2,6 x 10 <sup>5</sup> pmy/g ka	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<100 – 3 x 10 <sup>3</sup> pmy/g ka	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<10 – 2 x 10 <sup>5</sup> pmy/g ka	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<32 – 2 x 10 <sup>4</sup> pmy/g ka	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	2 - 4 x 10 <sup>4</sup> pmy/g	komposti (tunnelikompostointi, 1/3 biojäte + 2/3 puhdistamolietemädäte) (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2011)
	<5 - <10 pmy/g	mesofiilisesti mädätetty ja rakeistettu liete (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)
	340 pmy/g	termofiilisesti mädätetty kuivattu liete (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)
	<10 pmy/g	komposti (mesofiilinen mädätys + tunnelikompostointi) (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)
	8,1 x 10 <sup>3</sup> pmy/g	mesofiilinen mädäte (kuivattu) (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2017)
	ei todettu	mesofiilisesti mädätetty ja aumakompostoitu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	2700-8,7 x 10 <sup>4</sup> pmy/g, kontaminaatio	termofiilisesti mädätetty, hygienisoitu (≥70 °C, 1 h) ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	<5 – 5 pmy/g	termofiilisesti mädätetty ja hygienisoitu (≥70 °C, 1 h) liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	ei todettu	mesofiilisesti mädätetty, termisesti kuivattu ja rakeistettu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	860 – 8500 pmy/g	kemiallisesti käsitelty ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	320 - 17000 pmy/g	kemiallisesti käsitelty liete (Kemicond) (patterointiaika 0-5 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	<5 – 560 pmy/g	maanparannuskomposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi; patterointiaika 2 pv-yli 5 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	ei todettu	maanparannusrae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus + pelletointi)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	<5 – 87000 pmy/g	mädäte (termofiilinen mädätys + hygienisointi (≥70 °C, 1 h); patterointiaika 3-yli 12 kk)	Suomi	Ojajärvi (2015)
	ei todettu	termofiilisesti mädätetty liete (n=1)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maan- tieteel- linen sijainti	Viite
	1980 pmy/g	mesofiilisesti mädätetty liete (n=3)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b>Mycobacter spp.</b>				
	todettu kaikissa	komposti (mesofiilinen mädätys +auma- kompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
<b>Astrovirus</b>				
	todettu kaikissa	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	komposti (mesofiilinen mädätys + auma- kompostointi 10 vko) (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + auma- kompostointi 30 vko) (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
<b>Sulfiittia pelkis- tävät klostridit</b>				
	$10^3$ pmy/g <sup>1</sup>	mädätteen kuivajae (terminen hydrolyysi + mesofiilinen mädätys) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	ei todettu <sup>1</sup>	kuivarae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus) (n=1)	Suomi	Marttinen ym. (2013)
	$2 \times 10^6 - 5 \times 10^6$ pmy/g ka	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)



Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maan- tieteel- linen sijainti	Viite
	$<10^4 - 8,5 \times 10^5$ pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$1,8 \times 10^3 - 5,1 \times 10^5$ pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$3,2 \times 10^3$ pmy/g ka	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$10^3 - 2,6 \times 10^6$ pmy/g ka	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$3 \times 10^4 - 3 \times 10^5$ pmy/g ka	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<32 - 9,5 \times 10^5$ pmy/g ka	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$1,7 \times 10^3 - 1,3 \times 10^5$ pmy/g ka	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<10 - 1,7 \times 10^5$ pmy/g ka	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<32 - 5,9 \times 10^4$ pmy/g ka	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=6)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$7,4-13 \times 10^3$ pmy/g	komposti (tunnelikompostointi, 1/3 biojäte + 2/3 puhdistamolietemädäte) (n=1)	Suomi	Tontti ym. (2011)
	$1300 - 1,7 \times 10^4$ pmy/g	mesofiilisesti mädätetty ja aumakompostoitu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	$3800 - 2,5 \times 10^4$ pmy/g, kontaminaatio	termofiilisesti mädätetty, hygienisoitu ( $\geq 70$ °C, 1 h) ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	$8000 - 9300$ pmy/g	termofiilisesti mädätetty ja hygienisoitu ( $\geq 70$ °C, 1 h) liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	$<5 - 10$ pmy/g	mesofiilisesti mädätetty, termisesti kuivattu ja rakeistettu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	$2000 - 1,7 \times 10^4$ pmy/g	kemiallisesti käsitelty ja kuivattu liete (n=1)	Suomi	Veijalainen ym. (2013)
	$1900-17000$ pmy/g	kemiallisesti käsitelty liete (Kemicond) (patterointiaika 0-5 kk)	Suomi	Ojajarvi (2015)
	$36-49000$ pmy/g	maanparannuskomposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi; patterointiaika 2 pv-yli 5 kk)	Suomi	Ojajarvi (2015)
	$10$ pmy/g	maanparannusrae (mesofiilinen mädätys + terminen kuivaus + pelletointi)	Suomi	Ojajarvi (2015)
	$270-25000$ pmy/g	mädäte (termofiilinen mädätys + hygienisointi ( $\geq 70$ °C, 1 h); patterointiaika 3-yli 12 kk)	Suomi	Ojajarvi (2015)
	$106\ 571$ pmy/g	termofiilisesti mädätetty liete (n=1)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
	$60\ 667$ pmy/g	mesofiilisesti mädätetty liete (n=3)	Ruotsi	Sahlström ym. (2004)
<b><i>C. perfringens</i> (ml. itiöt)</b>				
	$1,4 \times 10^5 - 2,5 \times 10^6$ pmy/g ka	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	$<32 - 5,1 \times 10^5$ pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maan- tieteel- linen sijainti	Viite
	780 – 3,5 x 10 <sup>5</sup> pmy/g ka	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<10 pmy/g ka	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<10 <sup>3</sup> – 2,2 x 10 <sup>6</sup> pmy/g ka	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<100 – 2,3 x 10 <sup>5</sup> pmy/g ka	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<32 – 9,5 x 10 <sup>5</sup> pmy/g ka	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	850 - 1,3 x 10 <sup>5</sup> pmy/g ka	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	<10 – 6,6 x 10 <sup>4</sup> pmy/g ka	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	< 32 – 10 <sup>4</sup> pmy/g ka	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
<b><i>C. difficile</i></b>				
	100-200 GU/g ka	mädäte	ei tiedossa	McCarthy ym. (2015)
<b><i>Giardia spp.</i></b>				
	ei todettu	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu kaikissa	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=6)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	0,5 kpl/450 mg	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	ei todettu	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	2,25 kpl/450 mg	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	1,25 kpl/450 mg	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)

Mikrobi	Lukumäärä	Näyte (käsittely)	Maantieteellinen sijainti	Viite
	ei todettu	termisesti kuivattu (n=1)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	0-0,25 kpl/450 mg	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	0-0,25 kpl/450 mg	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	0,6 kpl/450 mg	turpeeseen sekoitettu tai kalkkistabiloitu (n=6)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
<b><i>Cryptosporidium parvum</i></b>				
	todettu osassa näytteitä	mädäte (mesofiilinen mädätys) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	termisesti kuivattu mädäte (n=1)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	kalkkistabiloitu (pH 11-13, 30 min – 2 h) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	turpeeseen sekoitettu (n=2)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	todettu osassa näytteitä	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=6)	Suomi	Vuorinen ym. (2003)
<b><i>Cryptosporidium spp.</i></b>				
	0,75 kpl/450 mg	aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	0,25 kpl/450 mg	aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	0,25 kpl/450 mg	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 10 vko) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	ei todettu	komposti (mesofiilinen mädätys + aumakompostointi 30 vko) (n=4)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	ei todettu	termisesti kuivattu	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	0,25 – 0,5 kpl/450 mg	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (10 viikkoa) (n=8)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	ei todettu	rumpu/tunneli- ja aumakompostoitu (30 viikkoa) (n=7)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
	0,2 kpl/450 mg	turpeeseen sekoitettu tai kalkkistabiloitu (n=6)	Suomi	Rimhanen-Finne ym. (2004)
<b><i>Legionella spp.</i></b>	1500 – 49 000 solua/g	käsitlemätön kuivattu liete (linko) (n=1)	Suomi	Kusnetsov ja Räsänen (2015)
	81 – 4900 solua/g	käsitlemätön kuivattu liete (lietepuristin) (n=1)	Suomi	Kusnetsov ja Räsänen (2015)

n = laitosten lukumäärä, ka = kuiva-aineessa.

<sup>1</sup>Arvio kuvasta.

## Liite 2. Orgaanisten haitta-aineiden maaperäkulkeutuvuuteen ja -pysyvyyteen vaikuttavia ominaisuuksia

Aine	logK <sub>ow</sub>	K <sub>oc</sub>	DT50 (d)	DT50 (T, °C)	Henryn lain vakio (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	Lähde
<b>FTALAAITIT</b>						
DEHP	7,5	158489,3	300			EU 2008a
BBP	4,84	10500	30,1	20	0,176	EU 2007
DBP	4,57	6430	23		0,27	EU 2004
DIDP	8,8	286000	300		114	EU 2003a
DINP	8,8	286000	300		41,4	EU 2003b
DiBP	4,11	2686	23		17,67	Nilsson ym. 2008, EPISUITE
<b>FENOLISET YHDISTEET</b>						
4-nonyylifenoli (NP)	4,48	5360	300		11,02	EU 2002, EU 2014
4-oktyylifenoli (OP)	4,12	2740	300 <sup>1)</sup>		0,52	ECHA 2011, Langdon ym. 2011
bisfenoli-A (BPA)	3,4	715	30 <sup>2)</sup>		3,04E-6	EU 2003c, EU2008b
<b>PERFLUORATUT YHDISTEET</b>						
PFOS	-1,08	371,5	30000 <sup>3)</sup>	22	0,0003	EFSA 2008, EU 2015a, MST 2015
PFOA	2,8	114,8	30000 <sup>4)</sup>	22	0,0002	EFSA 2008, EU 2015a, MST 2015
<b>LÄÄKEAINEET</b>						
bisoprololi	1,87	148	100 <sup>5)</sup>		2,9283E-10	Lahti 2012, EPISUITE, Vieno 2015
diklofenaakki	4,51	121	20,44	20	4,7927E-07	Xu ym. 2009, Carter ym. 2014, Monteiro ja Boxall 2010, Scheytt ym. 2005 ja 2006, Barron ym. 2009, EPISUITE
doksisykliini	-0,02	64,63	533	14	4,7217E-19	Walters ym. 2010, Carballo ym. 2016, EPISUITE
EE2	4,15	2239	3	22		Monteiro ja Boxall 2010, Carr ym. 2011, Beausse ym. 2004
entakaponi	2,22	5159			6,8496E-14	EPISUITE
estradioli	3,06	1995	2,3	22		Monteiro ja Boxall 2010, Carr ym. 2011, Beausse ym. 2004
estroni	3,13	1380	6,3	22	3,8504E-05	Monteiro ja Boxall 2010, Carr ym. 2011, EPISUITE
fenbendatsoli	3,85	46	338	20	8,7747E-10	Bundschuh ym. 2015, Di Nica 2015, EPISUITE

Aine	logK <sub>ow</sub>	K <sub>oc</sub>	DT50 (d)	DT50 (T, °C)	Henryn lain vakio (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	Lähde
flubendatsoli	2,91	1854	542	20	6,3328E-11	Bundschuh ym. 2015, EPISUITE
fluoksetiini	4,05	2746	1000	14	8,7836E-13	Monteiro ja Boxall 2010, EPISUITE, Walters ym. 2010, von Hellens 2015
furosemidi	2,03	188,3	300 <sup>6)</sup>		3,9922E-11	Zuccato ym. 2005, Monteiro ja Boxall 2010, EPISUITE
gemfibrotsiili	4,77	453,3	231	14	0,00120577	Waters ym. 2010, EPISUITE
ibuprofeeni	3,97	138	121,9	22	0,01519875	Xu ym. 2009, Carr ym. 2011, Scheytt ym. 2005 ja 2006, EPISUITE
karbamatsepiini	2,45	132	900	14	1,0943E-05	EPISUITE, Monteiro ja Boxall 2010, Scheytt ym. 2005 ja 2006, Barron ym. 2009
ketokonatsoli	3,55	1677				ChemSpider
ketoprofeeni	3,12	240	27,6	20	2,1481E-06	EPISUITE, Barron ym. 2009, Xu ym. 2009
kofeiini	-0,07	692	10		3,6274E-06	Zhang ym. 2013, Barron ym. 2009, EPISUITE
metoprololi	1,88	562	79,4	20	1,4186E-08	Eriksen ym. 2009, von Hellens 2015, Barron ym. 2009, Kodešová ym. 2016
norfloksasiini	-0,13	319041	2500		8,8153E-14	Riaz ym. 2018, EPISUITE, Walters ym. 2010, Bourdat-Deschamps ym. 2017
ofloksasiini	-0,39	322162	1500		5,046E-15	Monteiro ja Boxall 2010, Riaz ym. 2018, Walters ym. 2010, Bourdat-Deschamps ym. 2017
oksitetrasykliini	-1,22	27792	56		1,7225E-20	Monteiro ja Boxall 2010, Carballo ym. 2016, Beausse 2004, EPISUITE
parasetamoli	0,46	871	6			Barron ym. 2009, Beausse 2004
paroksetiini	2,57	432			1,8036E-07	EPISUITE
penisilliini	1,87	0	< 2			Salvia ym. 2014, Beausse 2004

Aine	logK <sub>ow</sub>	K <sub>oc</sub>	DT50 (d)	DT50 (T, °C)	Henryn lain vakio (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	Lähde
progesteroni	3,87	7987	6,4		0,00657599	Salvia ym. 2014, EPISUITE
propranololi	3,48	1622	30			Carter ym. 2014, Monteiro ja Boxall 2010, Barron ym. 2009, EPISUITE
siprofloksasiini	0,28	61000	2310	14	5,1574E-14	Bourdat-Deschamps ym. 2017, Walters ym. 2010, von Hel- lens 2015, Eriksen ym. 2009, Riaz ym. 2018, EPISUITE
sitalopraami	3,74	6918	360		2,7256E-06	von Hellens 2015, Barron ym. 2009, EPISUITE
sulfametoksatsoli	0,89	62,2	23,4	20	6,5051E-08	Kodešová ym. 2016, Salvia ym. 2014, Monteiro ja Boxall 2010, Barron ym. 2009, EPISUITE
tetrasykliini	-1,3	1427	578	14	4,7217E-19	Walters ym. 2010, Eriksen ym. 2009, EPISUITE
triklosaani	5,2	831,8	188	14	0,00724	EU 2015b, Walters ym. 2010
trimetopriimi	1,4	724	139	20	2,4217E-09	Kodešová ym. 2016, Salvia ym. 2014, von Hellens 2015, Barron ym. 2009, EPISUITE
<b>PALONESTOAINHEET</b>						
TBBPA	5,9	147360	30000	22	0,054	UK 2008
BDE-47	6,77	18420	385		8,3691E-11	Österås ym. 2015, EPISUITE
BDE-99	7,18	190872	707			Österås ym. 2015, ChemSpider
BDE-100	7,08	169900	707			Österås ym. 2015, ChemSpider
BDE-209	6,27	407380	3200			Österås ym. 2015, ChemSpider
<b>PAH-YHDISTEET</b>						
bentso(a)pyreeni	5,99	661000	530		3,5431E-09	Sternbeck ym. 2011, EPISUITE
naftaleeni	3,3	955	48		4,3425E-09	Sternbeck ym. 2011, EPISUITE
asenaftyleeni	3,94	1500	60		1,2337E-09	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
asenafteeni	3,92	1700	102		1,7962E-09	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
fenantreeni	4,46	8500	200		4,1747E-10	Eriksen ym. 2009,

Aine	$\log K_{ow}$	$K_{oc}$	DT50 (d)	DT50 (T, °C)	Henryn lain vakio (Pa·m <sup>3</sup> /mol)	Lähde
						EPISUITE
<b>antraseeni</b>	4,45	10000	460		5,4873E-10	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
<b>fluoreeni</b>	4,18	2950	60		9,4942E-10	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
<b>fluoranteeni</b>	5,16	75700	440		8,7441E-11	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
<b>bentso(a)antraseeni</b>	5,76	308600	670		1,1843E-10	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
<b>bentso(b)fluoranteeni</b>	5,78	109400	610		6,4841E-12	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
<b>bentso(e)pyreeni</b>	6,44	803100	530		2,9608E-12	Sternbeck ym. 2011, EPISUITE
<b>bentso(ghi)peryleeni</b>	6,7	940200	650		1,2603E-12	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
<b>bentso(k)fluoranteeni</b>	6,11	794328	2140		5,7636E-12	Verbruggen 2012, EPISUITE
<b>dibentso(a,h)antraseeni</b>	6,75	1380000	940		1,5208E-14	Sternbeck ym. 2011, EPISUITE
<b>indeno(1,2,3-cd)pyreeni</b>	6,76	524100	730		3,4128E-11	Eriksen ym. 2009, EPISUITE
<b>kryseeni</b>	5,81	262650	990		5,1616E-11	Eriksen ym. 2009, EPISUITE

<sup>1)</sup> Langdon ym. (2011) kokeet indikoivat, että oktyylifenoli on hiean hajoavampi kuin nonyyliifenoli, mutta tässä arvioissa voidaan ottaa varovaisuusperiaatteena arvo 300 d.

<sup>2)</sup> DT50-arvo on arvioitu aineen biohajoamisesta pintavedessä huomioiden aineen jakautumisvakio veden ja kiinteän aineen välillä.

<sup>3)</sup> Ks. kohta 4. PFOS on todettu olevan pysyvämpi kuin PFOA, joten sovellettiin samaa arvoa.

<sup>4)</sup> EU 2015a: Aine on niin pysyvä, ettei hajoavuustesteillä pystytä määrittämään DT50-arvoa. MST 2015: Aineen pysyvän luonteen vuoksi biohajoaminen ympäristössä ei ole oletettavaa. Näiden mukaan arvioitiin aineelle puoliintumisajaksi 30000 d.

<sup>5)</sup> DT50-arvo on arvioitu OECD 301F-hajoamiskokeen tuloksen perusteella (75 d, 35 %).

<sup>6)</sup> Zuccato ym. 2005: arvioitu käyttäytymisestä vesiympäristössä, jossa aine on hyvin pysyvä.

## Liite 3. Yhteenveto laajoista kansallisista riskinarvioinneista orgaanisten haitta-aineiden osalta

Maa ja lähde	Lainsäädäntö ja muut määräykset	Lietteiden käsittely	Levitettävät määrät	Riskinarvion kohteet (altistumisreitit)	Riskinarvion menetelmät	Huomiot
<b>Norja (Eriksen ym. 2009)</b>	Raskasmetalleille on asetettu raja-arvoja lietteessä, mutta orgaanisille haitta-aineille raja-arvoja ei ole asetettu. Puhdistamolietettä saa käyttää vain tiettyjen kasvien viljelyyn. Viheralueilla ja yksityisissä puutarhoissa puhdistamolietettä saa käyttää vain osana muuta maainesta niin, että puhdistamolietteen osuus saa olla korkeintaan 30 til-%. Puhdistamolietepohjaiset tuotteet eivät saa aiheuttaa tautiriskiä ihmisille, eläimille tai kasveille. Lisäksi on asetettu mikrobiologisia raja-arvoja ja vaatimus puhdistamolietteen stabiloinnista niin, ettei tuotteesta aiheudu haju- tai muita ympäristöhaittoja varastoinnin ja käytön aikana. Puhdistamolietteen käytöstä lannoitteena tulee olla viranomaisen hyväksyntä. Määräysten mukaan puhdistamoliete on sekoitettava maaperään välittömästi ja viimeistään 18 tuntia levityksen jälkeen. Tehtäessä myyviä maa-aineksia liet-	Puhdistamolietettä ei käytetä ilman käsittelyä. Käytössä olevia käsittelymenelmiä ovat kompostointi, mädätys, pastörointi+mädätys, hydrolyysi (130 °C)+mädätys, mädätys + terminen kuivaus, kalkkistabilointi ja vanhentaminen (ei virallinen käsittelymenetelmä, lietettä säilytetään maksimissaan 3 vuotta ja olosuhteet ovat yleensä anaerobiset ja lämpötila alhainen).	Lietevalmisteet on jaettu erilaisiin luokkiin riippuen niiden raskasmetallipitoisuuksista. Korkeimman laatuluokan (luokka 0) tuotteiden levitysmääriä ei ole rajoitettu. Luokka I -tasoista tuotetta saa levittää 40 t ka. /ha ja luokka II-tasoista tuotetta 20 t ka. /ha pelloille tai viheralueille. Luokka III-tasoista tuotetta saa levittää vain viheralueille.	Kasvit Maaperän eliöt Vesieliot (pintavedet) Tuontantoeläimet Ihmiset (kasvien, tuotantoeläinten lihan, maa-aineksen syönnin ja juomaveden kautta)	Altistumispiitoisuudet arvioitiin perustuen EU:n kemikaalien riskinarvioinnin teknisiin ohjeisiin (European Commission Technical Guidance Document on Risk Assessment (TGD), part II (EU 2003)). Ohjeistusta muokattiin Norjan olosuhteisiin soveltuvaksi.  Levitysmäärät peltoikäkäytössä olivat 40 ja 60 tonnia per hehtaari kuivapainona laskettuna kymmenen (10) vuoden välein.  Arvioitiin lietteiden levitys sekä pelto- että viheralueille.  Eryteisesti lietteiden levitysmäärissä käytettiin norjalaista ohjeistusta. Riskit arvioitiin käyttäen riskiosamääräarviota eli laskemalla PEC/PNEC-suhteet.	Orgaanisten aineiden riskinarvioinnissa ei huomioutu maiden lähteiden (mineraalilannoitteet, kalkki ja laskeuma) vaikutusta. Nämä huomioitiin raskasmetallien riskinarvioinnissa. Raportissa huomioitiin myös, että kasteluvädet voivat paikallisesti tuottaa haitallisia aineita maahan.



Maa ja lähde	Lainsäädäntö ja muut määräykset	Lietteiden käsittely	Levitettävät määrät	Riskinarvion kohteet (altistumisreitit)	Riskinarvion menetelmät	Huomiot
	teen ja maa-aineksen suhde on norjalaisen lainsäädännön mukaan enintään 30 % lietettä ja vähintään 70 % maa-ainesta.					
<b>Jensen ym. 2004 (Tanska)</b>	Tanskassa ympäristöministeriö päättää lietteestä analysoitavat aineet sekä lietteen vähimmäiskäsittelyn vaatimukset. Kadmiumille, nikkeille, lyijylle, elohopealle, kuparille, kromille ja sinkille on säädetty raja-arvot. Vuonna 1997 säädöksiin otettiin raja-arvoja myös orgaanisille haitta-aineille: LAS= 1300 mg/kg, PAH (summa: asennafteni, fenantreeni, fluoreeni, fluoranteeni, pyreeni, benzofluoranteenit (b+j+k), bentso(a)pyreeni, bentso(ghi)peryleeni, indeno(1,2,3-cd)pyreeni = 3 mg/kg, nonyylifenoli ja nonyylifenolietoksilaatit= 10 mg/kg ja DEHP= 50 mg/kg.	Tanskassa lietteitä kompostoidaan, mädätetään ja kalkkistabiloidaan. Pientä osaa lietteestä ei käsitellä mitenkään.	Normaali lietteenlevityksen määrä Tanskassa on 3–4 t ka./ha kolmen vuoden välein tai 1 t ka./ha vuosittain.	Maaperän eliöt ja kasvillisuus  Lannoitteena maataloudessa.	Riskit arvioitiin käyttäen riskiosamääräarviota eli laskemalla PEC/PNEC-suhteet. Laskelmissa käytettiin normaaleja levitysmääriä sekä korkeimpana levitysmääränä 10 t/ha ka per vuosi.	Raportissa korostettiin, että parhaaseen lopputulokseen päästään, kun aineiden pitoisuudet puhdistamo-lietteissä ovat tiedossa. Aineiden kulutustietoihin ja massataseeseen perustuva maaperäpitoisuuden laskennallinen arvio lisää epävarmuutta niin paljon, että riskinarvioinnin luotettavuus kärsii.
<b>Jensen ym. 2012 (Tanska)</b>	-	-	Riskinarvioinnissa käytettiin levitysmääränä 3 t/ha/vuosi kuiva-aineena mitattuna.	Maaperän eliöt ja kasvillisuus  Lannoitteena maataloudessa.	Riskinarviointi tehtiin turvallisuusmarginaalin MoS (margin of safety) avulla. He eivät määrittäneet yhdisteille PNEC-arvoja vaan ainoastaan NOEL-arvot (no-observed effect	Kertyville aineille laskettiin EU:n kemikaalien riskinarvioinnin teknisten ohjeiden mukaisesti tasapainotilan (steady state) pitoisuus.  Lietepitoisuus arvioitiin kansallisten ja kansainvälisten kirjal-

Maa ja lähde	Lainsäädäntö ja muut määräykset	Lietteiden käsittely	Levitettävät määrät	Riskinarvion kohteet (altistumisreitit)	Riskinarvion menetelmät	Huomiot
					level) eli pitoisuuden, jolla haitallisia vaikutuksia ei havaittu. Arvioitu ympäristöpitoisuus (PEC) jaettuna NOEL-arvolla on turvallisuusmarginaali MoS. Turvallisuusmarginaalin riittävyttä on arvioitu Euroopan Unionin REACH-ohjeiden mukaisesti. Jos MoS-arvo on > 1000, voidaan Jensen ym. (2012) mukaan todeta, että riski maaperän eliöille on erittäin vähäinen. Mitä enemmän ekotoksisuustietoja yhdisteelle tai yhdisteryhmälle on saatavilla sitä pienempi turvallisuusmarginaali voi olla.	lisuarvojen perusteella seuraavasti:  bromatut palonestoaineet: kirjallisuusarvoista (käsittelemättömiä ja eri tavoin käsiteltyjä lietteitä) realistisimmiksi arvioidut pitoisuudet, myskiyhdisteet: korkein Tanskassa mitattu pitoisuus (ei kerrottu onko käsitelty vai käsittelemätön liete) PCB:t: 95 <sup>th</sup> persentiili tanskalaisesta 62 näytteen tuloksista. Lisäksi käytettiin Tanskan maaperässä mitattua taustapitoisuutta 0,37 µg/kg perfluoratuille aineille (PFC): korkein Tanskassa mitattu pitoisuus. Lisäksi käytettiin taustapitoisuutta 0,01 mg/kg (tässä sovellettu Saksassa mitattuja pitoisuuksia)
<b>McCarthy ym. 2015 (Kanada)</b>	Yleisestikin Kanadassa ei ole yhtenäisiä säädöksiä lietteen laadulle tai käsittelyvaatimuksille vaan ne vaihtelevat provinssittain. Sääntely perustuu raskasmetallien ja patogeenien määrän rajoittamiseen.	-	Kanadassa suurimmat lietteen levitysmäärät vaihtelevat alueittain ja riippuvat maaperän ja viljan typen ja fosforin tarpeista. Tyypilliset levitysmäärät tiivistetylle lietteelle eivät ylitä 8–10 t ka./ha ja kuiva-tulle lietteelle 25 t ka./ha.	Maaperän eliöt.  Lannoitteena maataloudessa.	Riskit arvioitiin käyttäen riskiosamääräarviota eli laskemalla PEC/PNEC-suhteet.  PNEC-arvot maaperässä laskettiin käyttäen vesieliöille määritettyjä PNEC-arvoja. Laskennassa käytettiin ns. EPM-menetelmää (EPM= equilibrium partitioning method).	McCarthy ym. (2015) ovat koonneet raporttiin kirjallisuudesta tietoja orgaanisille haitta-aineille ja taudinaiheuttajille tehdyistä riskinarvioinneista. Heidän mukaansa riskinarviota on tehty vähän, koska ekotoksisuustietoja maaperässä on vähän saatavilla ja aineiden kulkeutumista maaperässä ei tunneta riittävästi. Kirjoittajien mukaan heidän tekemäänsä riskinarviota tulee pitää alustavana, sillä maaperätoksisuustiedot ovat heidän mukaansa hyvin puutteelliset.

Maa ja lähde	Lainsäädäntö ja muut määräykset	Lietteiden käsittely	Levitettävät määrät	Riskinarvion kohteet (altistumisreitit)	Riskinarvion menetelmät	Huomiot
<b>Sternbeck ym. 2013 (Ruotsi)</b>	-	-	<p>Ruotsissa on lainsäädännön mukaan sallittua levittää lieteessä pelloille keskimäärän 22–35 kg/P/ha/vuosi joka 5.–7. vuosi. Tämä vastaa kuiva-aineena mitattuna levitysmäärää 3,6–6 t/ha/vuosi. Muiden määräysten mukaan viiden vuoden aikana minkään orgaanisen lannoitevalmisteen levitysmäärät eivät kuitenkaan saa ylittää keskimääräistä fosforiannosta 22 kg/P/ha/vuosi.</p> <p>Riskinarvioinnissa peltoviljelyssä käytettiin lietlevitystä, joka vastasi fosforiannosta 22 kg/ha/vuosi.</p>	<p>Riskit arvioitiin ihmiselle (viljan ja perunan syönti), maaperän eliöille sekä pintaveden eliöille. Maaperäriskejä arvioitiin kasveille, selkärangattomille ja bakteereille. Riskinarviointi tehtiin lietteen peltolevitykselle, metsälannoitekäytölle ja viherrakentamiselle.</p>	<p>Ympäristöriskit arvioitiin käyttäen riskiosamääräarviota eli laskemalla PEC/PNEC-suhteet. Terveysriskit arvioitiin vertaamalla ihmisen saamaa annosta suurimpaan siedettyyn päiväannokseen (TDI= tolerable daily intake).</p> <p>PEC-arvot laskennassa käytettiin keskimääräisiä Ruotsissa mitattuja lietepitoisuuksia, jotka on saatu ympäristöviranomaisen tietokannoista. Lisäksi aineille laskettiin pitoisuuden 90-persentiili keskiarvopitoisuuden ja keskihajonnan perusteella (oletettu log-normaalijakauma).</p> <p>PNEC-arvoina käytettiin joko maaperäeliöille tehdyistä ekotoksisuuskokeista määritettyjä arvoja tai laskennallisia arvoja vesistöjen eliöille määritetyistä PNEC-arvoista.</p>	<p>Riskinarvioinnissa ei käytetty sitä aineen PEC-arvoa, joka maaperässä esiintyy heti liäyksen jälkeen vaan EU:n kemikaalien riskinarvioinnin teknisiin ohjeiden mukaisesti ekosysteemi- riskejä arviotaessa 30 vrk keskiarvopitoisuutta ja ihmisriskejä arviotaessa 180 vrk keskiarvopitoisuutta.</p> <p>Aineiden kertyminen maaperään huomioitiin mallintamalla maaperäpitoisuudet 100 vuoden ajan niin, että lietettä levitetään 5 vuoden välein. Mallinnuksessa huomioitiin aineiden pitoisuuden pieneneminen hajoamalla, huuhtoutumalla ja siirtymällä viljelykasveihin. Arvioinnissa huomioitiin myös ilmalaskeuman osuus pitoisuuksista.</p>
<b>SEPA 2014. Skotlanti</b>	-	Yhteensä levitetään arviolta 2 000 000 t vuodessa. Vertailun vuoksi: maatalouden jätteitä, kuten eläinten lantaa levitetään		Ympäristöriskit ja riskit ihmiselle ravinnon kautta.	Riskinarviointia tehtiin asteittain niin, että yleisellä konservatiivisella (worst-case-scenario) arvioinnilla rajattiin suurimmat riskit	Arviossa olivat mukana myös muut biologiset jätteet, kuten eläinten lanta ja teollisuuden jätteet. Arviossa olivat mukana myös eläinlääkkeet.

Maa ja lähde	Lainsäädäntö ja muut määräykset	Lietteiden käsittely	Levitettävät määrät	Riskinarvion kohteet (altistumisreitit)	Riskinarvion menetelmät	Huomiot
		<p>vuosittain 15 000 000 t.</p> <p>Riskinarviossa käytettiin levitysmääriä: Komposti 50 t/ha Liete ja muut orgaaniset materiaalit: 8 ja 50 t/ha</p>			<p>aiheuttavat aineet tarkempaan tarkasteluun. Ympäristöriskit arvioitiin riskiosamäärien avulla (PEC/PNEC) ja esitettiin kartalla, jossa eri riskiosamäärät oli esitetty alueellisesti. Terveysriskit määritettiin alustavasti suhteellisella riskiosamäärällä, jossa laskettiin aineen levitysmäärän suhde terveystorjuntarajan arvoon (HCV= health criteria value).</p>	

## Liite 4. Orgaanisten aineiden riskinarvioinnissa käytetyt menetelmät ja laskukaavat

### Orgaanisten haitta-aineiden hajoaminen maaperässä

Aineelle laskettiin hajoamisvakio maaperässä kirjallisuudesta etsittyjen DT50-arvojen perusteella. DT50-arvot on esitetty liitteessä 2. Hajoamisvakio laskettiin kaavalla:

$$k_{ref} = \frac{\ln 2}{DT50} \quad (1)$$

Hajoamisvakio tulee korjata vallitsevaan lämpötilaan Arrheniuksen yhtälöllä. Vallitsevaksi lämpötilaksi valittiin 6 °C. Tätä arvoa on suositeltu pohjoismaisen PEC<sub>soil</sub>-laskurin ohjeissa käytettäväksi, kun aineiden maaperäpitoisuuksia arvioidaan useamman kuin yhden kasvukauden ajan (Kemi 2018). Orgaanisten aineiden pitoisuuksien puoliintumisajat (DT50-arvot) korjattiin seuraavasti:

$$k_{6^\circ C} = k_{ref.T} \times e^{-\frac{E_A}{R} \times \left( \frac{1}{T_{279K}} - \frac{1}{T_{ref}} \right)} \quad (2)$$

, jossa

$T_{ref}$  =  $k_{ref}$ -kirjallisuusarvossa esitetty testilämpötila Kelvineissä. Jos lämpötilaa ei ole mainittu, on lämpötilaksi oletettu 22 °C.

$E_A$  = aktivaatioenergia = 65 400 J/mol

$R$  = kaasuvakio = 8,3143 J/K.mol

### Orgaanisten haitta-aineiden arvioidut pitoisuudet maaperässä (PEC<sub>soil</sub>-arvo)

#### Peltolevitys

Haitta-aineen pitoisuus maaperässä heti ensimmäisen levityksen jälkeen laskettiin seuraavalla kaavalla:

$$PEC_{0d}(0) = \frac{MEC_{\text{käsitelty puhdistamo liete}} \times \text{Lannoitevalmisteiden levitysmäärä}}{\text{Syvyys} \times \text{Maaperän ominaispaino}} \quad (3)$$

,jossa

Syvyys = 0,2 m (muokkaussyvyys, johon lannoitevalmiste sekoitetaan)

Maaperän ominaispaino = 1500 kg/m<sup>3</sup>

Lannoitevalmisteiden levitysmäärä = 0,6 kg/m<sup>2</sup> peltolevityksessä

MEC<sub>käsitelty puhdistamoliete</sub> = aineen pitoisuus käsitellyssä puhdistamolietteessä (mg/kg k.a., listattu taulukossa 18)

Peräkkäisten levitysten jälkeinen haitta-aineen pitoisuus maaperässä eli pitoisuus kymmenen vuoden ja heti levityksen jälkeen laskettiin kaavalla:

$$PEC_{0d}(10) = PEC_{0d}(0) \times [1 + \sum_{n=1}^9 \text{Facc}^n] \quad (4)$$

, jossa

Facc = osuus aineesta, mikä jää maaperään yhden levityksen jälkeen. Se laskettiin kaavalla:

$$F_{acc} = e^{-1825 \cdot k_6 \cdot c} \quad (5)$$

Kun lannoitevalmiste levitetään maaperään, on haitallisten aineiden pitoisuus korkein ja lähtee laskemaan sitä nopeammin mitä biohajoavampi aine on. EU (2003) ohjeiden mukaisesti eliöriskeille käytetään aineen 30 vuorokauden keskiarvopitoisuutta ja ihmisriskeissä 180 vuorokauden keskiarvopitoisuutta. Keskiarvopitoisuus laskettiin kaavalla:

$$PEC_{30d \text{ tai } 180d}(10) = PEC_{0d}(10) \times \frac{1 - e^{-k_6 \cdot c \cdot T}}{k_6 \cdot c \cdot T} \quad (6)$$

, jossa

T= 30 d eliöriskejä arvioitaessa ja 180 d ihmisriskejä arvioitaessa

PEC<sub>0d</sub>(10)= aineen pitoisuus kymmenen vuoden ja heti levityksen jälkeen

### Viherrakentaminen

Haitta-aineen pitoisuus maaperässä heti levityksen jälkeen laskettiin kaavalla, joka on esitetty lähteessä Eriksen ym. (2009). Laskennassa arvioidaan, että lopullisessa kasvualustassa on 30 % puhdistamolietettä (v/v) ja 70 % muuta maa-ainesta. Tässä raportissa puhdistamolietteenä on oletettu olevan mädätetty ja kuivattu liete. Lisäksi on oletettu, että kasvualustan valmistuksessa käytetty maa-aines ei sisällä tarkasteluja haitta-aineita. Haitta-aineen pitoisuuden laskemisessa kasvualustassa tulee huomioida kasvualustan ominaispainon muutos. Haitta-aineen pitoisuus maaperässä laskettiin kaavalla:

$$PEC_{0d}(0) = \frac{0,3 \cdot MEC_{\text{käsitelty puhdistamoliete}} \cdot RHO_{\text{käsitelty puhdistamoliete}}}{0,7 \cdot RHO_{\text{maa-aines}} + 0,3 \cdot RHO_{\text{käsitelty puhdistamoliete}}} \quad (7)$$

, jossa

MEC<sub>käsitelty puhdistamoliete</sub> = aineen pitoisuus käsitellyssä puhdistamolietteenä (mg/kg k.a., listattu taulukossa 18)

RHO<sub>käsitelty puhdistamoliete</sub> = kuivan puhdistamolietteen ominaispaino (500 kg/m<sup>3</sup>)

RHO<sub>maa-aines</sub> = kuivan maa-aineksen ominaispaino (1200 kg/m<sup>3</sup>)

### Orgaanisten haitta-aineiden arvioidut pitoisuudet pohjavedessä

Orgaanisen aineen pitoisuutta pohjavedessä arvioitiin aineen pitoisuutena huokosvedessä, joka laskettiin seuraavasti:

$$PEC_{\text{huokosvesi}} = \frac{PEC_{180d}(10) \cdot RHO_{\text{soil}}}{K_p \cdot 1000} \quad (8)$$

, jossa

RHO<sub>soil</sub> = kostean maan ominaispaino (1700 kg/m<sup>3</sup>)

K<sub>p</sub> = aineen jakautuminen veden ja kiinteän aineen välillä

### Orgaanisten haitta-aineiden arvioidut pitoisuudet kasveissa

Orgaanisten aineiden siirtymistä kasveihin arvioitiin Eriksen ym. (2009) mukaisesti kolmella eri mallilla.

## 1) Travis and Arms (1988) -menetelmä

Aineen biokertymiskerroin kasvin maanpäällisiin osiin voidaan laskea kaavalla:

$$\log BCF = 1,588 - 0,578 \cdot \log K_{ow} \quad (9)$$

jossa

$K_{ow}$  = aineen oktanoli-vesi jakautumiskerroin.

Pitoisuudet kasvissa saadaan kertomalla BCF aineen pitoisuudella maaperässä (PEC180d(10)).

## 2) Ryan ym. (1988) menetelmä

Menetelmässä lasketaan aineen kertymiskertoimen kasvin juuriin (RCF= root concentration factor) ja maanpäällisiin osiin (SCF= shoot concentration factor). RCF lasketaan seuraavasti:

$$RCF = (10^{0,77 \cdot \log K_{ow} - 1,52} + 0,82) \times \left( \frac{RHO_{soil}}{F_{vesi} + RHO_{soil} \cdot K_{oc} \cdot f_{oc}} \right) \quad (10)$$

, jossa

$RHO_{soil}$  = maaperän märkäpaino (1700 kg/m<sup>3</sup>)

$F_{vesi}$  = veden osuus maaperässä (0,2)

$K_{oc}$  = aineen jakautumiskerroin veden ja orgaanisen hiilen välillä

$f_{oc}$  = orgaanisen hiilen osuus maaperässä (0,02)

SCF laskettiin seuraavasti:

$$SCF = (10^{0,95 \cdot \log K_{ow} - 2,05} + 0,82) \times (0,784 \cdot 10^{-0,434 \cdot \left( \frac{(\log K_{ow} - 1,78)^2}{2,44} \right)}) \times \left( \frac{RHO_{soil}}{F_{vesi} + RHO_{soil} \cdot K_{oc} \cdot f_{oc}} \right) \quad (11)$$

, jossa

$RHO_{soil}$  = maaperän märkäpaino (1700 kg/m<sup>3</sup>)

$F_{vesi}$  = veden osuus maaperässä (0,2)

$K_{oc}$  = aineen jakautumiskerroin veden ja orgaanisen hiilen välillä

$f_{oc}$  = orgaanisen hiilen osuus maaperässä (0,02)

Pitoisuudet kasvissa saatiin kertomalla RCF tai SCF aineen pitoisuudella maaperässä (PEC180d(10)).

## 3) Trapp and Matthies (1995) -menetelmä

Trapp and Matthies (1995) -menetelmä ei sovellu aineille, joiden  $K_{ow} > 4,5$ . Menetelmällä arvioitiin aineen pitoisuutta kasvin juurissa seuraavalla kaavalla:

$$C_{juuret} = \frac{K_{kasvi-vesi} \cdot PEChuokosvesi}{RHO_{kasvi}} \quad (12)$$

, jossa

$K_{kasvi-vesi}$  = aineen jakautumiskerroin kasvin ja huokosveden välille

$RHO_{kasvi}$  = kasvin ominaispaino (700 kg/m<sup>3</sup>)

Aineen jakautumiskerroin kasvin ja huokosveden välille laskettiin kaavalla:

$$K_{\text{kasvi-vesi}} = F_{\text{vesi,kasvi}} + F_{\text{rasva,kasvi}} \cdot K_{ow}^b \quad (13)$$

, jossa

$F_{\text{vesi,kasvi}}$  = veden osuus kasvista (0,65)

$F_{\text{rasva,kasvi}}$  = rasvan osuus kasvista (0,01)

$K_{ow}$  = aineen oktanoli-vesi jakautumiskerroin

B = korjauskorroin kasvin rasvojen ja oktanolin välillä (0,95)

### Arvioidut haitattomat ympäristöpitoisuudet

$PNEC_{soil}$  -arvot on etsitty kirjallisuudesta tai ne voidaan määrittää laskennallisesti vesieliöiden  $PNEC_{water}$  -arvoista käyttäen EPM-menetelmää (EPM= equilibrium partitioning method).

EPM-menetelmässä  $PNEC_{soil}$  -arvo laskettiin seuraavasti:

$$PNEC_{soil} (EPM) = \frac{K_d}{\text{Maaperän ominaispaino}} \times PNEC_{water} (\text{mg/l}) \times 1000 \quad (14)$$

, jossa

$K_d$  = aineen jakautumiskerroin veden ja maa-aineksen välillä ( $\text{m}^3/\text{m}^3$ )

Maaperän ominaispaino =  $1500 \text{ kg/m}^3$

Aineen jakautumiskerroin veden ja maa-aineksen välillä ( $K_d$ ) lasketaan kaavalla:

$$K_d = F_{\text{ilma}} \cdot K_{\text{ilma-vesi}} + F_{\text{vesi}} + F_{\text{maa}} \cdot \frac{K_p}{1000} \cdot \text{RHO}_{\text{solid}} \quad (15)$$

, jossa

$F_{\text{ilma}}$  = ilman osuus maaperässä (0,2)

$F_{\text{vesi}}$  = veden osuus maaperässä (0,2)

$F_{\text{maa}}$  = kiinteän aineen osuus maaperässä (0,6)

$K_{\text{ilma-vesi}}$  = aineen jakautuminen ilman ja veden välillä

$K_p$  = aineen jakautuminen veden ja kiinteän aineen välillä

$\text{RHO}_{\text{solid}}$  = kiinteän aineen ominaispaino ( $2500 \text{ kg/m}^3$ )

$K_{\text{ilma-vesi}}$  laskettiin aineen Henryn lain vakiosta seuraavasti:

$$K_{\text{ilma-vesi}} = \frac{\text{Henryn lain vakio}}{R \cdot T} \quad (16)$$

, jossa

Henryn lain vakio on yksikössä  $\text{Pa} \cdot \text{m}^3 \cdot \text{mol}^{-1}$

T on lämpötila maaperässä (K) = 279 K

R = kaasuvakio =  $8,3143 \text{ J/K} \cdot \text{mol}$

Aineen jakautuminen veden ja kiinteän aineen välillä laskettiin seuraavasti:

$$K_p = f_{oc} \times K_{oc} \quad (17)$$



, jossa

$K_{oc}$  = aineen jakautumiskerroin veden ja orgaanisen hiilen välillä

$f_{oc}$  = orgaanisen hiilen osuus maaperässä (0,02)

### Riskiosamäärät

Riskiosamäärä maaperän eliöille laskettiin kaavalla:

$$RQ = \frac{PEC_{30d \text{ tai } 180d}(10)}{PNEC_{soil}} \quad (18)$$

, jossa

$PNEC_{soil}$  = on aineen arvioitu haitaton pitoisuus maaperässä

Peltoviljelyssä käytetään arvoa  $PEC_{30d}(10)$  ja viheralueilla arvoa  $PEC_{180d}(10)$ .

Eliöriski pohjavedessä laskettiin kaavalla:

$$RQ_{pohjavesieliöt} = \frac{PEC_{huokosvesi}}{PNEC_{water}} \quad (19)$$

Ihmisriskit pohjaveden juonnista laskettiin kaavalla:

$$RQ_{ihmiset}(\text{juomavesi}) = \frac{PEC_{huokosvesi} \times 2 \text{ l/d}}{ADI \times 70 \text{ kg}} \quad (20)$$

, jossa

ADI = hyväksyttävä päiväannos (mg/kg/d).

Laskelmissa on oletettu, että ihminen painaan keskimäärin 70 kg ja kuluttaa päivässä keskimäärin 2 litraa vettä.

Ihmisriskit maa-aineksen syömisestä laskettiin kaavalla:

$$RQ_{lapset}(\text{maa-aineksen syönti}) = \frac{PEC_{0d}(10) \times 0,0002 \text{ kg/d}}{ADI \times 10 \text{ kg}} \quad (21)$$

, jossa

ADI = hyväksyttävä päiväannos (mg/kg/d). Viherrakentamisen yhteydessä käytettiin maaperäpitoisuutta heti levityksen jälkeen eli  $PEC_{0d}(0)$ .

Laskelmat on tehty lapsille olettaen, että syöty määrä maata on 200 mg/päivä ja lapsen paino on 10 kg.

Ihmisriskit kasvien syönnistä laskettiin kaavalla:

$$RQ_{ihmiset}(\text{kasvit}) = \frac{C_{kasvi} \times 1 \text{ kg/d}}{ADI \times 70 \text{ kg}} \quad (22)$$

, jossa

ADI= hyväksyttävä päiväannos (mg/kg/d).

Laskelmissa on oletettu, että ihminen painaa keskimäärin 70 kg ja kuluttaa päivässä keskimäärin 1 kg vihanneksia.

### **Lääkeaineiden riskit ihmiselle**

Lääkeaineiden riskejä ihmiselle arvioitiin laskemalla turvamarginaalit (MoS= margin of safety).

$$\text{MoS} = \frac{\text{aineen pienin hoitava annos vuorokaudessa (mg)}}{\text{aineen arvioitu annos vuorokaudessa (mg)}} \quad (23)$$



luke.fi

Luonnonvarakeskus  
Latokartanonkaari 9  
00790 Helsinki  
puh. 029 532 6000