

Pro gradu -tutkielma

**Puutarhajätteen tuotteistaminen
aumakompostoimalla**

Iida Pulkkinen



Jyväskylän yliopisto

Bio- ja ympäristötieteiden laitos

Ympäristötiede ja -teknologia

4.6.2018

JYVÄSKYLÄN YLIOPISTO, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta
Bio- ja ympäristötieteiden laitos
Ympäristötiede ja -teknologia

Pulkkinen Iida: Puutarhajätteen tuotteistaminen aumakompostoimalla
Pro gradu -tutkielma: 72 s., 9 liitettä (15 s.)
Työn ohjaajat: Prof. Tuula Tuhkanen ja FT Kai Sormunen
Tarkastajat: Prof. Tuula Tuhkanen ja dosentti Sami Taipale

Kesäkuu 2018

Hakusanat: komposti, kasvualusta, maanparannusaine, multatuote

TIIVISTELMÄ

Kompostointia käytetään erilaisten biohajoavien jätteiden käsittelyssä materiaalien ja ravinteiden kierrätyksen mahdollistamiseksi. Puutarhajätteitä käsitellään joko kompostien tukiaineena, kompostoidaan sellaisenaan tai muiden jätteiden kanssa. Tässä tutkimuksessa selvitettiin Mustankorkean jätekeskuksessa puutarhajätteen tuotteistamista aumakompostoimalla. Mustankorkean kompostointikentälle muodostettiin viisi erilaista aumaa joko murskaamattomasta puutarhajätteestä tai murskatusta puutarhajätteestä ilman tukiainetta tai erilaisten tukiaineiden tai tukiaineyhdistelmien kanssa. Kentällä monitoroitavia ominaisuuksia olivat lämpötila, happi- ja metaanipitoisuus ja laboratoriossa määritettiin kosteuspitoisuus, orgaanisen aineksen osuus, pH, johtokyky sekä kokonaistyyppi. Lisäksi haittakasvien tuhoutumisen indikaattorina käytettiin tomaatinsiementestiä. Reilun puolen vuoden jälkeen kokeiden aloittamisesta aumoista otettiin näytteet loppuanalyysiä varten. Loppuanalyysissä aumoista määritettiin erilaisia fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia, joiden perusteella arvioitiin aumojen kypsyyttä ja soveltuvuutta hyödynnettäväksi maanparannuskompostina tai kasvualustana. Kaikkien aumojen lämpötila säilyi muutaman kuukauden seurantajakson aikana pääsääntöisesti noin 60-75 °C välillä. Aumojen happipitoisuudet olivat riittäviä kompostoitumiselle ja kosteuspitoisuus vaihteli noin 40-50 % välillä. Puutarhajätteen murskaaminen näkyi orgaanisen aineksen ja kokonaistyyppien suurempana määränä. Tomaatinsiementestin perusteella lämpötilat olivat riittäviä tuhoamaan tomaatinsiementen elinkyky, mikä indikoi, että lämpötilat voisivat olla riittäviä haittakasvien tuhoutumisessa. Loppuanalyysin perusteella vain karkeaa tukiainetta, eli rakennuspuuhaketta, sisältävät aumat olivat kypsiä ja soveltuisivat seosaineiden lisäyksen jälkeen hyödynnettäväksi maanparannuskompostina mullan valmistuksessa tai kasvualustana. Karkeat tukiaineet yhdessä murskatun puutarhajätteen kanssa tehostivat kompostoitumista.

UNIVERSITY OF JYVÄSKYLÄ, Faculty of Science

Department of Biological and Environmental Science
Environmental Science and Technology

Pulkkinen Iida: Productization of garden waste by windrow composting
Master's thesis: 72 p., 9 appendices (15 p.)
Supervisors: Prof. Tuula Tuhkanen and Ph.D. Kai Sormunen
Inspectors: Prof. Tuula Tuhkanen and docent Sami Taipale

June 2018

Key words: compost, soil improver, manufactured soil

ABSTRACT

Composting is used as a treatment method of biodegradable waste streams to enable nutrient and material recycling. In composting, garden waste is commonly used as a bulking agent, composted alone or with other waste streams. The aim of this study was to investigate the productization of garden waste by windrow composting at the Mustankorkea's waste treatment facility. Five windrows were constructed in the composting field of the Mustankorkea, either using uncrushed garden waste or crushed garden waste with or without bulking agents or bulking agent combinations. Temperature and oxygen and methane concentrations were monitored in the field, and moisture content, volatile solids, pH, EC and total nitrogen were determined in the laboratory. Tomato seed test was used as an indicator of the destruction of the weed's and invasive plant species's seeds in the process. After seven months of composting, samples were taken from the windrows for the determination of the final quality of the composts. Different physical and chemical properties were determined to assess the maturity and stability of the composts and suitability as a soil improver or manufactured soil. The temperature varied mostly in the range of 60-75 °C during the monitoring period. The amounts of oxygen in windrows were good enough for composting and the moisture content varied in the range of 40-50 %. The amounts of VS and total nitrogen were higher in the windrows that contained crushed garden waste. The results of the tomato seed test indicated that the temperatures of the windrows could be high enough to destroy the seeds of weed and invasive plant species. The final quality analysis of the composts indicated that only the windrows that contained rough wood chips as a bulking agent were stabilized and matured and might be suitable as a soil improver or manufactured soil after addition of sand. Using rough bulking agent with crushed garden waste resulted in most efficient conditions for composting process.

SISÄLLYSLUETTELO

1 JOHDANTO	1
2 TUTKIMUKSEN TAUSTA.....	3
2.1. Yleistä kompostoinnista	3
2.2 Hajotustoimintaan vaikuttavat tekijät.....	8
2.2.1 Kompostin olosuhteet	8
2.2.2. Kompostin ravinneominaisuudet	12
2.3 Kompostin hyödyntäminen	14
2.3.1 Valmiin kompostin ominaisuudet ja vaikutukset maaperään.....	14
2.3.3 Puutarhajätekompostin hygieenisuus	18
3 AINEISTO JA MENETELMÄT	22
3.1 Jätteenkäsittely Mustankorkealla	22
3.2 Tutkimuksen toteutus.....	23
3.2 Aumojen monitorointi	27
3.3.1 Kenttämittaukset.....	27
3.3.2 Näytteenotto ja -käsittely.....	27
3.3.3 Analyysit	28
3.3.4 Tomaatinsiementesti	29
3.3.5 Aumojen laadun arviointi	31
3.3.6 Tilastolliset testit	32
4 TULOKSET	33
4.1 Lämpötila.....	33
4.2 Happi- ja metaanipitoisuudet.....	34
4.3. pH ja johtokyky	36
4.4 Kosteuspitoisuus ja orgaanisen aineen osuus	38
4.5 Kokonaistyyppi sekä ammonium- ja nitraattityppi	39
4.6 Tomaatinsiementesti	41

4.7 Aumojen laadun arviointi	42
5 TULOSTEN TARKASTELU	46
5.1 Aumojen fysikaaliset ominaisuudet	46
5.2 Aumojen kemialliset ominaisuudet	51
5.2.1 Tulosten epävarmuustekijät	55
5.3 Tomaatinsiementestin ja muiden tulosten arviointi kompostin hygienisoitumisen kannalta	56
5.4 Aumojen laadun arviointi	58
5.4.1 Aumojen kypsyyys	58
5.4.2 Puutarhajätekompostin ominaisuudet ja soveltuvuus multatuotteeksi	59
6 JOHTOPÄÄTÖKSET	65
KIITOKSET.....	66
KIRJALLISUUS.....	66
LIITE 1. Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulokset ensimmäisen seurantakuukauden lämpötila-aineistolle	73
LIITE 2. Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulokset ensimmäisen seurantakuukauden jälkeiselle lämpötila-aineistolle	74
LIITE 3. Aumojen happi- ja metaanipitoisuusaineisto	75
LIITE 4. Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulokset kosteuspitoisuuksille	77
LIITE 5. Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulokset typpipitoisuuksille	78
LIITE 6. Aumojen mittauspistekohtaiset lämpötilat tomaatinsiementestin ajalta	79
LIITE 7. Mekaanisen maa-analyysin rakeisuuskäyrän vertailu kasvualustojen suositukseen: auma 4.....	80
LIITE 8. Mekaanisen maa-analyysin rakeisuuskäyrän vertailu kasvualustojen suositukseen: auma 5.....	83
LIITE 9. Mustankorkealla käytettävän turpeen ominaisuudet.....	87

SANASTO JA LYHENTEET

SANASTO

Kjeldahl -typpi Kjeldahl -menetelmällä määritetty kokonaistyyppi

LYHENTEET

C/N -suhde Materiaalin hiilen ja typen määrien suhde

NO₃⁻/NH₄⁺ -suhde Materiaalin nitraatti- ja ammoniumtypen määrien suhde

1 JOHDANTO

Kompostointi on tärkeä menetelmä biologisesti hajoavien jätteiden ravinteiden kierrätyksen, jätteen määrän vähentämisen ja luonnonvarojen kulutuksen vähentämisen kannalta (Whitney ja Lynch 1996, Gallert ja Winter 2002, Onwosi *ym.* 2017). Kompostoiduista jätteistä voidaan tuottaa multa- ja maanparannustuotteita, joten niillä voidaan korvata keinotekoisia lannoitteita (Whitney ja Lynch 1996, Zorpas 2009). Kompostilla on myös parempia ominaisuuksia verrattuna keinotekoisiiin lannoitteisiin, sillä sen lisääminen maaperään parantaa maaperän fysikaalisia ja kemiallisia ominaisuuksia, kuten maaperän rakennetta, orgaanisen aineksen määrää sekä vedenpidätyskykyä (Whitney ja Lynch 1996, Dimambro *ym.* 2007, Zorpas 2009, Onwosi *ym.* 2017). Lisäksi kompostin on todettu torjuvan kasvipatogeenejä (Zorpas 2009).

Etenkin biojätteet ja kuivatut jätevesilietteet käsitellään usein sellaisenaan tai anaerobisen prosessin jälkeen kompostoimalla (Gallert ja Winter 2002, Latvala 2009, Sheets *ym.* 2015). Jätteet ovat helposti hajoavia ja prosessin oikealla toteutuksella kompostointi tapahtuu nopeasti (Epstein 1997, Biernbaum ja Fogiel 2013). Näiden jätteiden kompostoinnissa kuitenkin voi muodostua päästöjä ilmaan tai vesistöihin, joten prosessi on syytä toteuttaa kontrolloiduissa olosuhteissa, jolloin päästöjä voidaan vähentää (Epstein 1997, Smidt *ym.* 2009). Puutarhajäte sen sijaan soveltuu hyvin aumassa kompostoitavaksi ilman suurempaa päästöjen minimointitarvetta, sillä suotovesiä tai anaerobisista oloista johtuvia hajuja ei merkittävästi pääse muodostumaan materiaalin ilmavan rakenteen ansiosta (Favoino *ym.* 1996, Mondini *ym.* 2006). Puutarhajäte hyödynnetään kuitenkin sen hitaan hajoamisen vuoksi yleensä muilla tavoin, kuten kompostin tukiaineena (Mondini *ym.* 2006), mutta tällöin puisen materiaalin potentiaaliset hyvät ominaisuudet jäävät vaille hyötykäyttöä, kun jäte seulotaan pois kompostista. Lignoselluloosayhdisteitä sisältävä puutarhajäte muodostaa kompostoiduttuaan materiaalin, jolla on turpeen kaltaisia ominaisuuksia (Whitney ja Lynch 1996, Vandecasteele *ym.* 2016, Kazamias *ym.* 2017). Puutarhajäte voitaisiin esimerkiksi kompostoinnin avulla jalostaa multa-

tai maanparannustuotteeksi tai sillä voitaisiin mahdollisesti korvata turpeen käyttö multatuotteiden valmistuksessa (Whitney ja Lynch 1996).

Hitaan hajoamisen lisäksi toinen ongelma liittyen puutarhajätteen kompostointiin on potentiaalinen riski vieraskasvilajien leviämiseen (Noble *ym.* 2009). Yleensä vieraskasvilajeja sisältävät jätteet ohjeistetaan sijoittamaan sekajätteiden joukkoon tai kompostoimaan omalla pihalla (Itä-Suomen jäteneuvonta 2014, Mustankorkea Oy 2018a). Lajitteluohjeiden piittaamattomuuden tai tahattomasti tuulen mukana leviävien siementen vuoksi puutarhajätteiden joukkoon saattaa päätyä vieraskasvilajien osia. Koska vieraslajit uhkaavat luonnon monimuotoisuutta sekä voivat olla haitallisia joko ihmisille, eläimille tai muille eliöille, ja niiden leviämistä tulisi ehkäistä (Maa- ja metsätalousministeriö 2012), puutarhajätteen kompostoinnissa tulisi varmistaa käsittelyn riittävyys mahdollisesti puutarhajätteeseen päätyneiden vieraskasvilajien lisääntymisosien tuhoutumisen kannalta. Myöskään Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista (MMM 24/11) ei salli lannoitevalmisteiden sisältävän eläviä, kasvien kasvulliseen lisääntymiseen liittyviä osia.

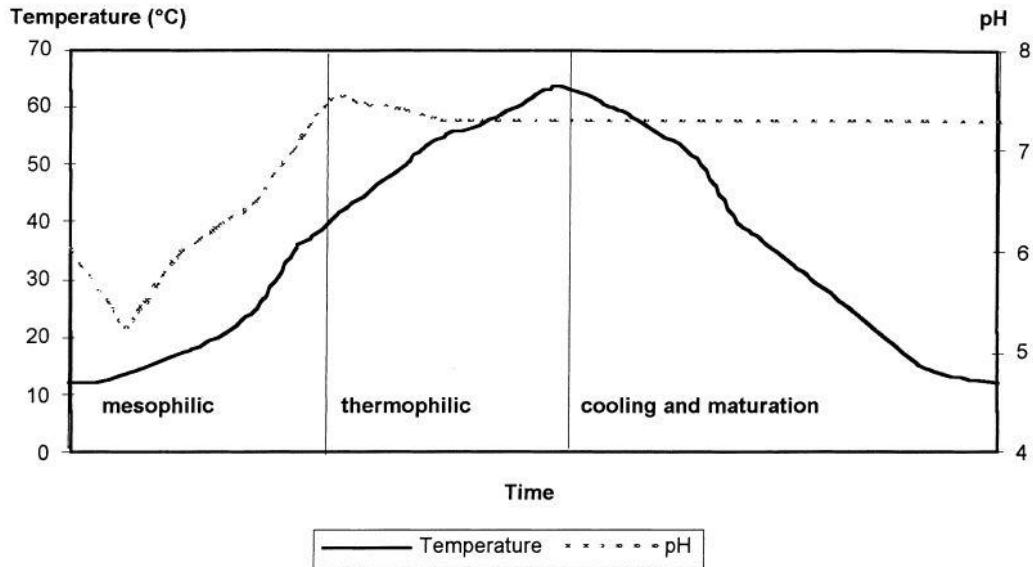
Tämän tutkimuksen tavoitteena oli selvittää puutarhajätteen käsittelyä aumakompostoimalla ja tuotteistamista mullan valmistuksen raaka-aineeksi tai muuhun hyötykäyttötarkoitukseen. Tavoite oli selvittää eri tukiaineiden tai tukiaineseosten soveltuvuutta puutarhajätteen aumakompostointiin sekä arvioida lopputuotteen ominaisuuksien perusteella kompostoidun puutarhajätteen soveltuvuutta multatuotteeksi tai maanparannusaineeksi sekä hyötykäyttöä rajoittava haittakasvien esiintyminen. Tutkimuksen menetelmänä olivat painovoimaisesti ilmastetut aumakompostit sekä niiden monitorointi. Seurantamenetelmiin kuuluivat lämpötilamittaukset, happi- ja metaanipitoisuuksien mittaaminen, laboratorioanalyysit sekä tomaatinsiementesti haittakasvien alustavana indikaattorina.

2 TUTKIMUKSEN TAUSTA

2.1. Yleistä kompostoinnista

Kompostoinnissa mikrobit hajottavat hapellisissa olosuhteissa biologisesti hajoavan materiaalin sisältämät erilaiset orgaaniset yhdisteet tuottamiensa entsyymien avulla yksinkertaisemmiksi yhdisteiksi tai muuntavat ne humusmaisiksi yhdisteiksi humifikaation kautta (Epstein 1997, Khalil *ym.* 2008). Hajotustoiminnan tuloksena mikrobit saavat energiaa, hiiltä ja typpeä tarvitsemiinsa toimintoihin (Tuomela *ym.* 2000, Albers *ym.* 2003). Kompostoinnissa tärkeimpinä lähtöaineina toimivat orgaaniset yhdisteet, vesi ja happi, ja lopputuotteina taas humusmainen aines, vesi ja hiilidioksidi. Edellä mainittujen lisäksi prosessissa muodostuu myös erilaisia haihtuvia yhdisteitä, ammoniakkia proteiinien ja aminohappojen hajoamistuotteena sekä lämpöä, joka edelleen edistää hajotustoimintaa (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003).

Mikrobitoiminnan seurauksena kompostin lämpötila nousee aluksi korkeaksi, noin 60 – 70 °C, muutamien viikkojen ajaksi, ja kompostoinnin loppua kohti laskee lähelle ympäristön lämpötilaa (kuva 1). Lämpötilaa seuraamalla saadaan siis tietoa kompostoinnin etenemisestä (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003). Myös pH vaihtelee kompostoinnin aikana (kuva 1); aluksi kompostissa muodostuu orgaanisia happoja, jotka laskevat pH-arvoa, mutta kun mikrobit alkavat hyödyntää näitä happoja, ja kun proteiinien hajoamistuotteena muodostuu ammoniakkia, pH nousee (Tuomela *ym.* 2000, Albers *ym.* 2003, Itävaara *ym.* 2006). Kompostin kypsyessä pH jälleen laskee ja on kypsässä kompostissa pH-alueella 7-8 (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003). Prosessin funktiona toimimisen lisäksi lämpötila ja pH ovat tärkeimpiä kompostointiprosessiin vaikuttavia tekijöitä ravinteiden, kosteuden ja hapen ohella (Epstein 1997, Onwosi *ym.* 2017). Näiden vaikutuksia käsitellään tarkemmin seuraavassa osiossa.



Kuva 1. Lämpötilan ja pH:n muutokset kompostoinnin edetessä (Tuomela *ym.* 2000).

Kompostointi jaetaan yleensä eri vaiheisiin kahdella tavalla: aktiiviseen kompostointiin, joka tapahtuu ensimmäisten viikkojen tai kuukausien aikana, sekä kypsymisvaiheeseen, eli kompostoinnin loppuvaiheeseen; tietyllä lämpötila-alueella aktiivisena toimivien mikrobiryhmien perusteella mesofiiliseen, eli alle 45 °C lämpötilassa tapahtuvaan vaiheeseen, ja termofiiliseen, eli yli 45 °C lämpötilassa tapahtuvaan vaiheeseen. Aktiivinen kompostointi tapahtuu alun lyhyttä mesofiilistä vaihetta lukuun ottamatta pääasiassa termofiilisellä lämpötila-alueella, kun taas kypsymisvaiheessa prosessi palautuu mesofiiliselle lämpötila-alueelle (Epstein 1997, Tuomela *ym.* 2000, Itävaara *ym.* 2006).

Helposti hajoaviin yhdisteisiin kohdistuvan hajotustoiminnan lisäksi aktiivisen kompostoinnin aikana myös patogeenit sekä rikkakasvien siemenet voivat tuhoutua (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003, Itävaara *ym.* 2006, Smidt *ym.* 2009). Kun mikrobien käytettävissä olevien ravinteiden määrä kompostissa vähenee, lämpötila alkaa laskea hidastuneen mikrobitoiminnan seurauksesta, ja kompostin kypsymisvaihe alkaa. Kypsymisvaihe on oleellinen hitaammin hajotettavien yhdisteiden sekä rasvahappojen hajotuksessa (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003, Itävaara *ym.* 2006). Koska osa rasvahapoista on fytotoksisia, eli ne haittaavat kasvien

kasvua tai vaurioittavat niitä, kompostin kypsyminen on tärkeä kompostin lannoitekäytön kannalta (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003).

Kompostoinnin päättymisestä kertoo kompostin kypsyys sekä stabiilisuus. Kypsä komposti ei sisällä kasvien kasvua haittaavia fytotoksisia yhdisteitä, kun taas stabiilissa kompostissa hajotustoiminta on hidastunut merkittävästi helposti hajotettavien yhdisteiden puutteen vuoksi. Käytännössä stabiilisuus voidaan nähdä osana kypsyttä, ja biologisen aktiivisuuden hidastuminen kertoo kompostin stabiloitumisesta (Epstein 1997, Itävaara *ym.* 2006). Stabiilissa kompostissa hajotustoiminta siis jatkuu edelleen, mutta käytettävissä olevien yhdisteiden monimutkaisuudesta johtuen hajotustoiminta on hyvin hidasta, joten mikrobien aktiivisuus on matalampaa (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003, Itävaara *ym.* 2006).

Raaka-ainekomposissa fytotoksisuutta aiheuttavat etenkin kompostin sisältämät rasvahapot, mutta myös esimerkiksi liian matalan C/N -suhteen seurauksena muodostuva ammoniakki ja korkea suolapitoisuus voivat aiheuttaa fytotoksisuutta. Myös runsaasti käytettävissä olevista hiiliyhdisteistä aiheutuva korkea mikrobiaktiivisuus ja siitä johtuva kilpailu maaperän tyyppistä voi haitata kasvien kasvua (Epstein 1997). Stabiilisuuden ja kypsyyden määrittämiseen on olemassa monenlaisia menetelmiä, joista kuitenkin on hyvin vaikea valita sellaista menetelmää, joka soveltuisi kaikille kompostoitaville materiaaleille ominaisuuksien eroavaisuuksista johtuen (taulukko 1) (Epstein 1997, Mondini *ym.* 2006).

Taulukko 1. Eräitä stabiilisuuden ja kypsyyden arviointiin käytettäviä menetelmiä.

Menetelmä ja soveltuvuus	Määritettävä suure	Tulosten tulkinta
CO ₂ -tuotto, stabiilisuuden määrittäminen	Hiilidioksidin tuotto 37 °C lämpötilassa 48 h ajan	CO ₂ -tuotto pienenee kompostoinnin loppuvaiheessa. CO ₂ -tuotto: < 2 mg CO ₂ /gVS/vrk =kypsä komposti 2-4 mg CO ₂ /gVS/vrk = kypsymisvaiheessa oleva komposti (Itävaara <i>ym.</i> 2006)
NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺ , kypsyyden määrittäminen	Nitraatti- ja ammoniumtyypen pitoisuuksien suhde kompostiuutteessa	Ammoniumtyypen määrä vähenee kompostin kypsyessä, nitraattityypen määrä kasvaa NO ₃ ⁻ /NH ₄ ⁺ : <0,5-1 = komposti on kypsymisvaiheessa >1 = komposti on kypsä (Itävaara <i>ym.</i> 2006)
C/N-suhde, kypsyyden määrittäminen	(Mikrobien käytettävissä olevan) hiilen ja typen suhde	Kompostoinnin edetessä pienenee/Kypsässä kompostissa matala (Epstein 1997).
Hapenkulutus, stabiilisuuden määrittäminen	Hapen osapaineen väheneminen	Hapenkulutus hidastuu kompostin kypsyessä. Esim. ASTM-hapenkulutus: <30 mg O ₂ /g VS 4 vrk = kypsä komposti (Itävaara <i>ym.</i> 2006)
Fytotoksisuustestit, Kypsyyden määrittäminen	Kasvien kasvu/siementen itävyys	Fytotoksisuus vähenee kompostin kypsyessä (Epstein 1997)

Kompostoinnin alkuvaiheessa komposti sisältää vähän nitraattia ja paljon ammoniumtyypeä. Ammoniumtyypeä voi haihtua kompostista korkeassa pH:ssa ja lämpötilassa ammoniakkinä pois (Itävaara *ym.* 2006, Biernbaum ja Fogiel 2013). Kypsymisvaiheessa lämpötila laskee, jolloin nitrifikaatio eli ammoniumtyypen hapettuminen nitraatiksi käynnistyy (Albers *ym.* 2003, Itävaara *ym.* 2006). Nitraatti- ja ammoniumtyypen suhteen ($\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ -suhteen) perusteella voidaankin karkeasti arvioida kompostin kypsyttä (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003). Samoin kompostin hiili/typpi -suhdetta (C/N -suhdetta) voidaan käyttää kompostin kypsyden ja stabiilisuuden arviointiin, sillä se pienenee kompostoinnin edetessä, kun kompostin hiili mineralisoituu ja orgaanisen aineksen hajoamisen seurauksena kokonaistypen määrä kasvaa (Khalil *ym.* 2008, Gabhane *ym.* 2012). Huono puoli kyseiselle suurelle on sen suuri vaihtelevuus riippuen kompostoitavasta materiaalista, joten käytännössä C/N -suhteen seuraaminen toimii paremmin prosessin orgaanisen aineksen hajoamisen monitoroinnissa (Epstein 1997, Khalil *ym.* 2008). Kypsyden arvioinnissa pelkkää kypsän kompostin C/N -suhdetta parempi menetelmä voisi olla kompostin lopputilanteen C/N -suhteen suhteuttaminen kompostin alkutilanteen C/N -suhteeseen (Epstein 1997).

Kemiallisten ominaisuuksien määritysten lisäksi kypsyttä voidaan arvioida helposti kasvatus- tai idätyskokeilla. Koska myös liukoiset suolat voivat aiheuttaa fytotoksisuutta, myös niiden määrä ja vaikutus kasvien kasvuun tulisi selvittää kypsyden määrityksessä (Epstein 1997). Brewer ja Sullivan (2003) kuitenkin totesivat tutkimuksessaan, että siementen idätys ei ollut toimiva menetelmä kypsyden arvioinnissa, sillä aktiivisen kompostin fytotoksisuuden ilmenemisen puutteen vuoksi ei voitu tehdä eroa kypsän ja aktiivisen kompostin välillä. Toisaalta tämän vuoksi kasvatuskokeita suoritettaessa tulisi käyttää useampaa kasvilajiketta tulosten luotettavuuden varmistamiseksi, ja etenkin herkintä kasvilajia, jonka kasvatukseen kompostia on tarkoitus käyttää, tulisi testata (Epstein 1997).

Stabiilisuutta voidaan arvioida parhaiten mikrobitoiminnan voimakkuutta määrittämällä. Yksi yleisesti käytetyistä stabiilisuutta arvioivista testeistä on hiilidioksidin tuotto. Kun mikrotoiminta on aktiivisimmillaan, hiilidioksidin tuotto on korkea. Kompostoinnin loppuvaiheessa mikrobitoiminta ja siten myös

hiilidioksidin tuotto hidastuu, koska käytettävissä oleva hiiltä ei ole enää jäljellä (Epstein 1997, Albers *ym.* 2003). Myös hapenkulutus ja lämmön tuotto (esimerkiksi rottegrad, Dewar-testi) ovat mikrobien aktiivisuuteen nojaavia stabiilisuudesta kertovia suureita, joissa molemmissa tapahtuu pienenemistä kompostin kypsyessä (Epstein 1997, Itävaara *ym.* 2006). Mikrobien aktiivisuutta määrittävissä testeissä tulee huomioida se, että mikrobien aktiivisuuteen ja myös sitä määrittäviin tuloksiin vaikuttaa etenkin lämpötila, jonka tulisi siksi olla säädetty (Itävaara *ym.* 2006).

2.2 Hajotustoimintaan vaikuttavat tekijät

2.2.1 Kompostin olosuhteet

Kompostin koostumus vaikuttaa kompostissa vallitseviin olosuhteisiin ja siten mikrobien toimintaan ja prosessin etenemiseen. Lämpötila, kosteus, happi, pH ja ravinteet ovat tärkeimpiä mikrobien toimintaan vaikuttavia tekijöitä kompostissa, ja näistä lämpötila, kosteus ja happi vaikuttavat toisiinsa tiiviisti (Stentiford 1996, Epstein 1997, Smidt *ym.* 2009). Lämpötilan ja pH:n perusteella voidaan saada tietoa prosessin vaiheista ja etenemisestä, sillä molemmat vaihtelevat mikrobitoiminnan mukana (Epstein 1997). pH-arvon perusteella saadaan myös tietoa prosessin toimivuudesta, sillä joissain tapauksissa matalat pH-arvot voivat tarkoittaa anaerobisia olosuhteita tai vaihtoehtoisesti raakaa kompostia (Epstein 1997, Itävaara *ym.* 2006). Lämpötila ja pH vaikuttavat molemmat myös siihen, mitkä mikrobiryhmät ovat aktiivisia, sillä mikrobeilla on optimaaliset lämpötila- ja pH-alueensa. Lämpötilan suhteen eri tutkimusten tulokset ovat ristiriidassa keskenään siinä, vähentääkö liian korkea lämpötila mikrobien monimuotoisuutta (Epstein 1997). Tehokkaan kompostoinnin kannalta parhain pH-alue on neutraaleissa tai hieman emäksisissä olosuhteissa (Epstein 1997, Vargas-Garcia *ym.* 2009).

Mikrobien toiminta tuottaa lämpöä, joka alkaa kertyä kompostiin materiaalin eristävyysden takia (Whitney ja Lynch 1996, Epstein 1997, Sarkar *ym.* 2016). Korkea lämpötila siis indikoi tehokkaasta hajotustoiminnasta, ja lämpötila voikin nousta optimaalisissa oloissa 60-70 °C, mikä luo kompostiin termofiilisille mikrobeille

suotuisat olot (Smidt *ym.* 2009). Aina korkeat lämpötilat eivät kuitenkaan johdu aktiivisesta hajotustoiminnasta, sillä esimerkiksi liian tiiviissä tai kosteassa kompostissa sekä mikrobien toiminta että lämmön poistuminen voi heikentyä (Smidt *ym.* 2009). Lisäksi kompostointiprosessilla ja sen kontrolloinnilla on vaikutusta kompostin lämpötilaan. Esimerkiksi aumakompostin keskustaan kehittyy ilman kääntöjä korkeat lämpötilat, kun taas kompostin ulkopinta on viileämpi (Epstein 1997). Kääntelyn avulla kompostin lämpötilaeroja saadaan tasattua, mikä nopeuttaa kompostointia, kun korkeimpia lämpötiloja ei saavuteta pelkästään kompostin keskellä (Biernbaum ja Fogiel 2013, Sarkar *ym.* 2016). Jos komposti pääsee ylikuumentamaan, hajotustoiminta voi jopa pysähtyä liian korkeiden hiilidioksidipitoisuuksien ja haitallisten hajoamistuotteiden seurauksena (Smidt *ym.* 2009).

Kompostin aerobinen hajotustoiminta heikkenee matalissa, etenkin alle 5 tilavuusprosentin happipitoisuuksissa, jolloin taas anaerobinen hajotustoiminta voi lisääntyä (Smidt *ym.* 2009, Biernbaum ja Fogiel 2013). Anaerobisten olosuhteiden seurauksena kompostiin voi kertyä haisevia yhdisteitä, jotka aiheuttavat hajuhaittoja etenkin kääntöjen yhteydessä (Epstein 1997, Smidt *ym.* 2009). Hajujen muodostumista voidaan kuitenkin vähentää edistämällä ilmastusta sekä säännöllisillä käännoillä. Ilmastus on kuitenkin kääntöä tärkeämpi tapa tarjota hapeta kompostiin, sillä on havaittu, että komposti tiivistyy nopeasti käännon jälkeen ja kompostiin voi muodostua hyvinkin heterogeeniset olosuhteet (Epstein 1997, Biernbaum ja Fogiel 2013). Lisäksi käännöt edistävät ravinteiden, veden ja hapen saatavuutta, minkä seurauksena mikrobien toiminta ja siten hapenkulutus lisääntyy ja voi lopulta johtaa hapen loppumiseen (Epstein 1997, Veeken *ym.* 2001, Biernbaum ja Fogiel 2013).

Kompostoinnin vaiheen perusteella voidaan säädellä ilmastusta; kun hapenkulutus on aktiivisen kompostoinnin aikaan suurinta, komposti tulee olla hyvin ilmastettu, mutta kypsymisvaiheessa kompostin hapenkulutus vähenee ja siten riski anaerobisten olojen muodostumiselle voi olla pienempi heikommallakin ilmastuksella (Stentiford 1996, Epstein 1997). Kompostin ilmastus voidaan toteuttaa esimerkiksi tukiaineen avulla, mitä käytetään tavallisesti aumakompostien

ilmastukseen, tai ilman syötöllä eli niin kutsutulla pakotetulla ilmastuksella (Stentiford 1996, Smidt *ym.* 2009). Tukiaine edesauttaa aumakompostissa toteutuvaa luonnollista ilmastusta, jossa ilma virtaa auman läpi lämmönvirtauksen seurauksena (Smidt *ym.* 2009).

Etenkin palakooltaan vaihteleva jäte sopii hyvin kompostoitavaksi luonnollisesti ilmastetussa aumassa (Smidt *ym.* 2009). Tällaista jätettä on esimerkiksi puutarhajäte, joka on ilmastuksen kannalta aumassa kompostoitavaksi parempi vaihtoehto kuin vaikkapa biojäte tai lanta, joihin on lisättävä jotain tukiainetta jätteen koostumuksen takia (Smidt *ym.* 2009, Biernbaum ja Fogiel 2013). Lisäksi hajotustoiminta puutarhajätteellä on suhteellisen hidasta, mikä myös osaltaan vähentää ilmastuksen tarvetta (Favoino *ym.* 1996). Murskattu jäte kuitenkin sisältää enemmän hajotustoiminnalle altista pinta-alaa ja voi myös muun muassa lisääntyneen vedenpidätyskyvyn ja sopivan huokoisuuden avulla tehostaa aerobista hajotustoimintaa (Epstein 1997, Smidt *ym.* 2009, Zhang ja Sun 2014a). Hajotustoiminnan nopeuttamisen lisäksi murskaamisella voi olla myös positiivinen vaikutus lopputuotteen laadun homogeenisuuteen (Favoino *ym.* 1996).

Liian hienojakoinen materiaali voi aiheuttaa kompostin tiivistymistä, mikä voi haitata etenkin ilman kulkeutumista kompostissa (Epstein 1997, Zhang ja Sun 2014a). Toisaalta taas liian tehokkaasti ilmastetussa kompostissa mikrobitoiminta voi hidastua ja lakata kuivumisen ja heikentyneen lämmön säilymisen takia, jolloin materiaali ei ehdi hajota täysin (Das *ym.* 2003, Smidt *ym.* 2009, Zhang ja Sun 2014a). Esimerkiksi Zhang ja Sun (2014b) havaitsivat tutkimuksessaan, että kompostoitessa pelkästään murskattua puutarhajätettä kompostin vedenpidätyskyky heikkeni suuren vapaan ilmatilan eli huokostilan takia ja johti kompostin kuivumiseen sekä lämmön häviöön. Kompostoinnin edetessä hajotettava materiaali pienenee, mikä johtaa huokostilan ja sen mahdollistaman ilman kulkeutumisen vähenemiseen (Zhang ja Sun 2014b).

Mikrobitoiminnan seurauksena muodostuva kosteus kertyy kompostiin, mutta samalla sitä haihtuu hajotustoiminnasta peräisin olevien korkeiden lämpötilojen takia. Kuitenkin mikrobien toiminnan on todettu tuottavan enemmän kosteutta

kuin sitä haihtuu (Epstein 1997). Kompostin hajotustoiminnan tehokkuus ja siitä aiheutuvat korkeat lämpötilat ovat riippuvaisia kompostin kosteudesta, sillä mikrobit hyödyntävät vesiliukoisia orgaanisia yhdisteitä toiminnassaan (Epstein 1997, Tuomela *ym.* 2000). Ilmastuksella ja materiaalin huokostilalla on suuri vaikutus kompostin kosteuteen; liian tehokas ilman kulkeutuminen voi aiheuttaa kompostin kuivumista, mikä haittaa ravinteiden ja hapen kulkeutumista ja saatavuutta mikrobeilla (Smidt *ym.* 2009). Tämä taas vähentää mikrobien hajotustoimintaa (Tuomela *ym.* 2000). Epsteinin (1997) mukaan kosteuspitoisuuden kasvaessa liikaa huokostila pienenee ja hajotustoiminta heikkenee huonomman ilman kulkeutumisen takia. Kuitenkin Huet (2012) havaitsi yllättäen, että kosteuspitoisuuden kasvaessa 50 prosentista 65 prosenttiin ilman kulkeutuminen kasvoi jätevesilietteen kompostoinnissa; tämän arveltiin johtuvan siitä, että kosteus edisti paakkujen muodostumista, mikä taas on lisännyt ilman kulkeutumista.

Mikrobien toiminnalle sopiva kosteuspitoisuus on todettu olevan 40-60% välillä, tosin kompostointia toteutetaan myös korkeammissa kosteuspitoisuuksissa (Stentiford 1996, Epstein 1997). Liian kosteassa kompostissa on suurempi riski anaerobisten olojen muodostumiselle, kun liian suuri veden määrä estää hapen pääsyn huokostilaan (Tuomela *ym.* 2000, Smidt *ym.* 2009, Biernbaum ja Fogiel 2013, Sarkar *ym.* 2016). Ilman kulkeutuminen voi heikentää myös kosteudesta aiheutuvan tiivistymisen takia (Das ja Keener 1996). Kuitenkin on jättemateriaalista riippuvaa, kuinka suuri kosteuspitoisuus johtaa mikrobitoimintaa heikentäviin olosuhteisiin (Stentiford 1996). Jotkut materiaalit, kuten lehmän lanta, voivat esimerkiksi olla luonnostaan paljon kosteutta absorboivia, eikä niiden rakenneominaisuuksiin, kuten pakkautumiseen, vaikuta ylimääräinen kosteus (Das ja Keener 1996). Liian kosteassa kompostissa myös riski ravinteiden huuhtoutumiseen kasvaa (Tuomela *ym.* 2000). Kompostin kosteuspitoisuutta voidaan alentaa tehostamalla ilmastusta tai kääntämällä kompostia, minkä seurauksena kosteutta haihtuu kompostista (Smidt *ym.* 2009).

Sopivalla tukiaineen määrällä ja koolla voidaan parantaa kompostin olosuhteita. Muun muassa puusilpun, biohiilen tai muun palakooltaan pienikokoisen materiaalin käytöllä kompostin tukiaineena on todettu edistävän ilman

kulkeutumista kompostissa sekä kompostin vedenpidätyskykyä (Gea *ym.* 2007, Zhang ja Sun 2014b, 2016a). Tukiaineet voivat myös parantaa valmiin kompostin ravinneominaisuuksia (Zhang ja Sun 2014b, 2016a). Edellä mainitut tekijät yhdessä tukiaineen tarjoaman suuremman mikrobien kasvupinta-alan kanssa tehostavat kompostointia ja korkeiden lämpötilojen saavuttamista (Zhang ja Sun 2016a). Kuitenkin liian hienojakoinen tukiaine voi edistää etenkin jätevesilietekompostin tiivistymistä ja siten haitata ilman kulkeutumista kompostissa (Huet *ym.* 2012). Toisaalta Das *ym.* (2003) totesivat tutkimuksensa johtopäätöksenä, että liian suuri keinotekoisien tukiaineiden määrä haittasi mikrobitoimintaa liiallisen ilman kulkeutumisen takia ja näin ollen ehkäisi korkeiden lämpötilojen muodostumista. Muovisen tukiaineen avulla voidaan ylläpitää kompostin rakennetta ilmavana niin, ettei anaerobisia oloja pääse muodostumaan, koska keinotekoinen tukiaine ei ole altis hajotustoiminnalle tai kykene keräämään kosteutta (Das *ym.* 2003).

2.2.2. Kompostin ravinneominaisuudet

Hajotustoimintaa toteuttavien mikrobiryhmien koostumus vaihtelee kompostin lämpötilan mukana, mutta myös käytettävissä olevista yhdisteistä riippuen (Whitney ja Lynch 1996, Epstein 1997, Albers *ym.* 2003). Koska eri mikrobit aktivoituvat eri lämpötiloissa ja vastaavat eri yhdisteiden hajotuksesta, lämpötilalla on siten vaikutusta yhdisteiden hajoamiseen (Whitney ja Lynch 1996, Vikman *ym.* 2002). Orgaanisten yhdisteiden hajoamisnopeuteen vaikuttaa oleellisesti kuitenkin yhdisteiden monimutkaisuus. Yksinkertaiset yhdisteet, kuten hiilihydraatit, proteiinit, rasvahapot ja rasvat ovat kompostissa hyvin hajoavia yhdisteitä ja helppoja hiilenlähteitä, ja etenkin proteiinien ja hiilihydraattien avulla voidaan tehostaa hajotustoimintaa (Epstein 1997). Hemiselluloosa, kitiini ja lignoselluloosayhdisteet (pektiinit, selluloosat ja ligniinit) taas ovat vähemmän alttiita hajoamiselle niiden monimutkaisen rakenteensa vuoksi ja ne vaativatkin useampia, harvojen mikrobien tuottamia entsyymejä hajotukseen, mikä rajoittaa niiden hyödyntämistä mikrobien ravintona (Whitney ja Lynch 1996, Epstein 1997, Tuomela *ym.* 2000). Esimerkiksi puinen kasvimateriaali sisältää pääasiassa selluloosaa ja ligniiniä, kun taas jätevesiliete ja biojäte sisältävät enemmän

proteiineja, minkä vuoksi kaksi jälkimmäistä jätettä kompostoituvatkin puutarhajätettä nopeammin (Whitney ja Lynch 1996). Lisäksi ligniinin hajoamista hidastaa se, että sen tehokkaimmat hajottajamikrobit toimivat mesofiilisellä lämpötila-alueella. Materiaalin pieni koko ja matala ligniinipitoisuus taas voivat nopeuttaa ligniinin hajoamista kompostoinnissa (Tuomela *ym.* 2000).

Hajotustoiminnan kannalta tärkeimpiä ravinteita ovat mikrobien saatavilla oleva hiili ja typpi, joiden suhde (C/N -suhde) kompostissa vaikuttaakin yhdisteiden monimutkaisuuden lisäksi prosessin etenemiseen sekä lopputuotteen laatuun (Whitney ja Lynch 1996, Epstein 1997). Mikrobeille optimaalinen C/N -suhde eli hiilen tarve yhtä osaa typpeä kohti on noin 25-30 (Epstein 1997). C/N -suhde riippuu jätteen koostumuksesta. Esimerkiksi biojätteellä tai puutarhajätteen ruohonleikkuutähteellä on matala, mutta lehdillä taas korkea C/N -suhde (Biernbaum ja Fogiel 2013). Paljon hiiltä sisältävien jätteiden kompostoituminen kestää pidempään kuin esimerkiksi paljon typpeä sisältävien proteiinipitoisten jätteiden kompostoituminen, sillä liian paljon hiiltä sisältävässä kompostissa mikrobeilla on pulaa tuestä (Favoino *ym.* 1996, Epstein 1997, Mondini *ym.* 2006, Biernbaum ja Fogiel 2013). Matala C/N -suhde voi kuitenkin johtaa typen haihtumiseen ammoniakkinä korkeissa lämpötiloissa tai emäksisissä oloissa, tai vaihtoehtoisesti huuhtoutumiseen suotovesien mukana liian kosteasta kompostista (Vargas-Garcia *ym.* 2009, Biernbaum ja Fogiel 2013, Zhang ja Sun 2014b). Tämä vähentää kompostin arvoa lannoitekäytössä (Epstein 1997).

Komposti voidaan koota mikrobitoiminnan kannalta optimaaliseksi hiilen ja typen osalta yhdistelemällä kompostiin sopivissa suhteissa C/N -suhteeltaan erilaisia jätteitä. C/N -suhteen on kannattaa olla enemmän korkeampi kuin liian matala, jotta typpi käytetään tehokkaammin eikä sitä ole suuri riski hävitä prosessista (Biernbaum ja Fogiel 2013). Kuitenkin sopivan tukiaineen on arveltu sitovan ylimääräistä typpeä ja siten säilyttävän sitä prosessissa (Zhang ja Sun 2014b, 2016a).

2.3 Kompostin hyödyntäminen

2.3.1 Valmiin kompostin ominaisuudet ja vaikutukset maaperään

Valmista kompostia käytetään esimerkiksi multatuotteiden valmistuksessa, maanparannusaineena, turpeen korvikkeena tai maisemointitarkoituksessa (Whitney ja Lynch 1996). Esimerkiksi lignoselluloosayhdisteitä sisältävän jätteen kompostilla on turpeen kaltaisia fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia, joten se voi soveltua turpeen korvikkeeksi (Mondini *ym.* 2006). Maaperään lisättynä kompostin erikokoiset ja -muotoiset partikkelit kohentavat maaperän rakennetta ja lisäävät huokoisuutta. Nämä ominaisuudet edistävät maaperän ilmastusta sekä vähentävät maaperän tiivistymistä ja siitä aiheutuvaa läpäisevyyden heikkenemistä. Komposti siis lisää maaperän vedenpidätyskykyä, joten kompostin käytöllä voidaan ehkäistä eroosiota sekä ravinteiden huuhtoutumista maaperästä sadevesien mukana (Whitney ja Lynch 1996, Zorpas 2009, Smidt *ym.* 2009). Epäorgaanisten lannoitteiden käyttö taas ei paranna maaperän kemiallisten ominaisuuksien lisäksi maaperän fyysisiä ominaisuuksia (Zorpas 2009).

Komposti sisältää paljon humusmaista orgaanista ainesta, jota voi alkaa kertyä maaperään kompostia säännöllisesti lisättäessä (Dimambro *ym.* 2007). Mitä enemmän kompostiin käytetty jäte sisältää hiilipitoisia yhdisteitä, kuten ligniiniä tai selluloosaa, sitä enemmän valmis komposti sisältää orgaanista ainesta (Dimambro *ym.* 2007). Hiilen lisäksi orgaaninen aines sisältää myös typpeä, fosforia, kaliumia, kalsiumia ja muita kasvien tarvitsemia ravinteita, jotka ovat kasvien saatavilla mineralisaation ja transformaation kautta (Zorpas 2009, Smidt *ym.* 2009). Ravinteiden vapautuminen kompostista maaperään ja kasvien käyttöön onkin hitaampaa kuin epäorgaanisista lannoitteista (Smidt *ym.* 2009). Myös kompostin sisältämät mikrobit lisäävät maaperän ravinteiden ja biomassan määrää sekä mikrobien monimuotoisuutta (Epstein 1997). Maaperän parantuneet fyysiset ominaisuudet yhdessä kompostin ravinneominaisuuksien kanssa edistävät kasvien kasvua, mikä juurten osalta lisää epäsuorasti maaperän orgaanisen aineksen määrää (Whitney ja Lynch 1996, Epstein 1997).

Komposti voi sisältää myös liian suuria määriä ravinteita, millä voi olla haittavaikutuksia muun muassa kasvien kasvuun. Esimerkiksi liian suuret ammoniumtyypen pitoisuudet voivat aiheuttaa fytotoksisuutta (Belyaeva ja Haynes 2010). Kompostin liian korkea C/N -suhde taas voi indikoida kompostin epästabiilisuudesta, ja tällaisen kompostin lisääminen maaperään voi johtaa maaperän tyypin kuluttamiseen kasvien kustannuksella hajotustoiminnan jatkuessa (Itävaara *ym.* 2006, Dimambro *ym.* 2007). Myös korkeana sähkönjohtokykyinä ilmenevä liian suuri liukoisten suolojen määrä voi vaikuttaa negatiivisesti siementen itämiseen ja kasvien kasvuun (Dimambro *ym.* 2007, Zorpas 2009). Esimerkiksi ruokajätettä sisältävät kompostit sisältävät paljon liukoisia suoloja, kun taas paljon puutarhajätettä sisältävät kompostit taas vähemmän (Dimambro *ym.* 2007). Kuitenkin kompostin liian korkeita ravinne- ja suolapitoisuuksia voidaan laimentaa lisäämällä siihen jotain seosaineita, kuten hiekkaa, tuhkaa tai ravinnepitoisuuksiltaan laimeampaa kompostia (Belyaeva ja Haynes 2010). Hienojakoisen materiaalin lisääminen myös lisää irtotiheyttä, mikä edistää kompostin vedenpidätyskykyä (Zorpas 2009).

Kasvualustojen sopivat ravinne- ja muut ominaisuudet määräytyvät kasvatettavan kasvilajin perusteella (taulukko 2) (Viherympäristöliitto 2015). Esimerkiksi Suomessa Viherympäristöliiton perustama kasvualustatyöryhmä kokoaa kasvualustojen ravinnepitoisuuksille suosituksia eri käyttötarkoituksia varten (Viherympäristöliitto 2018). Erilaisia biohajoavia jätteitä kompostoitaessa lopputuotteina saadaan ominaisuuksiltaan erilaisia komposteja, joten kompostien käyttökohteet kasvualustana voidaankin päättää näiden ominaisuuksien perusteella (Zorpas 2009). Seosaineilla ja myös muiden jätteiden komposteja yhdistelemällä voidaan muuttaa kompostien ominaisuuksia tietyille kasvualustalle soveltuvaksi (Belyaeva ja Haynes 2010). Esimerkiksi Mustankorkean puutarhamulta, joka sisältää puhdistamolietteen ja biojätteen kompostien sekoitusta sekä maa-ainesta, turvetta ja kalkkia, soveltuu ominaisuuksiltaan yleismullaksi ja nurmikoille kasvualustaksi (Mustankorkea Oy 2018d). Nurmikkomulta sen sijaan sisältää pelkästään puhdistamolietekompostia sekä

maa-ainesta, turvetta ja kalkkia, ja soveltuu nurmikoille kasvualustaksi (Mustankorkea Oy 2018c).

Taulukko 2. Kahden esimerkkikasvualustan suositellut ravinnepitoisuudet (Viherympäristöliitto 2015).

Ominaisuus	Vaateliaat puut, pensaat, köynnökset, ryhmäruusut ja perennat sekä rajoitetut kasvualustat	Nurmikot sekä vaatimattomat puut, pensaat, köynnökset ja perennat
	Tavoitearvo	Tavoitearvo
Johtoluku (10 x mS/cm)	2 < 4 < 6	3 < 5 < 8
pH	5,5 < 6,5 < 7,5	5,5 < 6 < 7
Kalsium (mg/l)	2000 < 3000 < 5500	1900 < 2500 < 3800
Fosfori (mg/l)	10 < 20 < 30	10 < 15 < 30
Kalium (mg/l)	150 < 300 < 450	150 < 200 < 300
Magnesium (mg/l)	200 < 350 < 450	150 < 200 < 400
Rikki (mg/l)	10 < 30 < 200	10 < 30 < 200
Boori (mg/l)	0,4 < 0,6 < 1,5	0,4 < 0,6 < 1,5
Kupari (mg/l)	2 < 3 < 20	2 < 3 < 20
Mangaani (mg/l)	10 < 30 < 500	10 < 30 < 500
Sinkki (mg/l)	2 < 3 < 20	2 < 3 < 20
Liukoinen typpi (mg/l)	15 < 35 < 60	35 < 50 < 100
Orgaaninen aines (paino-%)	10 < 12 < 14	6 < 8 < 10
Tilavuuspaino (kg/m ³)	640 < 800 <	800 < 1000 <

Koska kompostoinnin edetessä orgaanisen aineksen osuus pienenee, kompostissa tapahtuu ravinteiden ja raskasmetallien konsentroitumista (Zorpas 2009). Konsentroitumisen vuoksi on tärkeää, että maaperään lisätään stabiili komposti, jossa ei huomattavasti tapahdu enää hajoamista ja jatkuvaa konsentroitumista etenkin raskasmetallien osalta. Hajotustoiminnan seurauksena raskasmetallien saatavuus maaperässä saattaisi kasvaa ja voisi johtaa raskasmetallien kertymiseen kasveihin. Raskasmetallit voivat olla fytotoksisia ja toisaalta ihmiset voivat altistua niille viljelykasvien kautta (Zorpas 2009). Esimerkiksi puutarhajätekompostilla on tavallisesti matalat raskasmetallipitoisuudet (Mondini *ym.* 2006), kun taas liete- ja biojätekompostit voivat sisältää enemmän raskasmetalleja (Zorpas 2009). Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa lannoitevalmisteista (MMMä 24/11) on määritelty enimmäispitoisuudet lannoitevalmisteiden sisältämille haitallisille metalleille (taulukko 3).

Taulukko 3. Lannoitevalmisteiden sisältämien haitallisten metallien enimmäispitoisuudet (MMMä 24/11).

Alkuaine	Enimmäispitoisuus mg/kg kuiva-ainetta
Arseeni (As)	25
Elohopea (Hg)	1,0
Kadmium (Cd)	1,5
Kromi (Cr)	300
Kupari (Cu)	600
Lyijy (Pb)	100
Nikkeli (Ni)	100
Sinkki (Zn)	1500

2.3.3 Puutarhajätekompostin hygieenisuus

Lannoitevalmistelain (539/2006) mukaan lannoitevalmisteen käytöllä ei saisi aiheutua vaaraa ihmisten, eläinten tai kasvien terveydelle tai turvallisuudelle, tai ympäristölle. Maa- ja metsätalousministeriön lannoitevalmisteasetuksessa (MMM 24/11) onkin annettu sallitut enimmäismäärät ja -pitoisuudet muun muassa epäpuhtauksille, taudinaiheuttajille ja kasvintuhoojille sekä ohjeet kasvitautien leviämisen välttämiseen. Kasvintuhoojien leviämisen välttämiseksi vaarallisia kasvintuhoojia potentiaalisesti sisältävien kasvijätteiden, kuten peruna-, juurikas- ja juuresteollisuuden, -kuorimoiden ja -pakkaamojen jätteiden, tulisi kompostoinnissa saavuttaa vähintään 55 °C lämpötila yli 40 % kosteudessa ainakin kahden viikon ajan. Edellä mainittua käsittelyä ei vaadita, mikäli on todennettu, ettei tiettyjä kasvintuhoojia esiinny kyseisten jätteiden tuotantopaikoilla (MMM 24/11).

Lannoitevalmisteissa ei saa olla todettavissa Maa- ja metsätalousministeriön lannoitevalmisteasetuksessa (MMM 24/11) määriteltyjä kasvintuhoojia eikä myöskään juuripoltesientä saa löytyä taimituotantoon tarkoitetuista kasvualustoista. Myöskään salmonellaa ei saa olla todettavissa 25 grammassa näytettä lannoitevalmistetta. Enimmäismäärät lannoitevalmisteen sisältämälle *Escherichia coli*:lle on 1000 pmy/g, mutta alle 100 pmy/g, jos lannoitetta käytetään sellaisten kasvien viljelyssä, jossa syötävät kasvinosat ovat kosketuksissa kasvualustaan. Orgaanisille lannoitevalmisteille on lisäksi määritelty sallitut enimmäismäärät epäpuhtauksille (taulukko 4) (MMM 24/11).

Taulukko 4. Lannoitevalmisteissa sallittujen epäpuhtauksien enimmäismäärät (MMM 24/11).

Epäpuhtaus	Enimmäismäärä
Rikkakasvinsiemenet	
lannoitteissa ja kalkitusaineissa	Ei todettavissa
pakatuissa maanparannusaineissa ja kasvualustoissa	2 itänyttä litrassa
pakkaamatta myytävissä maanparannusaineissa ja kasvualustoissa	5 itänyttä litrassa tai tuoteselosteessa maininta "tuote sisältää tuulilevitteisiä rikkakasvinsiemeniä"
Roskat (lasi, metalli, muovit, luut, kivet)	
pakatuissa tuotteissa	0,2 % tuorepainosta
pakkaamatta myytävissä	0,5 % tuorepainosta
Hukkakaura	Ei todettavissa
Kasvin osat	Tuotteessa ei saa olla eläviä juuria, juurakoita tai muita kasvulliseen lisääntymiseen liittyviä osia

Yksi huolenaihe liittyen puutarhajättekompostin hyödyntämiseen on kompostin mahdollisesti sisältämät patogeenit ja muut ympäristöä uhkaavat haittaeliöt, kuten vieraskasvilajit (EPPO 2008, Noble *ym.* 2009, Avery *ym.* 2012). Myöskään rikkakasvien siemenet eivät ole toivottuja valmiissa kompostissa (Grundy *ym.* 1998). Patogeeniä sisältävää materiaalia puutarhajätteessä voivat olla esimerkiksi eläinten jätteet ja infektoitunut kasvimateriaali. Kompostin käyttöä lannoitteena voi rajoittaa maaperän taustapatogeenikuorman merkittävä kasvu kompostin lisäämisen seurauksena. Puutarhajäte ei tavallisesti kuitenkaan sisällä yhtä paljon

patogeenejä sisältävää materiaalia kuin lanta- ja lietekompostit, joten kontaminoitunut materiaali laimentuu kompostissa (Avery *ym.* 2012). Eri rikka- ja vieraskasvilajien siemenet ja muut lisääntymiseen kykenevät kasvien osat taas voivat päätyä kompostiin suoraan puutarhajätteen mukana. Tämän lisäksi etenkin ulkona aumoissa kompostoitessa tuulilevitteisten kasvien siemeniä voi päätyä kompostiin alueen ympäristöstä, minkä vuoksi aumakompostit olisi tärkeä suojata kontaminaation estämiseksi (Grundy *ym.* 1998).

Lämpötila on tärkein tekijä haittaeliöiden tuhoamisen kannalta kompostoinnissa, joten on tärkeää, että kompostin koko massa altistuu tarpeeksi korkeille lämpötiloille tarpeeksi pitkän ajan (Tompkins *ym.* 1998, EPPO 2008, Noble *ym.* 2009, Avery *ym.* 2012). Lämpötilaolojen tasaisuuden varmistamiseksi komposti on tarpeen kääntää riittävän usein (EPPO 2008, Avery *ym.* 2012). Tutkimusten mukaan rikkakasvien ja myös joidenkin vieraskasvilajien siemenet menettävät elinkykynsä kompostoinnin aikana, jos komposti saavuttaa noin 55-65 °C lämpötilan (Tompkins *ym.* 1998, Grundy *ym.* 1998, Meier *ym.* 2014). Kompostoinnissa lämpöä sietävät huonoiten sellaiset siemenet, jotka ovat helposti itäviä, kun taas paksumpi kuori siemenessä voi vaikeuttaa lämmön tuhoavaa vaikutusta (Grundy *ym.* 1998).

Korkean lämpötilan lisäksi myös muut kompostin olosuhteet voivat vaikuttaa haittaeliöiden elinkyvyn heikkenemiseen kompostoinnissa. Näitä tekijöitä ovat muun muassa pH, tarpeeksi korkea kosteuspitoisuus, myrkylliset hajotustoiminnan sivutuotteet sekä mikrobien toiminta (Tompkins *ym.* 1998, Noble *ym.* 2009, Avery *ym.* 2012). Esimerkiksi kompostin muut mikrobit voivat syrjäyttää kilpailussa kompostoitavan materiaalin sisältämät patogeenit (Avery *ym.* 2012). Myös matalassa C/N -suhteessa kompostiin muodostuvalla ammoniakilla on arveltu olevan vaikutusta kasvien siementen elinkyvyn heikkenemiseen (Tompkins *ym.* 1998).

Kompostin haittaeliöiden tuhoamisen varmistamiseksi esimerkiksi European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO) on luonut ohjeistuksia liittyen kompostoinnin olosuhteisiin ja kompostin turvallisuuden varmentamiseen. EPPO:n standardissa (2008) esimerkiksi suositellaan haittaeliöiden tuhoutumisen

varmistamiseksi kompostoinnilla tai mädätyksellä käsiteltävän materiaalin käsittelyä 4 tunnin ajan 74 °C, 2 tunnin ajan 80 °C tai 1 tunnin ajan 90 °C lämpötilassa. Toisaalta riittäisi myös se, että komposti saavuttaa läpikotaisin joko vähintään 55 °C lämpötilan kahden viikon ajan tai vaihtoehtoisesti vähintään 65 °C lämpötilan viikon ajan (EPPO 2008).

Lämpötila on kuitenkin epäsuora prosessiparametri haittaeliöiden tuhoutumisen arvioinnissa (Christensen *ym.* 2002, EPPO 2008). Vaihtoehtoisesti haittaeliöiden tuhoutuminen voidaan todentaa suorilla valvontamenetelmillä testaamalla tiettyjen indikaattorieliöiden selviytyminen kompostin olosuhteista. Näitä ovat tupakkamosaiikkivirus, möhöjuuri ja tomaatinsiemenet. Kyseiset eliöt sijoitetaan sopivan biohajoamattoman materiaalin sisällä kompostiin tietyksi ajanjaksoksi, jonka jälkeen eliöiden elinkyky selvitetään, esimerkiksi tomaatinsiementen tapauksessa idätyskokeella (EPPO 2008). Eliöt on sijoitettava kompostissa sellaisen materiaalin sisälle, jossa fysikaalis-kemialliset ominaisuudet vastaavat kompostin ominaisuuksia (Christensen *ym.* 2002). Jos kyseisiä eliöitä ei havaita elinkykyisinä kompostoinnin jälkeen, prosessin olosuhteiden voidaan todeta olevan riittävät haittaeliöiden leviämisen välttämiseksi (EPPO 2008). Esimerkiksi Maa- ja metsätalousministeriön asetuksen (24/11) mukaan tietyt lannoitteiden tyyppinimet voivat edellyttää edellä kuvatun kaltaista hygienisointimenetelmän validiointia ennen laitoshyväksyntää, jotta prosessin olosuhteet takaavat lopputuotteen vaatimukset.

Käytännössä indikaattorieliöt kertovat kompostoinnin yleisestä hygienisointivaikutuksesta (Noble *ym.* 2009, Avery *ym.* 2012), mutta eivät takaa, että kaikki indikaattoreiden edustamat eliöryhmät tuhoutuvat kompostissa (Avery *ym.* 2012). Etenkin itiöitä muodostavat patogeenit voivat kestää ympäristöstressiä käytettyjä indikaattorieliöitä paremmin (Noble *ym.* 2009, Avery *ym.* 2012). Tomaatinsiementä on yleisesti käytetty indikaattorina etenkin sen heikon biohajoavuuden ja kohtalaisen lämmönsiedon takia, ja sen itävyyden selvittämisestä on tullut standardimenetelmä indikoimaan kompostin olosuhteiden vaikutuksia kasvien siementen tuhoutumiseen (Noble *ym.* 2011). Esimerkiksi Noble *ym.* (2011) havaitsivat tutkimuksessaan, että tomaatinsiemenellä on heikompi

lämmönsietokyky yli 52 °C lämpötilassa kuin vertailtavana lajina käytetyn auliot -suvun (*Abutilon*) kasvien siemenillä. Tästä huolimatta aulioiden siemenet soveltuivat kuitenkin huonommin indikaattorilajiksi niiden matalammassa lämpötilassa tapahtuvan hajoamisen vuoksi (Noble *ym.* 2011).

3 AINEISTO JA MENETELMÄT

3.1 Jätteenkäsittely Mustankorkealla

Mustankorkea Oy on kunnallinen, Jyväskylän kaupungin, Laukaan ja Muuramen omistama jäteyhtiö. Mustankorkea vastaa muun muassa alueellisesta jätteiden käsittelystä, asiakaspalvelusta, jätteiden kuljetusten järjestämisestä sekä jätehuollon kokonaisvaltaisesta kehityksestä. Mustankorkea vastaanottaa monenlaisia jätteitä, jotka käsitellään joko Mustankorkealla tai toimitetaan muille toimijoille käsiteltäviksi. Mustankorkealta löytyy muun muassa alue pilaantuneiden maa-ainesten käsittelyyn, biokaasu- ja kompostointilaitokset biojätteiden ja jätevesilietteiden käsittelyyn sekä loppusijoitusalue hyötykäyttöön kelpaamattomille jätteille (Mustankorkea Oy 2017a).

Vuonna 2016 Mustankorkea vastaanotti 191 000 tonnia jätettä, joista hyötykäyttöön eli raaka-aineena ja energiana hyödynnettäväksi meni 94 % (lukuun ei sisälly maa-aineksia) (Mustankorkea Oy 2017a). Korkea hyötykäyttöaste on seurausta vuoden 2016 alussa voimaan astuneesta orgaanisen jätteen kaatopaikkakiellosta (Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista 331/2013). Tämän takia ennen loppusijoitusalueelle sijoitetut kuivajätteet ja rakennusjätteiden lajittelurejetti kuljetetaan nykyisin Tampereelle Tammervoiman hyötyvoimalaitokselle poltettavaksi. Loppusijoitukseen menee vain hyötykäyttöön soveltumaton epäorgaaninen jäte, kuten tuhka tai asbesti. Vuonna 2016 Mustankorkean loppusijoitusalueelle sijoitettiin noin 17 700 tonnia jätettä, kun määrä vuonna 2015 oli lähes 43 000 tonnia (Mustankorkea Oy 2017a).

Mustankorkea tuottaa erilaisia multa- ja maanparannustuotteita piha-, puutarha- ja ammattikäyttöön tunnelikompostointilaitoksessa erikseen kompostoiduista biojätteistä ja jätevesilietteistä, joihin lisätään maa-aineksia, turvetta ja kalkkia. Mustankorkean kompostointilaitoksessa on käsitelty tähän mennessä vuosittain noin 30 000 tonnia biojätettä, karjanlantaa ja puhdistamolietettä. Syksyllä 2017 aloitti toimintansa kuivämädätystekniikkaan perustuva biokaasulaitos. Biokaasulaitoksessa voidaan käsitellä 19 000 tonnia jätemateriaalia vuodessa, tuottaen arviolta 15 000 MWh biokaasua ja 10 000 tonnia mädätettä. Biokaasulaitoksen mädätteet kompostoidaan ja käytetään sitten multatuotteiden raaka-aineena. Biokaasulaitoksen tuottama biometaani jalostetaan liikennepolttoainekäyttöön (Mustankorkea Oy 2017a).

Mustankorkea vastaanottaa puutarhajätteet erillään risuista ja oksista omaan keräyspisteeseensä. Puutarhajätteeseen kuuluvat ruohonleikkuujäte, puiden lehdet ja haravointijätteet, kasvien ja kukkien naatit ja rikkaruohot, kävyt, neulaset, olki ja heinä. Puutarha- ja risujätteet käytetään tällä hetkellä muun muassa lietealtaiden ja kompostien tukiaineena ja kompostoidaan näiden mukana (Mustankorkea Oy 2017b).

3.2 Tutkimuksen toteutus

Tutkimuksessa käytettiin Mustankorkealle erilleen kerättyä puutarhajätettä, jonka ominaisuudet murskattuna ovat koottu taulukkoon 5. Puutarhajätteestä koottiin 20.-22.6.2018 viisi erilaista aumaa (taulukko 6, kuvat 2 ja 3) asfaltoidulle kompostointikentälle. Auman 3 tukiaineena käytetty risuhake oli erillään puutarhajätteestä kerätty risujätettä. Aumojen 4 ja 5 tukiaineena käytettiin kierrätettyä rakennuspuuhaketta ja auman 4 toisena tukiaineena oli biokompostin välite eli biojätekompostin seulonnan välilijae.

Taulukko 5. Murskatun puutarhajätteen ominaisuudet. Analyysit on teetetty kahdesta rinnakkaisnäytteestä Labtium Oy -laboratoriossa 3.7.-7.7.2017. NO₃-N/NH₄-N -suhde on laskettu tuloksista.

Suorite	Näyte 1	Näyte 2
Kosteus	38,3 %	43,3 %
Tilavuuspaino & irtotiheys	381 g/l 235 g/l	430 g/l 244 g/l
Tuhkapitoisuus (450 °C)	64,8 %	63,2 %
pH (1+5)	6,7	6,8
Johtokyky (1+5)	21,9 mS/m	23,5 mS/m
Vesi, IC (NO ₃ -N)	29 mg/kg	<3 mg/kg
Vesi, NH ₄ -N (NH ₄ -N)	26 mg/kg	87 mg/kg
Vesi, ICP-OES (P)	62 mg/kg	75 mg/kg
Kasvialusta, laskennalliset (NO ₃ -N)	7 mg/l	<1 mg/l
Kasvialusta, laskennalliset (NH ₄ -N)	6 mg/l	21 mg/l
Kasvialusta, laskennalliset (P)	15 mg/l	18 mg/l
NO ₃ -N/NH ₄ -N	1,1	-

Taulukko 6. Koeaumojen materiaalit.

Koeauma	Puutarhajäte	Tukiaine	Auman tilavuus
1.	Murskaamaton puutarhajäte (300 m ³)	-	300 m ³
2.	Murskattu puutarhajäte (300 m ³)	-	300 m ³
3.	Murskattu puutarhajäte (210 m ³)	Risu (90 m ³)	300 m ³
4.	Murskattu puutarhajäte (210 m ³)	Kierrätetty rakennuspuuhake (45 m ³), biokompostin välite (45m ³)	300 m ³
5.	Murskattu puutarhajäte (210 m ³)	Kierrätetty rakennuspuuhake (90 m ³)	300 m ³



Kuva 2. Murskaamattomasta puutarhajätteestä koottu auma (koeauma 1).



Kuva 3. Koeaumat 2-5. Aumat ovat numerojärjestyksessä vasemmalta oikealle.

Aumojen seurantajakso sijoittui 3.7.-6.10.2017 väliselle ajalle, jonka aikana aumat käännettiin pyöräkuormaajalla muutaman viikon välein. Seurantajakson aikana aumoista mitattiin lämpötila, ja analysoitiin kosteuspitoisuus, orgaanisen aineen määrä, Kjeldahl-tyyppi, pH ja johtokyky muutaman viikon välein otetuista näytteistä. Aumoista mitattiin myös happi- ja metaanipitoisuuksia muutaman kerran kannettavalla kenttämittarilla. Kompostien olosuhteiden riittävyttä tuhoamaan kasvien siementen elinkyky tutkittiin niin kutsutulla tomaatinsiementestillä, jossa aumoihin muutaman viikon ajaksi sijoitettujen tomaatinsiementen itävyys selvitettiin. Lisäksi reilun puolen vuoden jälkeen kokeiden aloittamisesta analysoitiin kompostien erilaisia fysikaalis-kemiallisia ominaisuuksia kypsyyden ja hyötykäytön arviointia varten.

3.2 Aumojen monitorointi

3.3.1 Kenttämittaukset

Lämpötila mitattiin digitaalisella aumalämpötilamittarilla ($TEMP_{PI}^{\circ}$, mittausalue -40 – +120 °C, Kasvutaito Oy, Rauma) noin 1 - 1,5 metrin syvyydeltä auman pinnasta. Mittarin lukeman annettiin tasoittua muutaman minuutin ajan, jonka jälkeen lukema otettiin ylös. Lämpötilan seuranta aloitettiin noin 2 viikkoa aumojen kokoamisen jälkeen. Ensimmäisellä kerralla tehtiin vain 3 mittausta per auma, mutta edustavampien tulosten saamiseksi määrä kolminkertaistettiin mittaamalla lämpötila auman molemmin puolin ja päältä päätyjen ja auman puolivälin kohdalta. Työturvallisuussyistä, ja koska merkittävää eroa auman päältä ja sivulta mitattujen lämpötilojen välillä ei havaittu, lämpötilat mitattiin myöhemmin vain sivuilta. Tomaatinsiementestin aikaan lämpötilat mitattiin tomaatinsiementen kohdalta (5 kohtaa/auma) ja lisäksi kolmesta muusta kohtaa auman toiselta sivulta (yhteensä siis kahdeksan mittauspistettä). Tomaatinsiementestin päättämisen jälkeen lämpötilat mitattiin noin kerran viikkoon kuudesta mittauspisteestä per auma eri korkeuksilta aumojen sivuja. Parin kuukauden tiiviimmän lämpötilaseurannan jälkeen lämpötilaseurantaa harvennettiin kerran kuussa tapahtuvaksi.

Happi- ja metaanimittaukset suoritettiin 14.7., 18.7., 21.7. ja 4.9. monikaasuilmalmaisimella (IBRID MX6, Sensorex Oy Industrial Scientific), johon oli liitetty kaasunäytteenottoputki. Näytteenottoputki työnnettiin noin 0,5-1 metrin syvyyteen ja odotettiin, että kaasuilmaisimen lukemat tasoittuivat, jonka jälkeen hapen ja metaanin pitoisuudet merkittiin ylös. Happi- ja metaanipitoisuuksia mitattiin 6 kohdasta aumaa; molemmilta sivuilta päädyistä ja keskeltä, suunnilleen puolivälistä auman sivua.

3.3.2 Näytteenotto ja -käsittely

Näytteenotto pyrittiin suorittamaan aumojen käännön aikaan tai pian sen jälkeen. Käännön aikaan näytteet otettiin eri puolilta aumaa, ja kuivahtanut pintakerros poistettiin ennen näytteen ottamista. Käännön jälkeen suoritettavat näytteenotot

toteutettiin niin, että auman pinnalta poistettiin 20-30 cm verran sääolosuhteille altistunutta pintakerrosta, jonka jälkeen näytteet otettiin välttämättä pintakerroksen päätymistä näytteen sekaan. Toisella ja neljännellä näytteenottokerralla aumat avattiin koneella muutamasta kohdasta, ja näytteet otettiin eri puolilta avattua kohtaa. Kaikilla näytteenottokerroilla jokaisesta aumasta otettiin pääsääntöisesti 10 osanäytettä (1 lapiollinen/osanäyte), paitsi ensimmäisellä näytteenottokerralla, jolloin osanäytteitä otettiin 20 laajemman edustavuuden vuoksi, koska aumoja ei ollut käännetty ollenkaan.

Osanäytteet koottiin kottikärryihin ja sekoitettiin huolellisesti, jonka jälkeen puolet näytteestä poistettiin kottikärryistä ja näytettä sekoitettiin jälleen. Lopusta näytemäärästä otettiin 10 litraa näytettä muovisankoon. Näytteet seulottiin 40 mm seulan läpi, jotta tukiaine saatiin poistettua. Seulottu näyte sekoitettiin ja siitä otettiin muovipussiin reilu litra näytettä, josta analyysit suoritettiin. Näytteitä säilytettiin kylmiössä +4 °C lämpötilassa.

3.3.3 Analyysit

Sähkönjohtokyky ja pH määritettiin mukaillen Suomen Standardisoimisliiton standardeja (SFS-EN 13037, SFS-EN 13038) mukaillen. Näytteitä ilmakeivattiin huoneenlämmössä parin tunnin ajan lasimaljoilla, jonka jälkeen niitä hienonnettiin huumareella. Dekantterilasiin mitattiin 40 ml näytettä ja 200 ml ultrapuhdasta vettä. Näytteitä sekoitettiin magneettisekoittimella tunnin ajan, jonka jälkeen ne suodatettiin vakuumsuodattimella Whatman GF/A 1,6 µm suodatinpaperin läpi. Suodatuksen vaikeutumisen vuoksi veteen liotettu näyte sentrifugoitiin kolmannesta määrittäyksestä (1.8.) eteenpäin 10 minuutin ajan 1500 rcf -nopeudella. Suodoksista/supernatanteista mitattiin sähkönjohtokyky kalibroidulla Hanna Instruments HI 9635 -mittarilla ja pH kalibroidulla VWR pH 100 -elektrodilla. Ensimmäisen kuukauden aikana määrittäykset suoritettiin kahden viikon välein, myöhemmin noin kerran kuussa. 11.9. ja 9.10. otetuista näytteistä valmistetuista suodoksista määritettiin nitraatti- ja ammoniumtyppipitoisuudet testiliuskoilla (Merckoquant NH₄⁺ -kitti 1.10024.0001, Merckoquant NO₃⁻ -kitti 1.10020.0001) kittien ohjeiden (MQuant 2015, MQuant 2016) mukaisesti.

Pitoisuuksien perusteella laskettiin nitraatti- ja ammoniumtyppisuhde kaavalla 1 (Itävaara *ym.* 2006):

$$\text{NO}_3 - \text{N}/\text{NH}_4 - \text{N} = \frac{C(\text{NO}_3) \times M(\text{NH}_4)}{C(\text{NH}_4) \times M(\text{NO}_3)} \quad (1)$$

jossa $C(\text{NO}_3)$ on nitraatin pitoisuus näytteessä (mg/l) liuskan mukaan määritettynä, $C(\text{NH}_4)$ ammoniumin pitoisuus näytteessä (mg/l) liuskan mukaan määritettynä, $M(\text{NO}_3)$ nitraatin moolimassa (62 g/mol) ja $M(\text{NH}_4)$ ammoniumin moolimassa (18 g/mol).

Näytteiden kosteuspitoisuus sekä orgaaninen aines (hehkutushäviö) määritettiin Suomen Standardisoimisliiton standardin (SFS-EN 3008) mukaan. Määritykset suoritettiin samaan aikaan pH:n ja johtokyvyn määritysten kanssa.

Näytteistä määritettiin kokonaistyyppi (Kjeldahl-typpi) Tecatorin ohjetta (Perstop Analytical Tecator 1995) soveltaen. Kompostia punnittiin 0,5 grammaa kolmena rinnakkaisnäytteenä ja näytteeseen lisättiin 49,5 ml ultrapuhdasta vettä. Näytteet poltettiin rikkihapolla Tecator 2020 Digester-laitteella ennen tislautusta. Tislaus ja tislatus tisleen titraus suoritettiin Tecatorin tisluslaitteistolla (Tecator Kjeltec system 1002 distilling unit, Ruotsi). Analyysi toistettiin noin kuukauden välein.

3.3.4 Tomaatinsiementesti

Testiä varten ostettiin noin 260 tomaatinsiementä (*Solanum lycopersium*, MoneyMaker -lajike) aumaa kohti, jotka jaettiin karkeasti viiteen maisemointikankaasta valmistettuihin nyytteihin (kuva 4). Nyytit suljettiin nippusiteillä ja laitettiin muovisiin, päistä suljettuihin putkiin, joihin oli porattu reikiä. Putket merkittiin, jotta niiden sijainnit pystyttäisiin tunnistamaan, ja niihin kiinnitettiin narut. Tomaatinsiementesti aloitettiin 18.7. sijoittamalla tomaatinsiemenet putkissa aumoihin kolmen viikon ajaksi. Aumat olivat olleet lähes kuukauden kasattuina ja ne oli käännetty edellisellä viikolla. Aumoja avattiin viidestä eri kohdasta ja sijoitettiin putket kyseisiin kohtiin siten, että osa putkista sijaitsisi aumassa ylempänä ja osa alempana, ja että ne sijaitsisivat eri syvyyksissä 40 – 150 cm välillä. Testin aikana tomaatinsiementen ympäristön lämpötilaa aumassa seurattiin 2-3 kertaa viikossa tavanomaisten lämpötilamittausten ohessa.

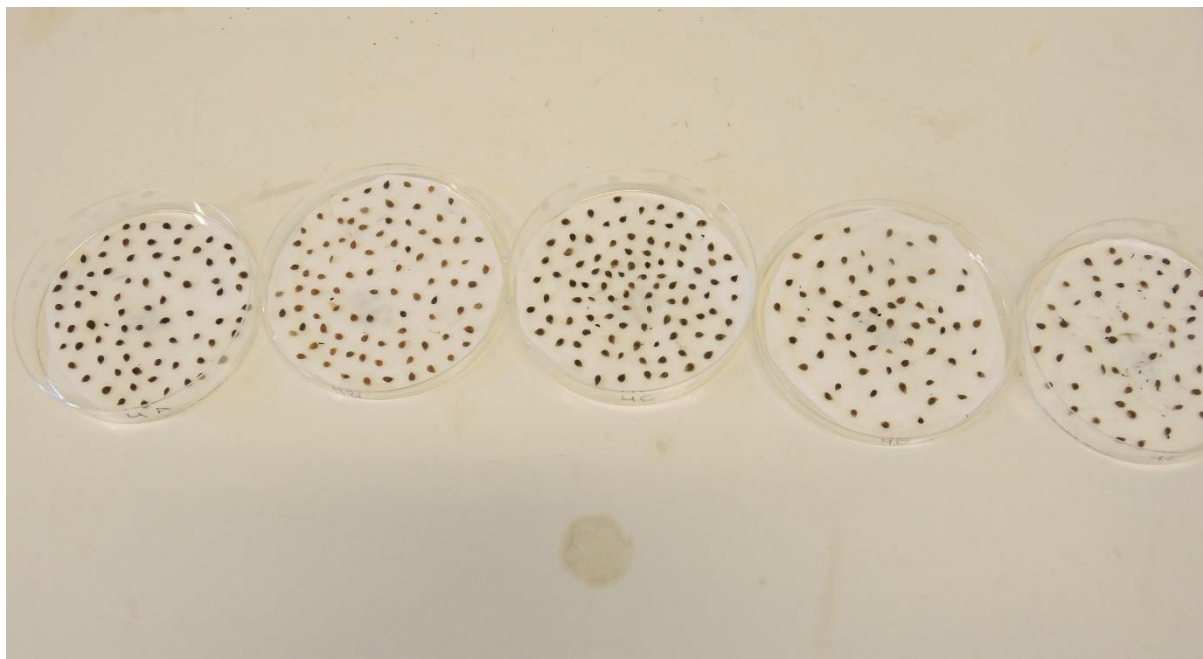
Kahden viikon jälkeen putket poistettiin aumoista käännön ajaksi ja sijoitettiin suunnilleen samoihin kohtiin aumaa ja samoihin syvyyksiin kuin edellisellä kerralla.



Kuva 4. Oikealla maisemointikankaasta tehty nyytti, jonka sisään tomaatinsiemenet laitettiin. Vasemmalla putki, jonka sisään nyytti laitettiin kompostiin sijoituksen ajaksi.

Yhteensä kolmen viikon kompostissa olemisen jälkeen tomaatinsiemenet poistettiin aumoista käännön yhteydessä. Putkien suurpiirteinen syvyys aumassa määritettiin niiden poistovaiheessa kiristämällä naru suoraksi ja tekemällä solmu siihen kohtaan, josta naru tuli kompostin pintaan. Putken ja solmun välinen etäisyys mitattiin sitten mittanauhalla. Maisemointikangasnyytit poistettiin niitä suojaavista putkista, laitettiin merkinnät ja vietiin kylmiöön yöksi säilöön muovipussien sisällä. Seuraavana päivänä nyytit avattiin ja jokaisen nyytin siemenet levitettiin omille kannellisille petrimaljoille suodatinpaperin päälle (kuva 5). Lisäksi kahdelle petrimaljalle laitettiin itämään käsittelemättömiä tomaatinsiemeniä kontrolliksi. Suodatinpaperi kostutettiin ja siemenet vietiin kasvukaappiin 25 °C -asteeseen

idätettäväksi. Idätyksen ajan kaapin pimeään ajaksi oli säädetty 8 tuntia ja valoisuuden (valoisuusaste 50 %) ajaksi 16 tuntia. Siemeniä kostutettiin säännöllisesti sumutepullolla, ja homehtumaan alkaneet suodatinpaperit vaihdettiin, samoin poistettiin homehtuneet siemenet. Itäneet siemenet laskettiin ja poistettiin viikon välein. Idätys aloitettiin 11.8. ja päätettiin 4.9.



Kuva 5. Idätettäviä tomaatinsiemeniä petriمالjoilla.

3.3.5 Aumojen laadun arviointi

Aumoista kuvattiin kameralla pinnalla näkyvät roskat, jotta saataisiin tietoa puutarhajätteen sisältämästä roskien määrästä ja koosta. Roskien määrän arviointi tehtiin kaikista aumoista kiertämällä aumat ympäri ja etsimällä mahdollisimman hyvin pinnalla näkyvät roskat. Roskiksi määriteltiin jätteestä löytyvä lasi, metalli, muovit, luut ja kivet. Löydettyjen roskien määrä laskettiin aumakohtaisesti ja roskat jaettiin kahteen kokoluokkaan: roskiin, joiden läpimitta oli alle 20 cm ja yli 20 cm.

Kun aumat olivat olleet koottuna noin 7 kuukautta, niistä otettiin 17.1.2018 laboratorioon analysoitavaksi toimitettavat näytteet. Jokaisen auman päältä keskeltä otettiin kasa kompostia kuormaajan kauhalla auman viereen. Otetusta kasasta kerättiin talteen kompostia 40 litran muovisaaviin. Saaviin kerätty näyte seulottiin 25 mm seulalla ja seulotusta kompostista otettiin näyte 10 litran muovisankoon. Näytteet toimitettiin samana päivänä Labtium Oy:n laboratorioon

ja niistä analysoitiin kosteus, tuhkapitoisuus, tilavuuspaino, irtotiheys, pH, johtokyky, ammonium- ja nitraattityppi, hiilidioksidin tuotto, liukoiset ravinteet (P, K) sekä raskasmetallit (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Hg). Aumojen 4 ja 5 näytteistä teetettiin edellä mainittujen analyysien lisäksi mekaaninen maa-analyysi 9.4.2018. Tulosten perusteella arvioitiin muun muassa kompostien kypsyyttä ja stabiilisuutta sekä soveltuvuutta turpeen korvikkeeksi tai multatuotteeksi vertaamalla analyysin tuloksia turpeen ominaisuuksiin sekä Viherympäristöliiton suosituksiin kasvualustoille (2015).

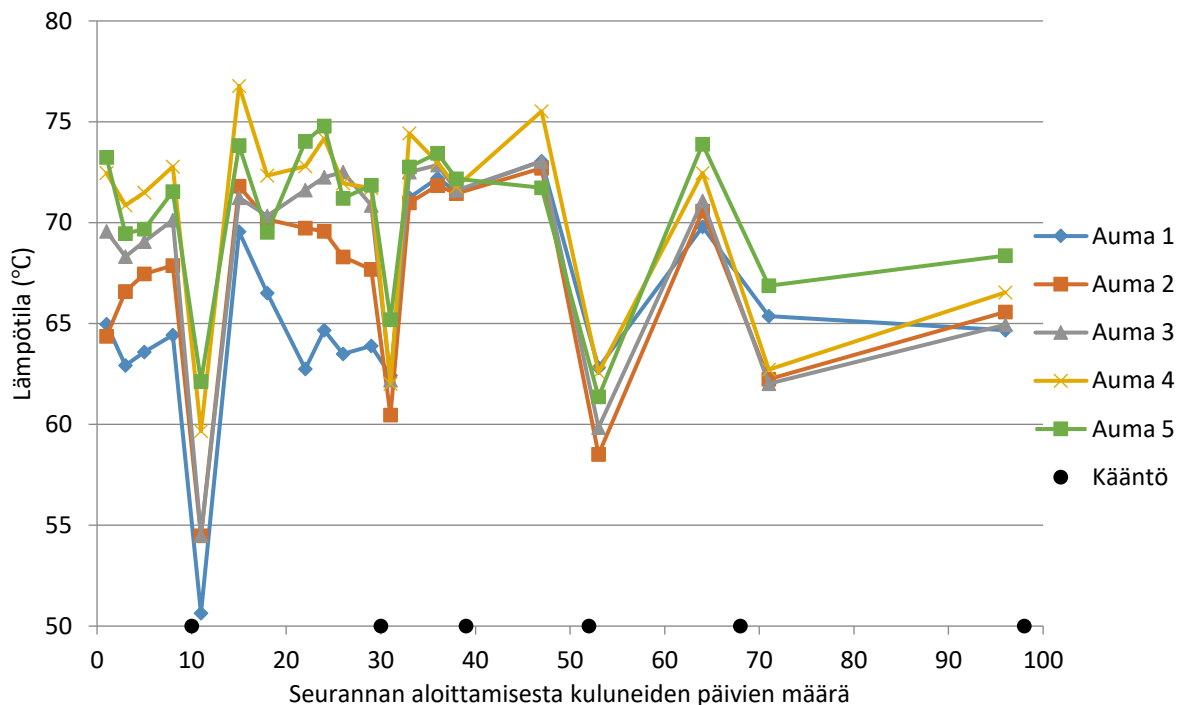
3.3.6 Tilastolliset testit

Tilastolliset testit suoritettiin IBM SPSS Statistics (versio 24) -ohjelmalla. Aumojen välisiä lämpötilaeroja erikseen ensimmäisen seurantakuukauden ajalta ja ensimmäisen seurantakuukauden jälkeen tutkittiin parametrittömällä Friedmanin riippuvien otosten kaksisuuntaisella varianssianalyysillä. Tällöin käytettiin kunkin ajankohdan aumakohtaisia lämpötilakeskiarvoja. Lisäksi testattiin samalla testillä auman koostumuksen vaikutus aumojen kosteuspitoisuuteen ja kokonaistyppeen. Testiksi valittiin Friedmanin testi siksi, koska kyseinen testi ei edellytä aineiston normaalijakautuneisuutta ja se soveltuu myös pienemmille aineistoille. Tilastollisen merkitsevyyden raja-arvo oli 0,05.

4 TULOKSET

4.1 Lämpötila

Aumat olivat olleet kasattuna noin 2 viikkoa ennen lämpötilojen mittausten aloittamista. Lämpötilat pysyivät termofiilisellä lämpötila-alueella koko seurantajakson ajan (kuva 6). Pääasiassa aumoista 4 ja 5 mitattiin korkeimmat lämpötilat koko seurantajakson aikana. Aumojen käännöt näkyivät jyrkkinä lämpötilan laskuina. Käännön jälkeen lämpötilat palautuivat kääntöä edeltävälle tasolle noin kolmen päivän sisällä.



Kuva 6. Aumakohtaiset lämpötilojen keskiarvot. Oikean aikaskaalan säilyttämiseksi x-akselilla on päivämäärän sijaan seurantajakson päivä. Aumojen käänörajan kohdat on merkitty mustalla pisteellä.

Ensimmäisen seurantakuukauden aikana aumojen välillä oli havaittavissa Friedmanin varianssianalyysin mukaan tilastollisesti merkittävää ($df = 4, p < 0,001$, liite 1.) eroa lämpötilojen mittausajankohtaisten keskiarvojen välillä. Parivertailun mukaan aumojen 1 ja 3, 1 ja 4, 1 ja 5, 2 ja 4 sekä 2 ja 5 välillä oli tilastollisesti merkittävä ero lämpötiloissa ensimmäisen seurantakuukauden aikana (taulukko 7). Aumat 4 ja 5 sijoittuivat testin tulosten mukaan keskimääräisesti korkeimmalle, kun

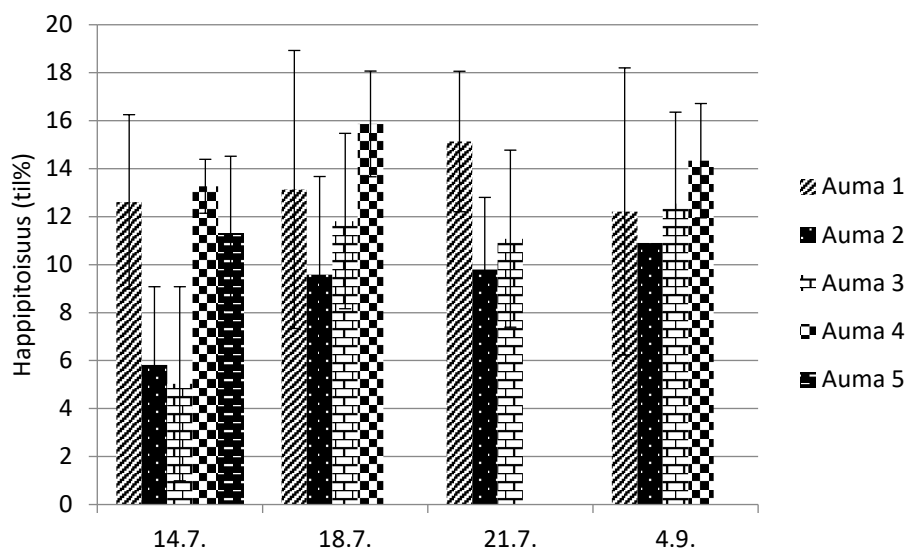
taas aumat 1 ja 2 sijoittuivat alimmiksi lämpötilojen perusteella (liite 1.) Ensimmäisen seurantakuukauden jälkeen tehdyn käynnön yhteydessä aumojen väliset lämpötilaerot tasoittuivat, ja tällöin vain aumojen 4 ja 5 lämpötilat olivat tilastollisesti merkitsevästi korkeampia kuin auman 2 lämpötilat (liite 2).

Taulukko 7. Friedmanin kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulokset lämpötila-aineistolle.

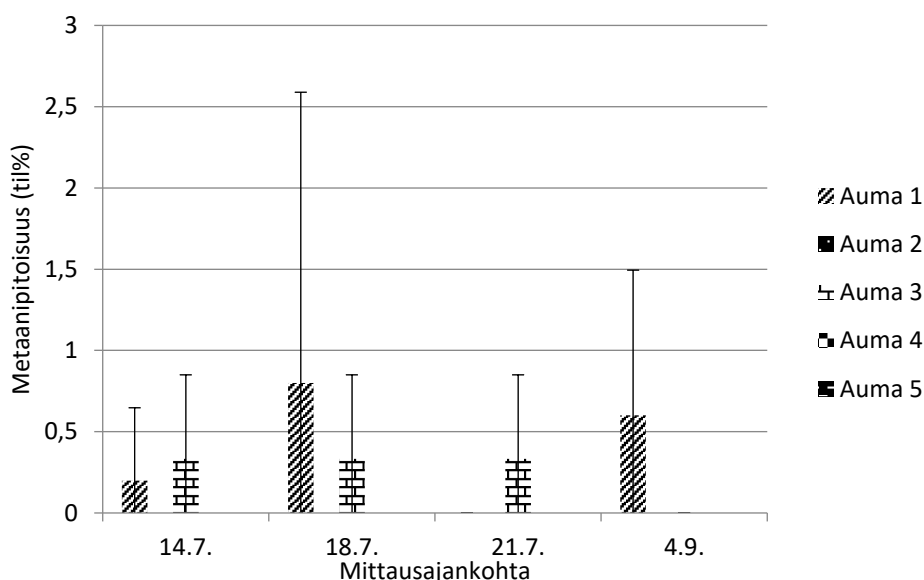
Vertailut aumat	1, 2	1, 3	1, 4	1, 5	2, 3	2, 4	2, 5	3, 4	3, 5	4, 5
p -arvo	1,000	0,01	<0,00	<0,00	1,00	0,00	0,01	0,59	1,00	1,00
1. seuranta- kuukausi (df = 4)		9	1	1	0	5	9	1	0	0
p -arvo	1,000	1,00	1,000	0,526	1,00	0,01	0,00	0,73	0,25	1,00
1. seuranta- kuukauden jälkeen (df = 4)		0			0	7	3	6	3	0

4.2 Happi- ja metaanipitoisuudet

Aumoista mitattujen happi- ja metaanipitoisuuksien aumakohtaiset, pääsääntöisesti kuuden mittauspisteen keskiarvot keskihajontoineen on koottu kuvaajiin 7 ja 8. Teknisten ongelmien vuoksi hapen ja metaanin pitoisuuksia saatiin mitattua epäsäännöllisesti neljänä eri ajankohtana ja aumasta 5 vain kerran. Viimeisellä mittauskerralla aumasta 2 saatiin vain yksi mittaustulos.



Kuva 7. Aumoista mitatut happipitoisuudet. Mittausten keskiarvot ja -hajonnat on esitetty kuvaajassa muodossa $y \pm SD$, n vaihtelee.



Kuva 8. Aumoista mitatut metaanipitoisuudet. Mittausten keskiarvot ja -hajonnat on esitetty kuvaajassa muodossa $y \pm SD$, n vaihtelee.

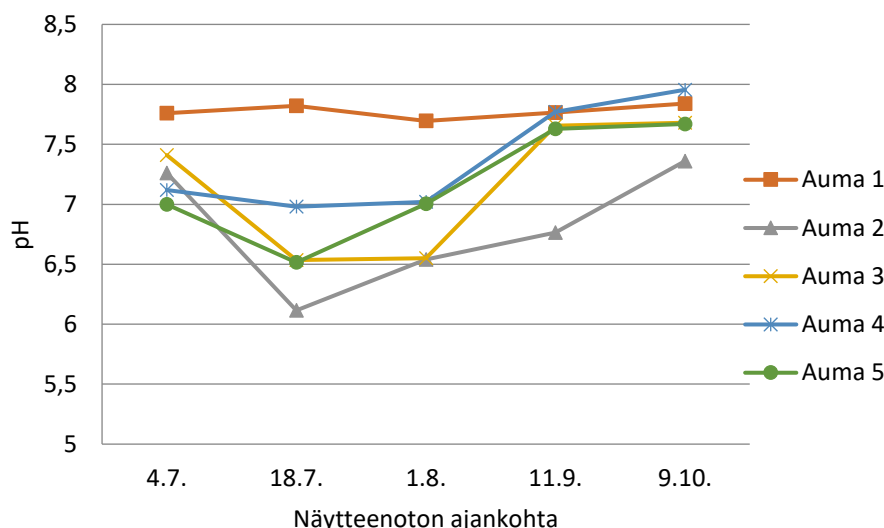
Happipitoisuuksien osalta ensimmäistä mittauskertaa lukuun ottamatta pitoisuuksien keskiarvot olivat noin 10 – 15 tilavuusprosentin (til%) luokkaa. Aumojen välillä oli havaittavissa kohtalaista eroa happipitoisuuksien osalta. Keskimääräisesti korkeimmat happipitoisuudet mitattiin aumoista 1 ja 4, mutta näistä kahdesta aumasta pienempi hajonta pitoisuuksissa havaittiin aumassa 4. Auma 4 oli ainut koeauma, jossa happipitoisuus ei yhdessäkään mittauspisteessä ollut alle 10 til% millään mittauskerralla (liite 3). Happipitoisuuksien osalta muista

aumoista erityisen paljon poikkeavaa suurta keskihajontaa ei näyttänyt olevan missään yksittäisessä aumassa, vaan keskihajonta eri mittauskerroilla oli välillä 2,9 - 6,0 aumoissa 1, 2, 3 ja 5, mutta vain välillä 1,1 - 2,4 aumassa 4.

Vain aumoista 1 ja 3 havaittiin metaania kaasumittauksissa. Metaania havaituissa mittauspisteissä happipitoisuus vaihteli 11,4 - 1,9 til% välillä (liite 3). Puolet kyseisistä havainnoista oli sellaisia, joissa happipitoisuus oli alle 6 til%. Vaikka aumassa 2 ei havaittu metaania, kuudessa mittauspisteessä happipitoisuudet olivat melko alhaisia, vain 2,6 - 5,7 til% välillä. Myös auman 3 kaasupitoisuuksissa oli muutama mittauspiste, joissa ei havaittu metaania hyvin matalista happipitoisuuksista huolimatta.

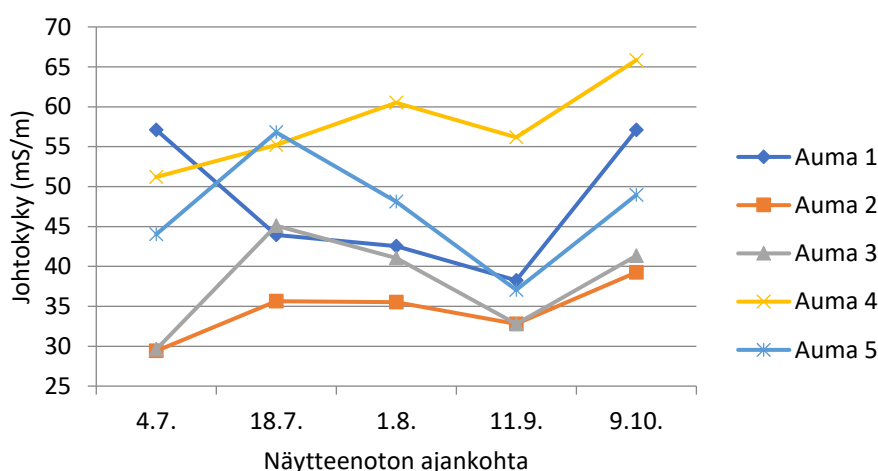
4.3. pH ja johtokyky

Aumojen pH -arvot vaihtelivat seurantajakson aikana välillä 6-8 (kuva 9). Eroja aumojen välillä näkyi olevan pH-arvojen osalta lähinnä kolmella ensimmäisellä määrittyskerralla. Etenkin auman 1 pH oli muita selkeästi korkeampi kolmella ensimmäisellä määrittyskerralla ja ajallista vaihtelua pH-arvoissa ei kyseisessä aumassa juurikaan havaittu. Muissa aumoissa on havaittavissa selkeää laskua pH-arvoissa ensimmäisestä määrittyskerrasta ja jälleen nousua toisesta tai kolmannesta määrittyskerrasta eteenpäin. Neljännellä määrittyskerralla kaikkien muiden paitsi auman 2 pH-arvot olivat melko lähellä toisiaan, mutta viimeisellä määrittyskerralla pH-arvot olivat jo kaikkien aumojen osalta samaa suuruusluokkaa.



Kuva 9. Aumojen pH-arvot. Tulokset ovat kahdesta rinnakkaisesta määrittäyksestä saatujen tulosten keskiarvoja kutakin ajankohtaa kohti, lukuun ottamatta ensimmäistä määrittystä, jolloin kustakin auman näytteestä tehtiin vain yksi määrittys.

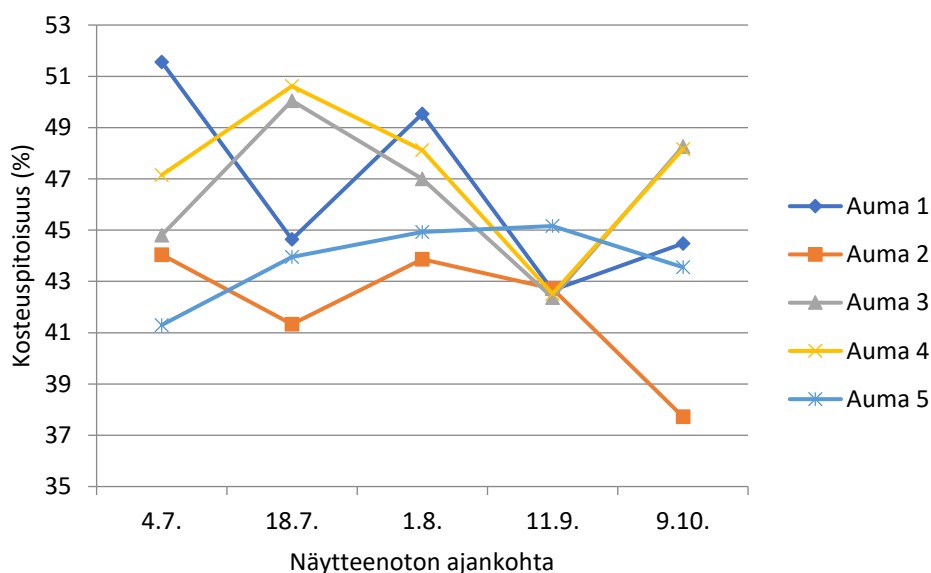
Aumojen johtokykyarvot vaihtelivat 30-66 mS/m välillä (kuva 10). Johtokyvynkin osalta aumojen välillä oli havaittavissa suurempia eroja kolmella ensimmäisellä määrittyskerralla. Neljännellä määrittyskerralla taas kaikkien aumojen johtokyvyt olivat samaa suuruusluokkaa, paitsi auman 4, jonka johtokyky oli reilut 15 mS/m muita korkeampi. Viimeisellä määrittyskerralla kaikkien aumojen johtokykyarvot olivat huomattavasti nousseet, vaikka suunta toisesta määrittäyksestä eteenpäin oli muuten laskeva.



Kuva 10. Aumojen johtokykyarvot. Tulokset ovat kahdesta rinnakkaisesta määrittäyksestä saatujen tulosten keskiarvoja kutakin ajankohtaa kohti, lukuun ottamatta ensimmäistä määrittystä, jolloin kustakin auman näytteestä tehtiin vain yksi määrittys.

4.4 Kosteuspitoisuus ja orgaanisen aineen osuus

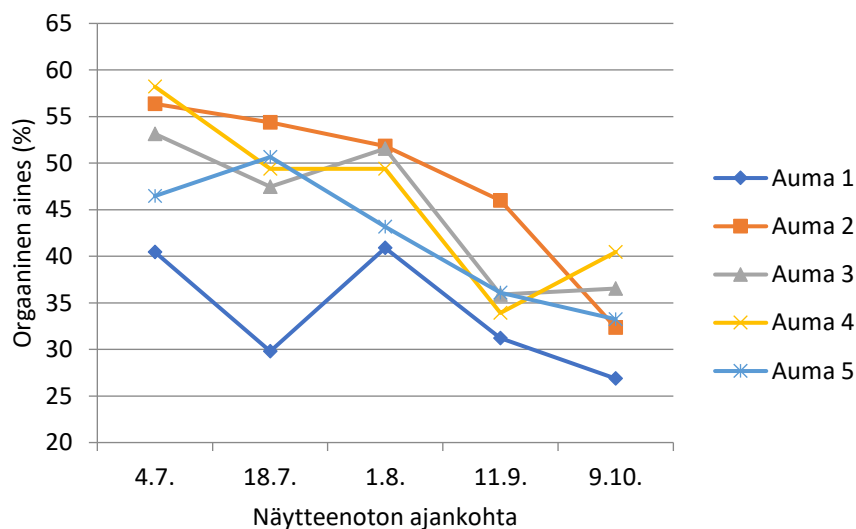
Aumojen kosteuspitoisuudet vaihtelivat 38-52 % välillä (kuva 11). Kosteuspitoisuuksissa havaittiin aumojen välistä vaihtelua kaikilla määrityskerralla, mutta neljännellä määrityskerralla erot olivat pieniä. Matalimmat kosteuspitoisuudet olivat pääsääntöisesti aumoissa 2 ja 5, ja korkeimmat taas aumoissa 1, 3 ja 4. Tuloksista on hankala havaita yleistä suuntaa kosteuspitoisuudessa kompostoinnin edetessä, mutta aumasta riippuen suunta näyttäisi pääsääntöisesti laskevalta. Tosin viimeisen määrityskerran tulokset olivat ristiriidassa tämän havainnon kanssa etenkin aumojen 3 ja 4 osalta. Friedmanin varianssianalyysin mukaan kosteuspitoisuuksissa aumojen välillä ei ollut tilastollisesti merkittävää eroa ($df = 4, p = 0,182$, liite 4).



Kuva 11. Aumojen kosteuspitoisuudet. Kunkin ajankohdan arvot ovat kolmesta rinnakkaisesta määrittäyksestä saatujen tulosten keskiarvoja.

Aumojen orgaanisen aineksen osuudet vaihtelivat 27-58 % välillä (kuva 12). Paria näytettä lukuun ottamatta orgaanisen aineksen osuuksissa oli havaittavissa melko selkeää laskua kompostoinnin edetessä kaikissa aumoissa. Orgaanisen aineksen osuudet kullakin mittauskerralla vaihtelivat aumojen kesken suunnilleen 10 prosenttiyksikön välillä. Tästä poikkesi kuitenkin yleensä auma 1, jonka orgaanisen aineksen osuus oli muita aumoja paljon pienempi etenkin ensimmäisillä

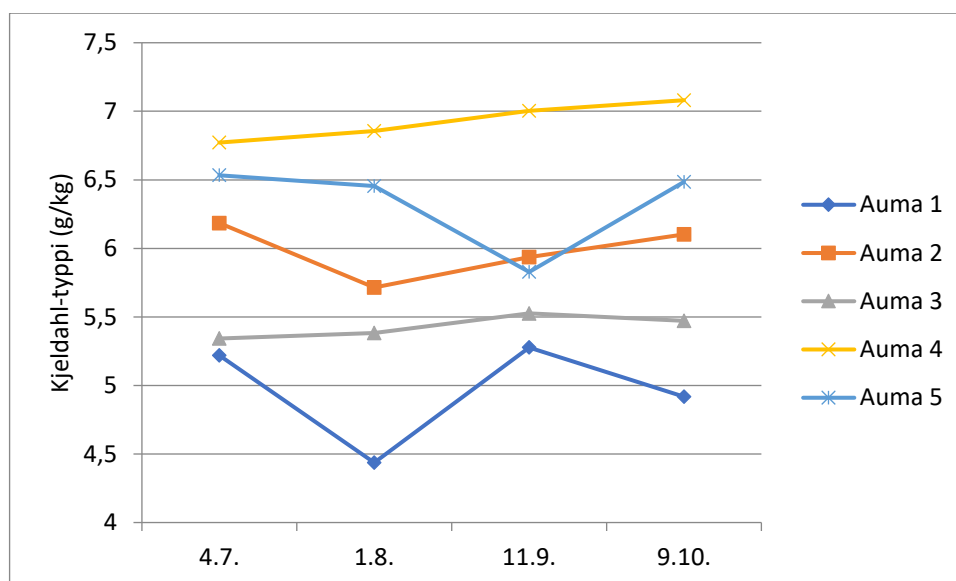
määrityskerroilla. Keskimäärin auman 2 orgaanisen aineksen osuus oli korkein kaikilla määrityskerroilla.



Kuva 12. Aumojen orgaanisen aineksen osuudet. Kunkin ajankohdan arvot ovat kolmesta rinnakkaisesta määrityksestä saatujen tulosten keskiarvoja.

4.5 Kokonaistyyppi sekä ammonium- ja nitraattityppi

Aumojen kokonaistypen pitoisuudet vaihtelivat 4,5-7,1 mg/kg välillä (kuva 13). Kokonaistypen osalta ei tapahtunut mitään tietynsuuntaista muutosta kompostoinnin edetessä. Friedmanin varianssianalyysin mukaan aumoissa 4 ja 5 oli keskimäärin suurimmat kokonaistypen pitoisuudet, pienimmät taas aumoissa 1 ja 3. Auma 2 sijoittui typpipitoisuuksien osalta muiden väliin. Friedmanin varianssianalyysin mukaan aumojen välillä oli tilastollisesti merkitsevä ero typpipitoisuuksissa ($df = 4$, $p = 0,004$; liite 5), ja parivertailuista käy ilmi, että vain aumojen 1 ja 4 typpipitoisuuksissa havaittiin tilastollisesti merkitsevä ero (taulukko 8).



Kuva 13. Kokonaistypen pitoisuudet kolmen rinnakkaisen määrittelyn keskiarvoina kutakin ajankohtaa kohti.

Taulukko 8. Friedmanin riippuvien otosten kaksisuuntaisen varianssianalyysin tulokset aumojen tyyppipitoisuuksille.

Vertailut aumat	1, 2	1, 3	1, 4	1, 5	2, 3	2, 4	2, 5	3, 4	3, 5	4, 5
p -arvo	0,442	1,000	0,003	0,139	1,000	1,000	1,000	0,073	1,000	1,000
df = 4										

10.9. otetut näytteet eivät sisältäneet nitraattityppiliuskojen mukaan nitraattia, joten NO_3/NH_4 -suhde oli 0 kaikissa aumoissa. 9.10. otetuissa näytteissä NO_3/NH_4 -suhde vaihteli 0-0,26 välillä (taulukko 9). Aumat 2 ja 3 eivät sisältäneet liuskojen mukaan nitraattia, joten niiden NO_3/NH_4 -suhde oli tälläkin kerralla 0. Auman 1 NO_3/NH_4 -suhde oli hyvin pieni verrattuna aumojen 4 ja 5 NO_3/NH_4 -suhteisiin.

Taulukko 9. 9.10. otettujen näytteiden NO_3/NH_4 -suhde testiliuskojen tuloksista laskettuna.

Koeauma	Auma 1	Auma 2	Auma 3	Auma 4	Auma 5
NO_3/NH_4 -suhde	0,07	0	0	0,20	0,26

4.6 Tomaatinsiementesti

Tomaatinsiementestissä ainoastaan kontrolliryhmän siemenet itivät (kuva 14). Kontrolli 1:n siementen itävyys oli 92,2 % ja kontrolli 2:n siementen itävyys oli 94,5 %. Itäneistä siemenistä 89,6 % iti kontrolli 1:n osalta ja kontrolli 2:n osalta taas kaikki ensimmäisen viikon aikana, loput itävistä kontrolli 1:n siemenistä iti toisen viikon aikana. Tämän jälkeen minkään ryhmän siemenet eivät itäneet.



Kuva 14. Kontrolliryhmien itäneet tomaatinsiemenet.

Liitteeseen 6 on koottu kompostien olosuhteille altistettujen tomaatinsiementen kohdalta mitatut lämpötilat. Kyseisissä mittauspisteissä lämpötilat vaihtelivat pääasiassa 60-75 °C välillä kaikissa aumoissa. Aumassa 4 lämpötilaerot olivat pienimmät (noin 5-10 °C) ja se oli aumoista ainut, jonka lämpötila kaikkien mittauspisteiden kohdalta oli useampana mittauspäivänä yli 70 °C. Tämän auman jokaisessa mittauspisteessä lämpötila pysyi vähintään 70 °C ensimmäisen kahden viikon aikana. Eniten aumojen sisäiset lämpötilat vaihtelivat aumoissa 1, 3 ja 5, ja suurimmat erot mittauspisteiden välillä mitattiin aumasta 1 kahden ensimmäisen viikon aikana. Käännön jälkeen kyseisen auman lämpötilaerot tasoittuivat hieman. Lisäksi aumoissa 2 ja 4 lämpötilaerot olivat pienempiä käännön jälkeen kuin ennen

kääntöä. Aumassa 3 mittauspisteiden väliset lämpötilaerot eivät pienentyneet käännön jälkeen ja aumassa 5 erot pienenevät hieman. Kaikissa mittauspisteissä lämpötila pysyi vähintään 65 °C vähintään kuuden päivän ajan yhtäjaksoisesti.

4.7 Aumojen laadun arviointi

Aumojen roskien määrät olivat lähes yhtä suuria aumoissa 1-3, eikä määrät kokoluokissa eronneet toisistaan näiden aumojen kesken (taulukko 10). Aumojen 4 ja 5 osalta roskien määrät taas olivat noin nelinkertaiset aumojen 1-3 roskien määrään verrattuna. Kaikissa aumoissa havaittiin monenlaisia roskia (kuva 15), mutta suurin osa oli pienikokoista muovijätettä. Puutarhajätteen roskat näyttivät olevan peräisin etenkin puutarhan hoidosta (maisemointikankaat, muovikatteiden palat, sisäruukut), mutta aumoista löytyi myös muita roskia, kuten muovipakkauksia ja -pusseja.

Taulukko 10. Aumojen roskien määrät.

Roskien määrä/kokoluokka	Auma 1	Auma 2	Auma 3	Auma 4	Auma 5
läpimitta < 20 cm	17	17	18	53	65
läpimitta >20 cm	9	11	8	25	34
yht.	26	28	26	78	99



Kuva 15. Aumoista havaittuja roskia.

Aumoista tammikuussa otetuista näytteistä tehdyt analyysisuoritteet ja niiden tulokset on koottu taulukkoon 11. Tuloksista havaitaan, ettei orgaanisen aineksen määrä eronnut huomattavasti seurantajaksolla tehdyn viimeisen määrittelyn tuloksista. Aumoissa 3 ja 4 oli matalin irtotiheys, kun taas matalin tilavuuspaino oli aumoissa 2, 3 ja 5. Kosteuspitoisuus oli kaikissa aumoissa yli 50 %, mikä oli korkeampi kuin seurantajaksolla havaitut kosteuspitoisuudet. pH-arvo vaihteli välillä 7,7 - 8,7 ja se oli matalin aumoissa 4 ja 5. Johtokyky taas vaihteli aumojen välillä huomattavasti (18,9-39,2 mS/m), ja korkein johtokyky oli aumassa 4. Aumat 4 ja 5 sisälsivät keskimäärin eniten ravinteita ja alkuaineita. Hiilidioksidin tuotto oli matalin aumoissa 4 ja 5, ja korkein taas aumoissa 1-3.

Taulukko 11. Loppuanalyysin tulokset.

Suorite	Auma 1	Auma 2	Auma 3	Auma 4	Auma 5
Kosteus (%)	50,3	50,6	55,9	56,9	52,0
Tilavuuspaino (g/l)	715	612	625	647	608
Irtotiheys (g/l)	355	302	276	279	292
Tuhkapitoisuus (%)	73,7	67,4	63,4	61,2	67,1
Orgaaninen aines (%)	26,3	32,6	36,6	38,8	32,9
pH (1+5)	8,6	8,7	8,7	8,2	7,7
Johtokyky (1+5, mS/m, 25 °C)	27,0	18,9	23,2	39,2	28,0
Vesi, IC (NO ₃ -N, mg/kg)	65	5,3	14	130	119
Vesi, NH ₄ -N (mg/kg)	<15	18	<15	32	<15
Vesi, ICP-OES (P, mg/kg)	57	68	64	97	39
Kasvualusta, lakennalliset					
NO ₃ -N	23	2	4 mg/l	36	35
NH ₄ -N	<5	5	<5	9	<5
P	20	21	mg/l 18 mg/l	27	11
CO ₂ -tuotto (mgC/ g VS/d)	2,0	2,8	2,2	1,6	1,1
Alkuaineet (mg/kg)					
P	1800	1500	1800	3300	2500
K	25600	25200	22300	21600	21200
As	3,6	3,2	3,8	7,6	5,4
Cd	0,99	0,34	0,38	0,42	0,42
Cr	67	94	63	89	73
Cu	26	21	25	45	35
Pb	19	19	19	22	24
Ni	24	26	20	30	25
Zn	180	170	180	240	220
Hg	0,04	0,04	0,06	0,05	0,05
C/N -suhde	18,4	20,0	20,0	17,6	18,4

Rakeisuuskäyrien (liitteet 7 ja 8) ja mekaanisen maa-analyysin tulosten (taulukko 12) perusteella puutarhajäte sisältää vähiten hienojakoista, alle 0,06 mm läpimittaista materiaalia sekä läpimitaltaan yli 20 mm materiaalia.

Taulukko 12. Aumojen 4 ja 5 mekaanisen maa-analyysin tulokset

Lajite	Läpimitta (mm)	Lajitteen osuus (%) Auma 4	Lajitteen osuus (%) Auma 5
Muut yhteensä	>20,0	0	2
Karkea sora	6,0 – 20,0	26	19
Hieno sora	2,0 – 6,0	20	20
Karkea hiekka	0,6 – 2,0	14	11
Hieno hiekka	0,2 – 0,6	17	18
Karkea hieta	0,06 – 0,2	16	18
Hieno hieta	0,02 – 0,06	2	4
Karkea hiesu	0,006 – 0,02	3	5
Hieno hiesu	0,002 – 0,006	1	2
Saves	<0,002	0	1

5 TULOSTEN TARKASTELU

5.1 Aumojen fysikaaliset ominaisuudet

Aumojen lämpötilat säilyivät lähes koko 100 päivän seurantajakson aikana yli 60 °C lukuun ottamatta paria kääntöä, jolloin osassa aumoista lämpötila laski alle 60 °C. Toisaalta mittausajankohtia harvennettiin parin kuukauden seurannan jälkeen, joten ei ole varmaa tietoa, ovatko aumojen lämpötilat pysyneet vastaavalla tasolla etenkin neljän viimeisen mittausajankohdan välissä. Kaikkien aumojen lämpötilojen mittausajankohtaiset keskiarvot nousivat jossain vaiheessa yli 70 °C, mikä on saattanut olla liian korkea lämpötila kompostoinnin kannalta, sillä liian korkea lämpötila voi vähentää hajottajien monimuotoisuutta ja hajotustoiminnan kannalta tärkeitä mikrobeja saattaa kuolla (Tuomela *ym.* 2000, Biernbaum & Fogiel 2013). Lisäksi etenkin puisen materiaalin sisältämän ligniinin hajoamisen kannalta korkea lämpötila voi olla huono asia, sillä Vikmanin *ym.* (2002) tutkimuksessa, jossa tutkittiin ligniinipitoisten sellu- ja paperituotteiden kompostoitumista, havaittiin, että biohajoavuus hidastui lämpötilan noustessa jätteen ligniinipitoisuuden kasvaessa.

Pitkäkestoiset korkeat lämpötilat komposteissa voivat johtua puutarhajätteen sisältämän orgaanisen aineksen ominaisuuksista. Koska puutarhajäte sisältää erilaisia kasvien osia ja myös jonkin verran risujätettä, jätteen orgaaninen aines koostuu muun muassa selluloosasta ja ligniinistä (Whitney ja Lynch 1996). Materiaali sisältää siis vähän typpeä, joten materiaali hajoaa hitaasti ja termofiilinen vaihe jatkuu tavanomaista pidempään (Epstein 1997). Hidas hajotustoiminta voi siis olla yksi syy puutarhajäteaumojen pitkäaikaisille korkeille lämpötiloille.

Monissa puutarhajätteen kompostointiin liittyvissä tutkimuksissa kompostien lämpötilat eivät ole nousseet yhtä korkeiksi yhtä pitkäksi ajanjaksoksi kuin tässä tutkimuksessa (Hannon ja Mason 2003, Belyaeva ja Haynes 2009, 2010, Gabhane *ym.* 2012, Zhang ja Sun 2014a, 2014b, 2016b, Kazamias *ym.* 2017). Esimerkiksi Zhangin ja Sunin useassa tutkimuksessa (2014a, 2014b, 2016a) puutarhajätteestä on saatu valmis komposti jo kuukaudessa sopivilla tukiaineilla sekä kosteuspitoisuuden ja

ravinteiden säädöllä, minkä vuoksi termofiilinen vaihe ei kyseisissä tutkimuksissa luultavasti kestänyt yhtä pitkään. Ilman tukiaineita kompostin lämpötila nousi korkeintaan 50-55 °C välille (Zhang ja Sun 2016a). Toisaalta Adamsin ym. (2008) tutkimuksessa taas yhden murskatusta puutarhajätteestä kootun auman lämpötilat nousivat hetkellisesti 70 °C, mutta säilyivät muuten vajaan 100 päivän seurantajakson ajan suurimmaksi osaksi yli 60 °C lämpötilassa. Kyseisessä tutkimuksessa aumoihin ei myöskään lisätty ravinteita tai vettä (Adams *ym.* 2008). Adamsin ym. (2008) tutkimuksen auman olosuhteet ja tulokset vastaavatkin osaltaan tätä tutkimusta.

Aumojen käännöt näkyivät lämpötilassa jyrkkinä laskuina, joiden jälkeen lämpötilat palasivat käänntöjä edeltävälle tai hieman korkeammalle tasolle. Tämä on havaittu myös Gonzalez-Fernandezin ym. (2015) sekä Sarkarin ym. (2016) tutkimuksissa. Käännöt edistävät hajoamattoman materiaalin altistumista mikrobeille ja lisääntynyt hapen määrä kompostissa kiihdyttää mikrobitoimintaa (Veeken *ym.* 2001, Khalil *ym.* 2008), minkä takia lämpötilat luultavasti nousivatkin käänntöä edeltävällä tasolle jo muutaman päivän kuluttua käänntöstä. Käännön on siten myös todettu aktivoivan hajotustoimintaa uudelleen ja aiheuttavan lämpötilan nousun, jos aumoja on käännetty reilun kuukauden välein (Gonzalez-Fernandez *ym.* 2015).

Auman koostumuksella havaittiin olevan tilastollisesti merkitsevää vaikutusta lämpötilaan kokeen alkuvaiheessa, ensimmäisen seurantakuukauden aikana. Friedmanin testin mukaan pelkkää (murskattua tai murskaamatonta) puutarhajätettä sisältävien aumojen lämpötilat olivat keskimäärin tilastollisesti merkitsevästi matalampia verrattuna karkeaa tukiainetta ja murskattua puutarhajätettä sisältävien aumojen lämpötiloihin. Zhang ja Sun (2016a) havaitsivat vastaavaa kompostoidessaan murskattua puutarhajätettä ilman tukiainetta tai erilaisten puusilpun ja kompostoidun puutarhajätteen yhdistelmien kanssa. Tutkimuksessa korkeimmat lämpötilat ja sitä kautta tehokkain kompostoituminen saavutettiin komposteissa, jotka sisälsivät tukiainetta. Tämän arveltiin johtuvan siitä, että tukiaineet edistivät ilman kulkeutumista ja vedenpidätyskykyä, mitkä taas ovat tehostaneet hajotustoimintaa (Zhang ja Sun 2016a).

Tämän tutkimuksen aineisto aumojen happipitoisuuksista oli pieni, mutta nuo tulokset yhdessä lämpötila-aineiston kanssa jokseenkin tukevat edellä mainittua havaintoa. Aumojen kosteuspitoisuuden perusteella ei kuitenkaan voida vetää johtopäätöksiä tukiaineista johtuvaan lisääntyneen vedenpidätyskykyyn liittyen, sillä aumojen välillä kosteuspitoisuuksissa ei havaittu tilastollisesti merkitseviä eroja, ja lisäksi tuloksissa oli suurta ajallista vaihtelua. Lisäksi tässä tutkimuksessa käytetyt tukiaineet eivät välttämättä ole lisänneet vedenpidätyskykyä kuten Zhangin ja Sunin (2016a) tutkimuksessa käytetty kompostoitu puutarhajäte, joka on materiaalina paljon hienojakoisempaa kuin risuhake tai rakennuspuuhake. Esimerkiksi Gonzalez-Fernandez ym. (2015) tutkimuksessa todettiin, että liian korkea risuhakkeen määrä kompostissa alensi kompostin vedenpidätyskykyä suurentuneen huokostilan takia. Kuitenkin tukiaineet vaikuttivat joka tapauksessa tehostavan hajotustoimintaa tässäkin tutkimuksessa.

Gonzalez-Ferdinandezin ym. (2015) sekä Das ym. (2003) havaitsivat tutkimuksissaan, että liian suuri tukiaineen määrä haittaa termofiilisten lämpötilojen kehittymistä voimakkaan ilman kulkeutumisen takia, mikä edelleen haittaa mikrobitoiminnan kehittymistä. Lisäksi liian tehokas ilmastus voi johtaa kompostin kuivumiseen (Biernbaum ja Fogiel 2013). Tässä tutkimuksessa kompostien riittävät kosteuspitoisuudet tai korkeat lämpötilat eivät viittaa edellä mainittuihin havaintoihin. Smidtin (2009) mukaan liian korkeat lämpötilat voivat myös viitata ylikuumentumiseen, jos komposti on liian tiivis. Tässä tutkimuksessa näin ei luultavasti ollut, sillä aumat, joista mitattiin pääsääntöisesti korkeimmat lämpötilat, sisälsivät myös eniten happea. Happipitoisuusaineisto on toisaalta pieni, joten pelkästään sen varassa ei voida tehdä päätelmiä olosuhteiden sopivuudesta. Voi myös olla, että aumojen sisäosissa on ollut metaania, mutta näytteenottoputken riittämättömän pituuden takia tätä ei pystytty havaitsemaan. Kuitenkin lisää tukea aumojen riittävästä ilmastuksesta tarjoaa tämän tutkimuksen säännöllisin välein mitatut, neutraalilla tasolla olevat pH-arvot; tiiviissä kompostissa on vaarassa muodostua anaerobisia olosuhteita, jolloin pH-arvot puolestaan laskevat happamalle tasolle (Itävaara ym. 2006).

Yksittäiset, matalimmat lämpötilat mitattiin lähes poikkeuksetta aumasta 1, ja pääsääntöisesti suurimpia eroja lämpötiloissa eri mittauspisteiden välillä havaittiin myös samasta aumasta, mikä selittynee sillä, että kyseinen auma koostui murskaamattomasta, rakenteeltaan heterogeenisestä puutarhajätteestä. Samoin kyseisen auman happipitoisuuksien keskihajonta oli yksi suurimmista eri mittauskerroilla, joten heterogeenisuudesta johtuen auman ilmastus voi toimia paikoin tehokkaasti ja paikoin taas huonommin. Koska puinen materiaali edistää auman ilmastusta (Vandecasteele *ym.* 2016), esimerkiksi suuret risukeskittymät voivat aiheuttaa kohtia, joissa ilmanvaihto toimii liiankin tehokkaasti, mikä myös ehkäisee lämmön säilymistä kyseisissä kohdissa. Kuitenkin tässä aumassa havaittiin korkeitakin, yli 70 °C, lämpötiloja ja seurannan loppuvaiheessa tämä auma oli lämpötilan perusteella Friedmanin testin mukaan keskimäärin kolmen parhaan joukossa (liite 2). Lisäksi ensimmäisen seurankuukauden jälkeen lämpötilaerot mittauspisteiden välillä aumassa 1 kuitenkin tasaantuivat, mikä voi selittyä sillä, että muutaman käännön jälkeen materiaali on voinut sekoittua hieman paremmin ja hajottanut jätteen mahdollisesti sisältäneitä paakkuja.

Toisen käännön jälkeen auman 2 lämpötilat olivat keskimäärin matalimmat Friedmanin testin mukaan (liite 2.). Tulokset selittynevät Zhangin ja Sunin (2014b) tutkimuksen havainnolla, jonka mukaan pelkästään murskattua puutarhajätettä kompostoitessa materiaalin huokostila on liian suuri, jolloin lämmön häviö kasvaa ja komposti voi kuivua. Tätä tukee hieman tämän tutkimuksen kosteuspitoisuuden tulokset; vaikka Friedmanin testi ei havainnut tilastollisesti merkitsevää eroa aumojen kosteuspitoisuuksien välillä, auman 2 kosteuspitoisuudet olivat testin perusteella keskimäärin alhaisimmat (liite 4).

Ottaen huomioon, että auma 2 ei sisältänyt tukiainetta, oli yllättävää, että kyseisestä aumasta ei havaittu metaania matalista happipitoisuuksista huolimatta. Kuitenkin metaania taas havaittiin aumasta 3, joka erosi aumasta 2 sillä, että siinä oli tukiainetta, minkä pitäisi tarjota aumaan paremmin ilmastusta. Koska kaasupitoisuusaineisto on pieni, tuloksista ei kuitenkaan voida vetää vahvoja johtopäätöksiä ilmastukseen liittyvistä olosuhteista. Aumojen 2 ja 3 olosuhteiden erojen voi kuitenkin pohtia johtuvan tukiaineen tuomasta painosta, mikä voi johtaa

materiaalin tiivistymiseen, mutta loppuanalyysin irtotiheyden tulokset eivät tue tätä päätelmää. Toisaalta Zhang ja Sun (2014b) arvelivat tutkimuksen tulostensa perusteella, että biohiilen lisääminen tukiaineeksi lisäsi irtotiheyttä. Biohiili on kuitenkin hienojakoinen materiaali, joka täyttää huokoisemmat puutarhajätteen huokostilaa, kun taas risuhake on paljon karkeampaa, eikä sillä luultavasti ole siten merkitystä materiaalin huokostilan täyttämiseen. Zhangin ja Sunin (2014b) havainto ei siis suoranaisesti tue tämän tutkimuksen tuloksia. Olosuhteet ovat voineet olla aumassa 2 kosteuspitoisuuden ja ilmaston kannalta muita aumoja hieman huonommat mikrobitoiminnan kannalta, jolloin hapenkulutus on ollut myös matalaa, eikä ole johtanut anaerobisiin oloihin, kuten aumassa 3. Päätelmille on vaikea löytää tukea aiemmista tutkimuksista, sillä harvassa puutarhajätteen kompostointiin liittyvässä tutkimuksessa puutarhajäte kompostoidaan sellaisenaan tai murskattuna, vaan yleensä kosteus- ja ravinnepitoisuuksia säädetään, ja kompostiin lisättävä tukiaine on tavallisesti hienojakoista materiaalia (Belyaeva ja Haynes 2009, Zhang ja Sun 2014a, 2014b, 2016a).

Koska aumassa 4 happipitoisuuksien vaihteluväli oli pienin, ja kyseisen auman happipitoisuudet olivat suurimpia, suhteellisen suurikokoinen tukiaine vaikuttaisi luovan tasaisimmat ja parhaimmat happiolosuhteet kompostiin. Aumasta 5 saatiin teknisten ongelmien vuoksi mitattua vain kerran happi- ja metaanipitoisuuksia, mutta koska tukiaine on biokompostin seulonnan välijaetta lukuun ottamatta sama kuin aumassa 4, kyseisen auman happipitoisuudet ovat luultavasti samankaltaisia kuin aumassa 4. Aumassa 5 ei luultavasti muodostu myöskään metaania karkean tukiaineen takia.

Lukuun ottamatta auman 2 viimeistä määrittelytulosta, kosteuspitoisuudet eivät olleet missään aumassa hajotustoiminnan kannalta liian alhaisia, eli alle 40 % (Epstein 1997). Kosteuspitoisuudet olivat kuitenkin matalampia, kuin mitä kompostointitutkimuksissa yleensä ylläpidetään esimerkiksi kastelemalla (Mondini *ym.* 2006, Khalil *ym.* 2008, 2014a, Zhang ja Sun 2014b, 2016a). Suhteellisen matalat kosteuspitoisuudet johtunevat puutarhajätteen hitaasta hajoamisesta, minkä seurauksena hajotustoiminnasta muodostuvaa vettä muodostuisi kompostiin vähemmän. Matalahko kosteuspitoisuus ei kuitenkaan ollut tässä

tutkimuksessa este korkeiden lämpötilojen kehittymiselle. Voi myös olla, että kosteuspitoisuus oli matalahko juurikin korkeista lämpötiloista johtuvan lisääntyneen haihtumisen takia (Kazemi *ym.* 2014). Edellä mainitun syyn takia kosteuspitoisuus tavallisesti laskee kompostoinnin edetessä (Kazemi *ym.* 2014), mutta tätä ilmiötä ei ollut selkeästi havaittavissa tässä tutkimuksessa.

Adamsin *ym.* (2008) tutkimuksessa puutarhajätekompostien kosteuspitoisuutta ei myöskään säädetty, joten aumojen kosteuspitoisuudet olivat 35-51 % välillä, mikä vastaa tämänkin tutkimuksen tuloksia. Saman tutkimuksen pienen mittakaavan komposteissa kosteuspitoisuudet olivat kuitenkin vain 27-34 %, kun lämpötila ylläpidettiin 50 °C (Adams *ym.* 2008). Hannonin ja Masonin (2003) tutkimuksessa puutarhajätekompostien kosteuspitoisuudet olivat myös vain 41-49 %. Etenkin materiaalin ilmavuus edistää ilman vaihtumista kompostissa ja vähentää kompostiin kertyvän kosteuden määrää (Favoino *ym.* 1996), mikä voi korkean lämpötilan lisäksi selittää tämän ja edellä mainittujen tutkimusten (Hannon ja Mason 2003, Adams *ym.* 2008) matalat kosteuspitoisuudet.

Kosteuspitoisuuden suuri vaihtelu eri analyysikerroilla on voinut johtua kompostien olosuhteiden lisäksi myös näytteenotosta. Näytteenottovaiheessa on voinut tapahtua kosteuden haihtumista, vaikka kokoomanäytteet koottiin mahdollisimman nopeasti. Seurantajakson viimeisen määrittämissä osalta kosteuspitoisuudet olivat nousseet aumoissa 1, 3 ja 4. Tällöin oli ollut sateista, ja vaikka aumat oli käännetty edellisten päivien aikana, aumojen pinta oli kostea. Näytteitä varten aumojen pinnasta poistettiin kuitenkin noin 30 cm materiaalia, jottei pinnan koostumus vääristäisi näytteiden koostumusta. Voi kuitenkin olla, että edellä mainituissa aumoissa kosteus oli päässyt syvemmälle auman pinnasta, ja siten vaikuttanut tuloksiin.

5.2 Aumojen kemialliset ominaisuudet

Puutarhajätekompostien pH-arvon muutokset olivat melko pieniä ja muutokset tapahtuivat pitkällä aikavälillä. Käytännössä muutokset vastaavat kirjallisuudessa esitettyjä pH-arvon muutoksia, mutta niiden pitäisi olla linkittyneenä lämpötilan

vaihteluihin (Tuomela *ym.* 2000), mitä ei tämän tutkimuksen seurantajakson aikana tapahtunut. Kuitenkin tämän tutkimuksen havaitut pH-arvojen muutokset voivat indikoida tavanomaisista, kompostoinnin aikana tapahtuvista ilmiöistä, kuten orgaanisten happojen muodostumisesta (pH:n lasku) ja niiden hajotuksesta (pH:n nousu) (Tuomela *ym.* 2000). Jostain syystä aumassa 1 pH säilyi kompostoinnin aikana lähes muuttumattomana, mihin on esimerkiksi voinut vaikuttaa se, ettei puutarhajätettä murskattu. Kyseiselle oletukselle ei kuitenkaan löytynyt tukea kirjallisuudesta tai muista tutkimuksista.

Kolmen kuukauden seurantajaksoilla pH vaihteli aumoissa 6-8 välillä, mikä vastaa eräiden puutarhajätteen kompostointiin liittyvien tutkimusten havaintoja (Khalil *ym.* 2008, Zhang ja Sun 2014a). Khalilin *ym.* (2008) tutkimuksessa muodostettiin lähinnä erilaisten puiden tähteistä aumat ja aumojen kosteuspitoisuutta säädeltiin kastelemalla, ja tällöin pH-arvo vaihteli 6,1-7,9 välillä. Zhangin ja Sunin (2014a) tutkimuksessa murskatun puutarhajätteen pH-arvo vaihteli kompostoinnin aikana noin 7-8 välillä. Tämän tutkimuksen tulokset vastaavat parhaiten Zhangin ja Sunin (2014a) tutkimuksen pelkästään murskattua puutarhajätettä sisältävien kompostien tuloksia, vaikka tässä tutkimuksessa aumojen C/N -suhdetta ei säädetty kuten edellä mainitussa tutkimuksessa. Toisessa Zhangin ja Sunin (2016a) toteuttamassa tutkimuksessa pH nousi kuitenkin jopa 9-9,5 asti komposteissa, jotka sisälsivät korkeintaan puuhaketta tukiaineena, mutta joiden kosteuspitoisuutta ja C/N -suhdetta oli säädetty. Kompostoitua puutarhajätettä sisältävien kompostien pH-arvot taas olivat edellä mainittuja matalampia, mikä ilmeisesti on johtunut kyseisen tukiaineen tyyppiä pidättävästä vaikutuksesta (Zhang ja Sun 2016a).

Kosteuden säädön ja ravinteiden lisäämisen puute kenties vaikutti siihen, ettei tässä tutkimuksessa kompostien pH noussut aivan yhtä korkeaksi kuin Zhangin ja Sunin (2016a) tutkimuksessa, sillä korkea pH liittyy ammoniakin muodostumiseen (Zhang ja Sun 2014a). Koska puutarhajäte on typpiköyhää (Whitney ja Lynch 1996), eikä sitä tässä tutkimuksessa lisätty aumoihin, voi olla, ettei ammoniakkia päässyt muodostumaan paljoa. Zhang ja Sun (2016a) arvelivat myös tutkimuksessaan, että tukiaineiden ominais-pH on voinut laskea kompostien pH-arvoa, mikä voi näkyä tässäkin tutkimuksessa.

Vandecasteele ym. (2016) havaitsivat, että keväällä, kun puutarhajäte sisältää eniten risujätettä, jätteestä kootun auman pH on matalampi kuin muina vuoden aikoina. Tämä havainto voi selittää tämän tutkimuksen aumojen välisiä eroja pH-arvon suhteen; voi olla, että murskauksen ansiosta näytteisiin päätynyt risujäte on alentanut pH-arvoa murskattua puutarhajätettä sisältävissä aumoissa, kun taas murskaamatonta puutarhajätettä sisältävän auman 1 näytteiden risujätteestä osa on seuloutunut pois ja aiheuttanut korkeamman pH-arvon.

Tavallisesti johtokyvyn on havaittu mahdollisesti nousevan aluksi, mikäli kompostiin on lisätty ravinteita, mutta sitten laskevan kompostoinnin edetessä mikrobien kuluttaessa kompostin ravinteita (Khalil ym. 2008, Zhang ja Sun 2014a, 2016a). Tässä tutkimuksessa johtokykyarvot näyttivät lähtevän laskuun kaikissa paitsi aumassa 4 viimeistään toisen määrittelyn jälkeen, mutta viimeisellä määrittelykerralla johtokykyarvot olivatkin nousseet kaikissa aumoissa. Toisaalta kun ottaa huomioon lopputilanteen analyysistä saadut johtokykyarvot, jotka olivat alle 40 mS/m, tämänkin tutkimuksen tulokset tukevat aiempien tutkimusten havaintoja. Voi siis olla, että tuon itse tekemäni viimeisen määrittelyn näytteet ovat olleet epäedustavia.

Karkeaa tukiainetta sisältävissä aumoissa (aumat 4 ja 5) johtokykyarvot olivat pääsääntöisesti korkeimmat seurantajakson aikana, ja myös loppuanalyysin tuloksissa. Etenkin auman 4 johtokykyarvot olivat selkeästi muita korkeampia. Korkea johtokyky kertoo suuresta liukoisten ravinteiden määrästä (Albers ym. 2003). Zhangin ja Sunin (2016a) tutkimuksessa oli havaittu, että johtokykyarvot olivat tukiainetta (sahanpurua, kompostoitua puutarhajätettä tai molempia) sisältävissä komposteissa suurempia kuin pelkkää puutarhajätettä sisältävissä komposteissa. Tämän arveltiin johtuvan siitä, että tukiaineiden ansiosta komposteissa on muodostunut enemmän epäorgaanisia yhdisteitä tai vapautunut liukoisia ioneja (Zhang ja Sun 2016a). Tukiaineilla selittyy etenkin auman 4 ja 5 muita korkeammat johtokykyarvot seurantajakson aikana. Lisäksi, koska auman 4 johtokykyarvot olivat korkeampia kuin auman 5, vaikuttaisi siltä, että biokompostin seulonnan välillä tukiaineena tuottaa kompostiin paljon liukoisia

ravinteita. Biokompostin korkea johtokykyarvo tukee osaltaan kyseistä olettamusta (Mustankorkea Oy 2018b).

Verrattuna Adamsin ym. (2008) tutkimukseen, tämän tutkimuksen puutarhajätteen orgaanisen aineksen osuudet olivat paljon matalampia kaikissa aumoissa. Myös Adamsin ym. (2008) tutkimuksessa puutarhajätettä murskattiin ennen aumoiksi kokoamista, mutta tutkimuksessa ei käytetty mitään tukiaineita eikä kosteutta säädetty. Kyseisen tutkimuksen aumat käytännössä vastaisivat tämän tutkimuksen aumaa 2, mutta orgaanisen aineksen osuudet olivat silti tässäkin aumassa matalampia. Kaikissa aumoissa havaittiin laskua orgaanisen aineksen osuudessa, mikä kertoo orgaanisen aineksen hajoamisesta (Khalil *ym.* 2008). Auman 1 matalin orgaanisen aineksen osuus on voinut johtua esimerkiksi siitä, että jätettä ei murskattu, joten seulomisen yhteydessä näytteestä on voinut poistua orgaanista ainesta risujen muodossa, kun taas muissa aumoissa risut ovat päätyneet näytteeseen murskauksen takia. Esimerkiksi Vandecasteele ym. (2016) havaitsivat tutkimuksessaan, että puutarhajätteen puinen materiaali sisälsi eniten orgaanista ainesta, ja sen poistaminen jätteestä johti matalampaan orgaanisen aineksen osuuteen kompostissa.

Typpipitoisuuksissa ei näkynyt olevan havaittavissa selkeää ajallista vaihtelua tai muutosta tiettyyn suuntaan kompostoinnin edetessä. Emäksisissä oloissa kompostin typen määrä saattaa vähentyä ammoniumtypen haihtumisen seurauksena (Biernbaum ja Fogiel 2013). Tässä tutkimuksessa niin ei näyttänyt käyneen, eikä pH-arvot kuitenkaan nousseet niin korkeiksi, että ammoniumtyppeä olisi ollut vaarassa haihtua.

Etenkin karkean tukiaineen lisääminen kompostiin lisäsi kokonaistypen määrää. Zhang ja Sun (2014b) päättelivät tutkimuksessaan, että biohiili puutarhajätekompostin tukiaineena voi toimia mikrobien kasvualustana ja hiilenlähteenä. Tällöin hajotustoiminta voi olla tehokkaampaa ja kompostiin voi muodostua enemmän hajotustoiminnasta peräisin olevia typpiyhdisteitä. Tässä tutkimuksessa tukiaineet kuitenkin erosivat edellä mainitun tutkimuksen tukiaineista, mutta tukiaineet ovat kuitenkin voineet toimia mikrobien

kasvualustana ja hiilenlähteenä. Toisaalta auman 4 tukiaineena käytetty kompostin seulonnan väljää on mahdollisesti sisältänyt biokompostista peräisin olevaa typpeä ja mikrobeja, mikä selittäisi korkeimman kokonaistyyppipitoisuuden kyseisessä aumassa. Biokompostin tuoteselosteen (Mustankorkea Oy 2018b) mukaan biokomposti sisältääkin huomattavasti enemmän typpeä kuin puutarhajätekomposti.

Puutarhajätteen murskauksella näyttäisi olevan positiivinen vaikutus kompostin kokonaistyyppiin. Vandecasteele ym. (2016) tutkimuksen mukaan noin viidesosa puutarhajätteen kokonaistyyppiä on peräisin puusest materiaalista. Tämän tutkimuksen matalammat kokonaistyyppipitoisuudet murskaamattomassa puutarhajätteessä voivat siis ainakin osittain selittyä näytteiden seulomisella, jolloin osa tyyppiä on saattanut poistua näytteistä risujen mukana.

Vaikka lämpötilat olivat termofiilisiä vielä seurantajakson viimeisellä näytteenotokerralla, aumoihin 1, 4 ja 5 oli jo muodostunut nitraattia. Termofiiliset lämpötilat kuitenkin inhiboivat nitrifikaatiobakteereiden kasvua (Zhang ja Sun 2014b). $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ -suhteen perusteella aumat 4 ja 5 olivat edenneet kompostoinnissa parhaiten, sillä nitrifikaatio oli näissä komposteissa näyttänyt jo alkaneen (Albers ym. 2003). Näiden aumojen lisäksi vain auman 1 näytteessä havaittiin hieman nitraattia testiliuskojen perusteella. Mitkään aumat eivät olleet kuitenkaan vielä seurantajakson päättyessä kypsiä, eikä kypsymisvaiheessa, sillä $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$ -suhteen tulisi olla yli 1, jotta komposti olisi kypsää, tai 0,5-1 välillä, jotta komposti olisi kypsymisvaiheessa (Itävaara ym. 2006).

5.2.1 Tulosten epävarmuustekijät

Rinnakkaisnäytteiden välillä oli pientä eroa tuloksissa, vähemmän pH:n ja enemmän johtokyvyn osalta. Koska komposti on hyvin heterogeenistä, näytteitä oli homogenisoitava huumareella, mikä ei kuitenkaan soveltunut kovin hyvin puutarhajätteen homogenisointiin, vaan oksat jäivät näytteessä aika lailla kokonaisiksi. Tämä myös vaikeutti kompostin sopivan määrän mittaamista ja määrissä on voinut olla pientä vaihtelua rinnakkaisnäytteiden välillä. Kolmannesta määrittämisestä eteenpäin suoritettu näytteiden sentrifugointi suodatuksen sijaan on

myös saattanut hieman vaikuttaa tuloksiin. Sentrifugointi oli kuitenkin välttämätöntä analyysien suorittamisen kannalta, sillä suodatus olisi vienyt epäkäytännöllisen kauan, mikä taas olisi myös voinut vaikuttaa etenkin pH-arvoon. Nitraatti- ja ammoniumtyppiliuskat antavat hyvin karkean arvion kyseisten yhdisteiden pitoisuuksista näytteissä. Nitraattityppiliuskan tulokset olivat helpommin tulkittavissa, koska liuskan väri vaihtelee violetin eri sävyissä. Ammoniumtyppipitoisuudet taas olivat hankalampia lukea, sillä värialue oli keltaisen eri sävyissä, joten liuksenkin väri saattoi häiritä tulosten tulkintaa. Testiliuskojen perusteella määritettyihin pitoisuuksiin voi myös vaikuttaa paljon liuskan tuloksen tulkitsija. Lisäksi etenkin ammoniumtyppiliuskojen tulkintaa häiritsee se, että liuskan väri jatkaa muuttumista, joten pitoisuus pitäisi olla nopeasti tulkittavissa, jottei näytteiden välillä ole vaihtelua tulosten tulkinnan ajankohdassa ja siten määritetyissä pitoisuuksissa. Liuskoissa onkin annettu aika, mikä pitää odottaa ennen tulosten tulkintaa, mutta aina tulos ei ollut nopeasti tulkittavissa kaikissa näytteissä. Ammoniumtyypin tulosten tulkintaa helpottaisi jokin muu värialue, joka vaihtelisi pitoisuuksien perusteella.

5.3 Tomaatinsiementestin ja muiden tulosten arviointi kompostin hygienisoitumisen kannalta

Tomaatinsiementen idätyskokeiden tulosten perusteella voidaan todeta, että kaikkien aumojen lämpötilat riittivät vaikuttamaan tomaatinsiementen itävyyteen negatiivisesti. Tulokset vastaavat Noblen ym. (2011) suorittaman tutkimuksen tuloksia, jossa havaittiin, että tomaatinsiementen, jotka olivat olleet kompostissa kahden päivän ajan 56 - 63,5 °C, itävyys oli siementen itävyyttä ja elinkykyä selvittävän tetrazolium -testin perusteella lähes nolla. Aumojen lämpötilan perusteella voisi olettaa, että tämän tutkimuksen puutarhajäteaumojen olosuhteet olisivat riittävät myös muiden kasvien siementen ja lisääntymisosien elinkyvyn tuhoutumiseen.

Eri lajien siementen ja kasvinosien itävyyttä kompostoinnin jälkeen on tutkittu useissa tutkimuksissa (Grundy ym. 1998, Tompkins ym. 1998, Noble ym. 2011, Meier

ym. 2014). Esimerkiksi Tompkins *ym.* (1998) tutkivat 12 eri rikkaruoholajin siementen tuhoutuminen lehmänlanta-aumakompostissa. Neljän viikon 55-65 °C kompostoinnin jälkeen kaikki siemenet olivat itämiskyvyttömiä tetrazolium-testin perusteella. Meier *ym.* (2014) tutkivat 4 eri vieraskasvilajin lisääntymisosien tuhoutumista kuukauden ajan komposteissa, joiden lämpötila pidettiin vähintään 54,4 °C. Kompostoitujen vieraskasvilajien selviytyminen kompostista selvitettiin kypsästä kompostista, eikä yksikään löydetty kasvin lisääntymisosa ollut lisääntymiskykyinen tetrazolium-testin perusteella. Tutkimuksessa selvitettiin myös laboratorionkokeilla kyseisten kasvien lisääntymisosien tuhoutuminen uunissa kontrolloiduissa lämpötiloissa. Testillä havaittiin, että 57,2 °C riitti tuhoamaan kaikkien kasvien lisääntymisosat kolmessa päivässä (Meier *ym.* 2014). Grundy *ym.* (1998) havaitsivat tutkimuksessa, jossa kompostoituihin 8 eri rikkakasvilajin siemeniä eri ajanjaksoin eri lämpötiloissa, että mitkään lajeista eivät selvinneet 3 päivän mittaisesta jaksosta kompostissa 55 °C lämpötilassa.

Muun hygienisoitumisen kannalta yli 55 °C on todettu olevan riittävä lämpötila muun muassa salmonellan ja *E. colin* inaktivoimiseksi (Avery *ym.* 2012). EPPOn standardin ohjeiden (2008) mukaan tämän tutkimuksen aumojen lämpötilat pitäisi olla riittäviä suurimman osan haittaeliöistä tuhoutumiseen kaikkien paitsi auman 1 osalta, sillä lämpötilalle altistettujen tomaatinsiementen kohdalta mitatut lämpötilat olivat vähintään viikon ajan 65 °C aumaa 1 lukuun ottamatta ja yli 2 viikkoa vähintään 55 °C aumaa 1 lukuun ottamatta. Lämpötilan suhteen aumat 4 ja 5 vaikuttaisivat ominaisuuksiltaan olevan parhaimpia kasvien siementen elinkyvyn tuhoutumisen ja muun hygienisoitumisen varmistamiseksi. Kuitenkin lämpötila yhdistettynä tarpeeksi korkeaan kosteuspitoisuuteen voi olla myös tärkeä tekijä siementen elinkyvyn tuhoutumisen kannalta (Tompkins *ym.* 1998). Tässä tutkimuksessa lämpötilalla on saattanut olla merkittävin rooli, sillä kosteusolot olivat matalammat tavallisiin kompostin kosteusoloihin verrattuna (Khalil *ym.* 2008, Meier *ym.* 2014, Zhang ja Sun 2016a). Toisaalta kosteus ei ollut aumoissa EPPOn standardin (2008) suositusta, eli 40 %, alhaisempi. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella ei toisaalta voida tehdä johtopäätöksiä kompostien muun

hygienisoitumisen kannalta, sillä tutkimuksessa selvitettiin vain haittakasvien elinkyvyn tuhoutumista indikoiva tomaatinsiementen elinkyvyn tuhoutuminen.

Aumoihin 4 ja 5 sijoitetut siemenet sijaitsivat pääosin aumojen päällä, mikä voi olla myös yksi selittävä tekijä kyseisten aumojen korkeille ja tasaisille lämpötiloille. Näistä aumoista ei siis saatu yhtä kattavaa lämpötiladataa aumojen sivujen lämpötiloista. Kuitenkin ennen ja jälkeen tomaatinsiementestin tehtyjen lämpötilamittausten perusteella kyseisten aumojen sivuillakin lämpötilat olivat lähes yhtä korkeat tai vaihdellen korkeammat kuin auman päällä. Käännön jälkeen osa tomaatinsiemenistä sijoitettiin näissä aumoissa alemmaksi, jotta saatiin edustavampaa lämpötiladataa. Tällöinkin aumassa 4 lämpötilat kohosivat myös alemmissa mittauspisteissä yli 70 °C.

5.4 Aumojen laadun arviointi

5.4.1 Aumojen kypsyys

Stabiilissa kompostissa hiilidioksidin tuotto on alle 2 mg CO₂-C/g VS/d (Itävaara *ym.* 2006). Loppuanalyysin tulosten perusteella vain aumat 4 ja 5 alittivat tuon lukeman, joten nämä aumat voidaan määritellä hiilidioksidin tuoton perusteella stabiileiksi. Aumat 1-3 taas eivät olleet stabiileja hiilidioksidin tuoton perusteella, ja koska aumalla 2 oli suurin hiilidioksidin tuotto, se oli stabiloitunut komposteista huonoiten. Nämä tulokset tukevat seurantavaiheen NO₃/NH₄ -suhteen määrittämisen perusteella tehtyjä oletuksia kompostien kypsymisestä. Loppuanalyysin tulosten perusteella laskettujen NO₃/NH₄ -suhteiden perusteella aumat 1, 4 ja 5 voidaan määritellä myös kypsiksi, sillä näissä aumoissa kyseinen suhde oli suurempi kuin 1. Kyseisissä aumoissa oli korkeimmat pitoisuudet nitraattia, mikä kertoo siitä, että nitrifikaatio oli käynnistynyt. Auman 2 NO₃/NH₄ -suhde taas oli vain 0,26, joten nitrifikaatio oli edennyt siinä huonoiten.

Zorpasin (2009) mukaan kypsän kompostin C/N-suhde tulisi olla noin 20, jotta mineraalitypen vapautuminen kasvien käyttöön mahdollistuu. Tämän tutkimuksen aumat voisivat siis olla C/N -suhteen perusteella kasveille

käyttökelpoisia, mutta hiilidioksidin tuoton perusteella aumat 1-3 eivät kuitenkaan ole stabiileja. Etenkin auman 2 kohdalla havaittiin näytteenoton aikana, että kyseinen auma haisi huomattavasti, mikä osaltaan viittaa myös raakaan kompostiin (Epstein 1997).

5.4.2 Puutarhajätekompostin ominaisuudet ja soveltuvuus multatuotteeksi

Roskien määrän ja kokoluokan perusteella puutarhajätteen murskauksella ei näyttänyt olevan vaikutusta roslien kokoluokkaan, sillä myös murskattu puutarhajäte sisälsi melko suurikokoisia roskia, kuten maisemointikankaita. Pienikokoisten (alle 20 cm) roslien määrä oli noin kolminkertainen verrattuna suurikokoisten (yli 20 cm) roslien määrään kaikissa aumoissa. Aumojen 4 ja 5 huomattavasti suuremmat roslien määrät ovat voineet johtua esimerkiksi tukiaineista; auman 4 yksi tukiaineista oli peräisin biojätekompostista, joten tukiaineen mukana on hyvinkin voinut päätyä roskia kyseiseen aumaan. Kompostointikentällä kompostoitessa aumoihin saattaa päätyä lisää roskia muista kentän aumoista, kuten biojätekomposteista. Käytännössä osa roskista saadaan erotettua valmiista kompostista seulonnassa. Tarkkaa arvioita roslien osuudesta kompostin tuorepainosta ei tässä tutkimuksessa selvitetty, mutta havaintojen perusteella roslien määrät eivät luultavasti ylitä lannoitevalmisteissa sallittujen roslien määrää eli 0,5 % kompostien tuorepainosta (MMM 24/11).

Loppuanalyysin tulosten perusteella orgaanisen aineksen osuudet olivat Viherympäristöliiton suosituksia (2015) korkeampia. Muissa puutarhajätteen kompostointiin liittyvissä tutkimuksissa (Adams *ym.* 2008, El-Nagerabi *ym.* 2012, Gabhane *ym.* 2012, Kazamias *ym.* 2017) orgaanisen aineksen osuudet ovat olleet tämän tutkimuksen tuloksia vastaavia, tai sitten paljon korkeampia. Esimerkiksi Kazamiasin *ym.* (2017) tutkimuksessa orgaanisen aineksen osuus puutarhajätekompostissa oli jopa 67,5 %, mikä oli suhteellisen lähellä turvehumuksen orgaanisen aineksen osuutta (82,5 %). Myös Gabhanen *ym.* (2012) tutkimuksessa orgaanisen aineksen osuus oli korkea, ja vaihteli 67,3-75,1 % välillä. El-Nagerabin *ym.* (2012) tutkimuksessa orgaanisen aineksen osuus taas vaihteli 17 - 67,6 % välillä neljässä eri puutarhajätekompostissa. Tutkijat arvelivat korkeiden

orgaanisen aineksen osuuksien viittaavan hitaasti hajoavaan, vielä hajoamattomaan materiaaliin (El-Nagerabi *ym.* 2012). Myös Vandecasteele *ym.* (2016) tutkimuksessa orgaanisen aineksen osuudet komposteissa olivat lähellä tämän tutkimuksen tuloksia (32,2-34,6 %), ja etenkin puisen biomassan havaittiin sisältävän paljon orgaanista ainesta. Näin ollen vuodenaikakohtaiset materiaalin koostumuserot voivat myös selittää erot orgaanisen aineksen osuuksissa (Adams *ym.* 2008, Vandecasteele *ym.* 2016). Erot tutkimusten tulosten välillä voivat myös liittyä kompostointiolosuhteisiin tai kompostointia tehostavien lisäaineiden käyttöön. Myös risujätteiden kompostoiminen puutarhajätteen kanssa voi selittää edellä mainittujen tutkimusten tätä tutkimusta korkeammat orgaanisen aineksen osuudet, sillä tässä tutkimuksessa puutarhajäte oli kerätty erilleen risujätteistä. Erot tämän tutkimuksen aumojen välisissä orgaanisen aineksen osuuksissa voivat johtua esimerkiksi siitä, että tukiainetta sisältävien aumojen näytteeseen luultavasti päätyy orgaanista ainesta sisältävää tukiainetta seulonnasta huolimatta. Etenkin auman 4 korkea orgaanisen aineksen osuus voisi viitata tähän, sillä osa tukiaineesta on pienikokoisempaa.

Orgaanisen aineksen osuudet näissä komposteissa olivat pienempiä kuin Mustankorkean biokompostin (Mustankorkea Oy 2018b) orgaanisen aineksen osuus. Dimambro *ym.* (2007) tutkimuksessa havaittiin, että mitä enemmän puista jätettä komposti sisälsi, sitä korkeampi orgaanisen aineksen osuus kompostissa oli. Tämän tutkimuksen tulokset orgaanisen aineksen osuuksien osalta vastaavat kyseisen tutkimuksen tuloksia komposteista, jotka sisälsivät puutarhajätteen lisäksi olkia, hedelmä- ja vihannesjätteitä tai pahvia (Dimambro *ym.* 2007). Yhdyskuntajätteestä, josta oli erotettu muovi, lasi ja metallit, ja muusta biojätteestä peräisin olevissa komposteissa orgaanisen aineksen osuudet taas olivat samaa suuruusluokkaa kuin Mustankorkean biokompostin orgaanisen aineksen osuus (Dimambro *ym.* 2007, Mustankorkea Oy 2018b). Yhdyskuntajätteestä eroteltu jäte toisaalta sisälsi myös pahvia ja paperia, joiden määrät käytännössä ovat pienempiä erilliskerätyssä biojätteessä.

Irtotiheydet olivat alhaisimpia tukiainetta sisältävissä komposteissa, kun taas pelkästään murskaamatonta tai murskattua puutarhajätettä sisältävissä

komposteissa irtotiheydet olivat korkeita. Muissa puutarhajätteen kompostointiin liittyvissä tutkimuksissa puutarhajättekompostin irtotiheys on ollut keskimäärin korkeampi (Gabhane *ym.* 2012, Zhang ja Sun 2014a, Vandecasteele *ym.* 2016, Kazamias *ym.* 2017), mikä voi johtua muun muassa tutkimuksissa käytetyistä hienojakoisista tuki- tai lisäaineista (Belyaeva ja Haynes 2009). Tämän tutkimuksen tulokset ovat lähellä Zhangin ja Sunin (2014a) tutkimuksen tuloksia, jossa irtotiheydet valmiissa komposteissa vaihtelivat 302 - 422 g/l välillä. Tutkijat havaitsivat, että säätämällä puutarhajätteen palakokoa voidaan edistää kompostointia ja luoda lopputuotteelle sopivan ilmaston, veden kulkeutumisen ja materiaalin pinta-alan matalan irtotiheyden ansiosta (Zhang ja Sun 2014a). Kuitenkin tutkijoiden mukaan parempi irtotiheys on lähempänä 400 g/l (Zhang ja Sun 2014a), joten tässä tutkimuksessa oikeastaan optimaalisin irtotiheys oli juuri niillä komposteilla, jotka olivat kypsyneet huonoiten. Koska irtotiheys vähenee kompostoinnin edetessä (Zhang ja Sun 2014a), tämän tutkimuksen tulokset irtotiheyden osalta voivat viitata siihen, että aumat 3-5 olivat edistyneet kompostoinnissa parhaiten. Kuitenkin myös tukiaine voi tuoda näytteeseen ilmavuutta, ja siten alentaa irtotiheyttä.

Raskasmetallipitoisuudet olivat tämän tutkimuksen aumoissa Maa -ja metsätalousministeriön asetuksen (24/11) määrittämiä enimmäispitoisuuksia alhaisemmat, joten raskasmetallipitoisuudet eivät rajoita kompostien hyötykäyttöä maanparannusaineena tai multatuotteiden valmistuksessa. Muissakin tutkimuksissa puutarhajättekompostien raskasmetallipitoisuuksien on havaittu olevan lakien tai muiden asetusten määräämiä enimmäispitoisuuksia alhaisempia (El-Nagerabi *ym.* 2012, Gabhane *ym.* 2012, Kazamias *ym.* 2017). Pääsääntöisesti aumoissa 4 ja 5 olivat korkeimmat raskasmetallipitoisuudet. Koska kompostoinnin edetessä kompostin massa pienenee ja raskasmetallipitoisuudet kasvavat (Zorpas 2009), voi olla, että aumat 4 ja 5 olivat hajonneet eniten ja sisälsivät sen vuoksi eniten joitain raskasmetalleja. Orgaanisen aineksen määrässä tapahtuneiden muutosten perusteella aumojen 4 ja 5 orgaaninen aines ei kuitenkaan näyttäisi hajonneen muita aumoja enemmän. Myös tukiaineet ovat voineet lisätä aumojen raskasmetallipitoisuuksia. Etenkin auman 4 tukiaineena käytetty biokompostin

seulonnan välijae on voinut sisältää biojätekompostin raskasmetalleja, jotka ovat sitten päätyneet kyseiseen aumaan ja lopulta näytteisiin. Toisaalta biokompostin raskasmetallipitoisuudet ovat pääsääntöisesti pienemmät kuin puutarhajätekomposteissa (Mustankorkea Oy 2018b), joten kyseinen tukiaine ei välttämättä merkittävästi lisää raskasmetallien määrää puutarhajätekompostiin.

Puutarhajätekompostien raskasmetallipitoisuudet ovat taas biokompostiin (Mustankorkea Oy 2018b) verrattuna elohopean, nikkelin ja sinkin osalta samaa suuruusluokkaa tai hieman suuremmat, kuparin osalta pienemmät, mutta arseenin, kadmiumin, kromin ja lyijyn osalta hieman korkeammat tai jopa yli kaksinkertaiset. Muun muassa Genevini ym. (1997) vertailivat biojäte-, yhdyskuntajäte- ja puutarhajätekompostien raskasmetallipitoisuuksia. Tutkijat havaitsivat, että biojäte- ja puutarhajätekompostien raskasmetallipitoisuudet eivät eronneet kadmiumia lukuun ottamatta toisistaan. Tämän tutkimuksen tulokset tukevat osittain kyseistä havaintoa. On havaittu, että osa raskasmetalleista voi hävitä kompostoinnissa suotovesien mukana (Andersen ym. 2010), joten erot biojäte- ja puutarhajätekompostista muodostuvissa suotovesissä voi selittää erot raskasmetallipitoisuuksissa. Toisin kuin biojätteen kompostoinnissa, puutarhajätteen kompostoinnissa muodostuu heikosti suotovesiä (Favoino ym. 1996), joten raskasmetalleja ei välttämättä huuhtoudu kompostista.

Verrattuna muihin tutkimuksiin (El-Nagerabi ym. 2012, Vandecasteele ym. 2016, Kazamias ym. 2017), kompostien johtokykyarvot olivat joko keskimäärin alhaisemmat tai lähes yhtä suuret. El-Nagerabin ym. (2012) tutkimuksessa yksi puutarhajätekomposti vastasi johtokyvyn (0,4 mS/cm) perusteella tämän tutkimuksen aumoja. Vandecasteeleen ym. (2016) tutkimuksessa matalimmat johtokykyarvot olivat puutarhajätekomposteissa, jotka sisälsivät eniten risu- tai haravointijätettä, kun taas paljon ruohonleikkuujätettä sisältävässä kompostissa johtokyky oli korkein. Vandecasteeleen ym. (2016) mukaan myös johtokyvyltään matala puutarhajätekomposti voisi soveltua turpeen korvikkeeksi kasvualustoissa. Mustankorkean biokompostiin (2018b) verrattuna, ravinteiden osalta tämän tutkimuksen puutarhajätekomposteissa oli matalammat fosforin ja typen

pitoisuudet, mutta kaliumin pitoisuus oli puutarhajätteellä korkeampi. Erot typen määrissä olivat odotettavia, ja tukevat Dimambron ym. (2007) tutkimuksen tuloksia, jossa havaittiin, että paljon proteiineja sisältävien jätteiden komposteissa olivat korkeimmat typpipitoisuudet. Matalat liukoisten ravinteiden, esimerkiksi ammonium- ja nitraattitypen ja kaliumin, määrät näkyvät myös matalina johtokykyarvoina (Biernbaum ja Fogiel 2013), mikä havaittiin näissä puutarhajätekomposteissa kaliumia lukuun ottamatta. Biokompostissa johtokykyarvo taas oli lähes kymmenen kertaa puutarhajätteen johtokykyarvoja suurempi mahdollisesti juurikin liukoisen typen suuremmasta määrästä johtuen (Mustankorkea Oy 2018b).

pH-arvot olivat nousseet välille 7,7-8,6 seurantajakson päättymisen jälkeen. Kyseiset pH-arvot vastaavat hyvin esimerkiksi Vandecasteele ym. (2016) sekä Belyaevan ja Haynesin (2010) suorittamien puutarhajätteen kompostointiin liittyvien tutkimusten tuloksia, jossa kompostoitui puutarhajätettä eri vuodenaikoina kerätyistä puutarhajätteistä. Kyseisessä tutkimuksessa pH-arvot valmiissa komposteissa vaihtelivat välillä 7,9-8,7 (Vandecasteele ym. 2016). Vandecasteele ym. (2016) havaitsivat, että puutarhajätekomposteissa, joista ei ollut poistettu risujätettä, pH oli matalampi, mikä tekisi kompostista hyvän korvikkeen turpeelle. Belyaevan ja Haynesin (2010) tutkimuksessa kompostoidun puutarhajätteen pH oli 7,8, kun taas pintamaan ja lentotuhkan lisääminen laski pH-arvon 6,8-6,9 välille. El-Nagerabin ym. (2012) tutkimuksessa taas pH-arvot valmiissa puutarhajätekomposteissa vaihtelivat välillä 3,0-10,1, ja tutkimuksen kaksi kompostia neljästä vastasivat pH-arvoiltaan tämän tutkimuksen tuloksia. Matalimman pH-arvon arveltiin johtuvan raa'asta kompostista, mutta syitä emäksisen kompostin korkealle pH-arvolle ei tutkimuksessa käsitelty (El-Nagerabi ym. 2012). Biokompostiin verrattuna pH-arvot olivat puutarhajätekomposteissa hieman suurempia (Mustankorkea Oy 2018b). Näin ollen puutarhajäte voisi toimia kalkin korvikkeena multatuotteiden valmistuksessa biojätekompostista.

Tämän tutkimuksen komposteista 1, 4 ja 5 soveltuisivat muiden ominaisuuksien kuin pH:n, orgaanisen aineksen ja tiettyjen metallien osalta Viherympäristöliiton suositusten (2015) perusteella sellaisenaan joidenkin ravinteisuustyyppien

kasvualustaksi. Lisäksi auman 5 tilavuuspaino on suosituksia alhaisempi. Lisäämällä esimerkiksi hiekkaa, turvetta tai muita seosaineita pH-arvoa voitaisiin hieman laskea sopivalle tasolle (Belyaeva ja Haynes 2010). Hiekkaa lisäämällä saataisiin tilavuuspainoakin korotettua sopivalle tasolle ja orgaanisen aineksen määrää laskettua matalammaksi. Toisaalta hiekan lisääminen laskisi myös ravinnepitoisuuksia ja johtolukua, mikä saattaisi osaltaan rajoittaa käyttöä. Muun kompostin, kuten biojätekompostin, lisäämisellä tätä voisi kuitenkin kompensoida. Aumat 1, 4 ja 5 voisivat soveltua Viherympäristöliiton suositusten (2015) perusteella ravinteisuustyyppin 1 (vaateliaat puut, pensaat, köynnökset, ryhmäruusut ja perennat sekä rajoitetut kasvualustat) kasvualustaksi.

Mekaanisen maa-analyysin perusteella (liite 6 ja 7) aumojen 4 ja 5 kompostit soveltuisivat rakeisuudeltaan seuraaviin käyttötarkoitustyyppeihin: karut alueet ja kuivat niityt, perusmaa maisemanurmi 1 sekä karujen alueiden kylvö- ja istutusalueita. Molempien kompostit jäävät kuitenkin osittain suositusalueiden rajojen alapuolelle hiekan ja soran osuuksien osalta, mutta lisäämällä hiekan ja soran osuutta lajitekoostumuksessa kompostien rakeisuus saataisiin edellä mainittujen suositusalueiden puolelle. Ravinnepitoisuuksien osalta kompostit eivät kuitenkaan soveltuisi kyseisiin luokkiin (Viherympäristöliitto 2015). Toisaalta kyseiset ravinteisuustyypit vaativat vähän orgaanista ainesta, tyyppiä ja muita ravinteita, joten sopivan hiekan määrän lisäyksen jälkeen kyseisten aumojen kompostit voisivat soveltua kyseisten ravinteisuustyyppien kasvualustoiksi. Ravinteisuustyyppin 1 kasvualustaksi soveltuakseen komposteihin tulisi lisätä rakeisuuskäyrien perusteella hiekan ja soran lisäksi hienojakoisempaa hietaa ja hiesua, mikä saattaisi vaikeuttaa tuotteistamista.

Verrattuna Mustankorkealla käytettävään turpeen ominaisuuksiin (liite 9), kompostoitu puutarhajäte ei näyttäisi soveltuvan turpeen korvikkeeksi. Turpeen pH-arvo ja johtokyky ovat puutarhajätekomposteja alhaisempia. Lisäksi turve sisältää huomattavasti enemmän orgaanista ainesta (94,5 %). Myös turpeen irtotiheys sekä tilavuuspaino ovat huomattavasti alhaisempia kuin kompostoidulla puutarhajätteellä.

6 JOHTOPÄÄTÖKSET

Tämän tutkimuksen tulosten perusteella puutarhajätettä voidaan tuotteistaa kompostoimalla maanparannuskompostina tai muulla tavoin hyödynnettäväksi. Puutarhajätteen murskaaminen tuottaa kompostiin tasalaatuiset olosuhteet, mikä tehostaa kompostoitumista ja mahdollistaa hajoamisprosessin toteutumisen auman kaikissa osissa. Karkean tukiaineen, kuten kierrätetyn rakennuspuuhakkeen ja biokompostin seulonnan välijakeen, lisääminen edistää lämpötilojen kehittymistä, tehostaa mikrobitoimintaa sekä tukee kompostoitumista mahdollistavia auman happipitoisuuksia. Kompostointiprosessin läpikäyneiden tukiaineiden lisääminen myös lisäsi kompostien ravinteiden määrää. Risuhake ei ollut tukiaineena riittävä, jotta olosuhteet auman eri osissa olisivat olleet tasalaatuisia.

Kompostoidulla puutarhajätteellä on tavanomaisiin kompostoiduista biojätteistä ja jätevesilietteistä valmistettuihin multatuotteisiin verrattuna matalammat ravinnepitoisuudet. Kompostoitu puutarhajäte voisi soveltua kasvualustaksi muiden materiaalien kanssa seostettaessa. Tällöin myös puutarhajätteen hieman kasvualustojen suosituksia korkeampi pH -arvo voisi mahdollistaa hieman happamien kompostien käytön lopputuotteessa ilman kalkin lisäystä. Puutarhajätekompostilla voidaan myös tarvittaessa lisätä orgaanisen aineksen määrää, mikä myös parantaa kasvualustan ravinteiden- ja vedenpidätyskykyä.

Komposti sisältää pieniä määriä epäpuhtauksia, joista valtaosa voidaan poistaa seulonnalla. Aumojen korkeat lämpötilat kompostointivaiheessa voivat mahdollistaa patogeenien ja haittakasvien tuhoutumisen. Patogeenien tuhoutuminen puutarhajätteen kompostoinnissa tulisi selvittää ennen tuotteistamista. Tomaatinsiementestin tulosten tueksi haittakasvien elinkyvyn tuhoutuminen tulisi varmistaa kasvatuskokeilla, jotta vältetään etenkin vieraskasvilajien leviäminen kompostoidun puutarhajätteen mukana. Myös kompostien kypsyys olisi hyvä selvittää idätyskokeilla.

KIITOKSET

Haluan kiittää ohjaajiani Kai Sormusta Mustankorkealta ja Tuula Tuhkasta saamastani ohjauksesta. Kiitos Kai Sormuselle myös mielenkiintoisesta aiheesta ja tutkimuksen toteuttamismahdollisuudesta Mustankorkealla. Kiitän myös muita, jotka jollain lailla auttoivat graduni teossa, etenkin Mustankorkean henkilökuntaa, joka auttoi osaltaan tutkimuksen toteuttamisessa, Mervi Koistista ja Leena Siitosta avusta laboratoriossa sekä Anssi Lensua avusta tilastollisten testien kanssa. Erityisesti kiitän vertaistuesta gradun kirjoittamiseen Lindaa ja Emmaa, sekä Karia siitä, että jaksoit kuunnella.

KIRJALLISUUS

Adams J., Zennaro M. & Frostick L.E. 2008. Composting of Green Waste: Observations from Windrow Trials and Bench-Scale Experiments. *Environmental Technology (Cranfield, UK)* 29: 1149.

Albers M., Helle H., Varpula T., Itävaara M., Kapanen A. & Vikman M. 2003. *Kompostointiprosessin monitorointi ja ohjaus*. Saatavissa: <https://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2003/T2207.pdf>

Andersen J.K., Boldrin A., Christensen T.H. & Scheutz C. 2010. Mass balances and life-cycle inventory for a garden waste windrow composting plant (Aarhus, Denmark). *Waste Manage Res* 28: 1010-1020.

Avery L.M., Booth P., Campbell C., Tompkins D. & Hough R.L. 2012. Prevalence and survival of potential pathogens in source-segregated green waste compost. *Sci Total Environ* 431: 128-138, doi://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.05.020.

Belyaeva O.N. & Haynes R.J. 2009. Chemical, microbial and physical properties of manufactured soils produced by co-composting municipal green waste with coal fly ash. *Bioresour Technol* 100: 5203-5209, doi://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2009.05.032.

Belyaeva O.N. & Haynes R.J. 2010. A comparison of the properties of manufactured soils produced from composting municipal green waste alone or with poultry manure or grease trap/septage waste. *Biol Fertility Soils* 46: 271-281, doi://dx.doi.org/10.1007/s00374-009-0423-6.

- Biernbaum J., A & Fogiel A. 2013. *Compost Production and Use*. Saatavissa: <https://www.canr.msu.edu/hrt/uploads/535/78622/CompostProductionUse-11pgs.pdf>.
- Brewer L.J. & Sullivan D.M. 2003. Maturity and Stability Evaluation of Composted Yard Trimmings. *Compost Sci Util* 11: 96.
- Christensen K.K., Carlsbaek M. & Kron E. 2002. Strategies for evaluating the sanitary quality of composting. *J Appl Microbiol* 92: 1143-1158, doi://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2672.2002.01648.x.
- Das K. & Keener H. 1996. Process control based on dynamic properties in composting: moisture and compaction considerations. Teoksessa: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (toim.), Blackie Academic & Professional, *The science of composting, part 1*, s. 116-125.
- Das K., Tollner E. & Eiteman M. 2003. Comparison of synthetic and natural bulking agents in food waste composting. *Compost science and utilization*. 11: 27-35.
- Dimambro M.E., Lillywhite R.D. & Rahn C.R. 2007. The Physical, Chemical and Microbial Characteristics of Biodegradable Municipal Waste Derived Composts. *Compost Sci Util* 15: 243-252.
- El-Nagerabi S.A.F., Elshafie A.E. & AlRawahi H.S. 2012. Physicochemical and Microbial Characteristics of Locally Processed Green Waste Composts. *Compost Sci Util* 20: 120-127.
- EPPO. 2008. Guidelines for the management of plant health risks of biowaste of plant origin. *EPPO Bulletin* 36: 353-358, doi:10.1111/j.1365-2338.2006.01022.x.
- Epstein E. 1997. *The science of composting*. Technomic, Lancaster (Pa.).
- Favoino E., Centemero M., Consiglio M., Panzia Oglietti A., Accotto E. & Neri G. 1996. Yard Waste Composting Strategies: Considering Technical Conditions and Organizing Systems. Teoksessa: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (toim.), Blackie Academic & Professional, *The science of composting, part 1*, s. 507-516.
- Gabhane J., SPM. Prince William, Bidyadhar R., Bhilawe P., Duraisamy Anand, Vaidya A.N. & Wate S.R. 2012. Additives aided composting of green waste: Effects on organic matter degradation, compost maturity, and quality of the finished compost. *Bioresour Technol* 114: 382-388, doi://dx.doi.org.ezproxy.jyu.fi/10.1016/j.biortech.2012.02.040.
- Gallert C. & Winter J. 2002. Solid and liquid residues as raw materials for biotechnology. *Naturwissenschaften* 89: 483-496.

- Gea T., Barrena R., Artola A. & Sánchez A. 2007. Optimal bulking agent particle size and usage for heat retention and disinfection in domestic wastewater sludge composting. *Waste Manag* 27: 1108-1116.
- Genevini P.L., Adani F., Borio D. & Tambone F. 1997. Heavy metal content in selected European commercial composts. *Compost Sci Util* 5: 31-39.
- Gonzalez-Fernandez J., Galea Z., Alvarez J.M., Hormaza J. & Lopez R. 2015. Evaluation of composition and performance of composts derived from guacamole production residues. *J Environ Manage* 147: 132-139, doi://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.016.
- Grundy A.C., Green J.M. & Lennartsson M. 1998. The Effect of Temperature on the Viability Of Weed Seeds in Compost. *Compost Science & Utilization* 6: 26-33, doi:10.1080/1065657X.1998.10701928.
- Hannon J.B. & Mason I.G. 2003. Composting of green waste shredded by a crush/cut roller versus a low speed counter-rotating shear shredder. *Compost Sci Util* 11: 61-71, doi://dx.doi.org/10.1080/1065657X.2003.10702110.
- Huet J., Druilhe C., Trémier A., Benoist J.C. & Debenest G. 2012. The impact of compaction, moisture content, particle size and type of bulking agent on initial physical properties of sludge-bulking agent mixtures before composting. *Bioresource technology*, s. 428-436.
- Itä-Suomen jääteneuvonta. 2014. *Kompostointiopas*. Saatavissa: https://www.pori.fi/sites/default/files/atoms/files/kompostointiopas_a5_pori_web.pdf.
- Itävaara M., Vikman M., Kapanen A., Venelampi O. & Vuorinen A. 2006. Kompostin kypsyystesti. *VTT Kirjallisuusselvitys, Espoo*. Saatavissa <https://www.vtt.fi/inf/pdf/tiedotteet/2006/T2351.pdf>.
- Kazamias G., Roulia M., Kapsimali I. & Chassapis K. 2017. Innovative biocatalytic production of soil substrate from green waste compost as a sustainable peat substitute. *J Environ Manage* 203: 670-678, doi://dx.doi.org.ezproxy.jyu.fi/10.1016/j.jenvman.2016.05.076.
- Kazemi K., Zhang B., Lye L.M. & Lin W. 2014. Performance of locally available bulking agents in Newfoundland and Labrador during bench-scale municipal solid waste composting. *Environmental Systems Research* 3: 1-10, doi://dx.doi.org/10.1186/s40068-014-0022-x.
- Khalil A., Domeizel M. & Prudent P. 2008. Monitoring of green waste composting process based on redox potential. *Bioresource technology*. 99: 6037-6045.
- Lannoitevalmistelaki 29.6.2006/539.

Latvala M. 2009. Paras käytettävissä oleva tekniikka (BAT): Biokaasun tuotanto suomalaisessa toimintaympäristössä. *Suomen ympäristö 24/2009*.

M. Vargas-Garcia, M. Lopéz & F. Suárez-Estrella. 2009. Lignosellulolytic Microorganisms from a Composting Habitat: Current and Future Prospects. Teoksessa: Pereira J.C. and Bolin John L. (toim.), Nova Science Publishers, Inc., *Composting: processing, materials and approaches*, s. 269-294.

Maa- ja metsätalousministeriö. 2012. *Kansallinen vieraslajistrategia*. Saatavissa: http://www.vieraslajit.fi/sites/default/files/Vieraslajistrategia_web.pdf.

Meier E.J., Waliczek T.M. & Abbott M.L. 2014. Composting Invasive Plants in the Rio Grande River. *Invasive Plant Science and Management 7*: 473.

Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista MMMa 24/11.

Mondini C., Sánchez-Monedero M.A., Sinicco T. & Leita L. 2006. Evaluation of Extracted Organic Carbon and Microbial Biomass as Stability Parameters in Ligno-Cellulosic Waste Composts. *J Environ Qual 35*: 2313-20.

MQuant 1. 2016. Nitrate Test Method: colorimetric with test strips MQuant™. Merck KGaA, Darmstadt, Saksa.

MQuant 1. 2015. Ammonium Test Method: colorimetric with test strips and reagent 10 - 30 - 60 - 100 - 200 - 400 mg/l NH₄⁺ MQuant™. Merck KGaA, Darmstadt, Saksa.

Mustankorkea Oy. 2018a. Kierrätys ja lajitteluohjeet. <https://mustankorkea.fi/neuvonta/jatteiden-kasittely-lajitteluohjeet/kierratys-lajitteluohjeet> (luettu 4.5.2018).

Mustankorkea Oy. 2018b. *Tuoteseloste: Omapiha Biokomposti*. Saatavissa: <https://mustankorkea.fi/wp-content/uploads/2016/12/omapiha-biokomposti-tuoteseloste-20160214-lowres.pdf>

Mustankorkea Oy. 2018c. *Tuoteseloste: Omapiha Nurmikkomulta*. Saatavissa: <https://mustankorkea.fi/wp-content/uploads/2018/05/omapiha-nurmikkomulta-tuoteseloste-20180508.pdf>

Mustankorkea Oy. 2018d. *Tuoteseloste: Omapiha Puutarhamulta*. Saatavissa: <https://mustankorkea.fi/wp-content/uploads/2018/05/omapiha-puutarhamulta-tuoteseloste-20180508.pdf>

Mustankorkea Oy. 2017a. *Mustankorkea Oy:n vuosikertomus 2016*. Saatavissa: <https://issuu.com/mustankorkea/docs/mustankorkea-vuosikertomus-2016-200>.

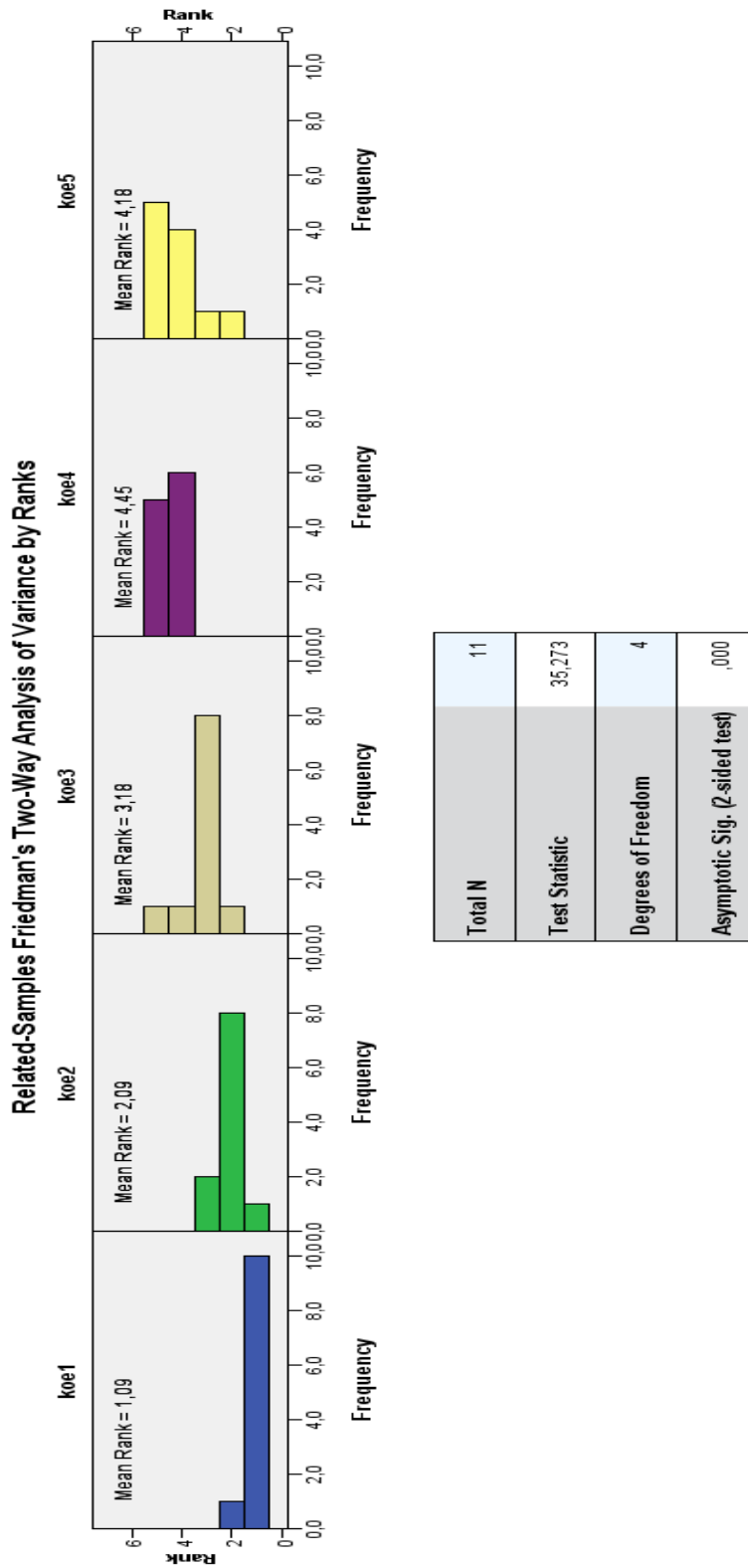
- Mustankorkea Oy. 2017b. *Kierrätys ja lajitteluohjeet: Puutarhajäte*.
<https://mustankorkea.fi/neuvonta/jatteiden-kasittely-lajitteluohjeet/kierratys-lajitteluohjeet/puutarhajate/>. (luettu 19.10.2017).
- Noble R., Dobrovin-Pennington A., Pietravalle S., Weekes R. & Henry C.M. 2011. Indicator organisms for assessing sanitization during composting of plant wastes. *Waste Manage* 31: 1711-1719.
- Noble R., Elphinstone J.G., Sansford C.E., Budge G.E. & Henry C.M. 2009. *Management of plant health risks associated with processing of plant-based wastes: A review*. 100: 3431-3446.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0960852409000960>.
- Onwosi C.O., Igbokwe V.C., Odimba J.N., Eke I.E., Nwankwoala M.O., Iroh I.N. & Ezeogu L.I. 2017. *Composting technology in waste stabilization: On the methods, challenges and future prospects*. 190: 140-157.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479716310349>.
- Perstorp Analytical Tecator. 1995. Determination of nitrogen according to kjeldahl using block digestion and steam distillation. Tecator application note. Perstorp Analytical Tecator Ab.
- Sarkar S., Pal S. & Chanda S. 2016. *Optimization of a Vegetable Waste Composting Process with a Significant Thermophilic Phase*. 35: 435-440.
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1878029616301153>.
- SFS-EN 13037. 1999. Maanparannusaineet ja kasvialustat. pH-arvon määrittäminen. Suomen Standardisoimisliitto SFS ry, Helsinki.
- SFS-EN 13038. 1999. Maanparannusaineet ja kasvialustat. Sähkönjohtavuuden määrittäminen. Suomen Standardisoimisliitto SFS ry, Helsinki.
- SFS-EN 3008. 1990. Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen. Suomen Standardisoimisliitto SFS ry, Helsinki.
- Sheets J.P., Yang L., Ge X., Wang Z. & Li Y. 2015. Beyond land application: Emerging technologies for the treatment and reuse of anaerobically digested agricultural and food waste. *Waste Manag* 44: 94-115,
[doi://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.037](https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.037).
- Smidt E., Meissl K., Tintner J. & Binner E. 2009. Resource Recovery By Composting - Materials, Techniques, Quality Assessment. Teoksessa: Pereira J.C. and Bolin John L. (toim.), Nova Science Publishers, Inc., *Composting: processing, materials and approaches*, s. 1-29.

- Stentiford E.I. 1996. *Composting Control: Principles and Practice*. Teoksessa: Bertoldi M.d., Sequi P., Lemmes B. & Papi T. (toim.), Blackie Academic & Professional, *The Science of Composting, part 1*, s. 49-59.
- Tompkins D.K., Chaw D. & Abiola A.T. 1998. Effect of windrow composting on weed seed germination and viability. *Compost science & utilization*. 6: 30-34.
- Tuomela M., Vikman M., Hatakka A. & Itävaara M. 2000. Biodegradation of Lignin in a Compost Environment: A Review. *Bioresour Technol* 72: 169.
- Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista 2.5.2013/331.
- Vandecasteele B., Boogaerts C. & Vandaele E. 2016. Combining woody biomass for combustion with green waste composting: Effect of removal of woody biomass on compost quality. *Waste Manage* 58: 169-180, doi://dx.doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.012.
- Veeken A.H., Adani F., Nierop K.G., de Jager P.A. & Hamelers H.V. 2001. Degradation of biomacromolecules during high-rate composting of wheat straw-amended feces. *J Environ Qual* 30: 1675-1684.
- Viherympäristöliitto. 2018. Kasvualusta- ja kuntaohjeet. <https://www.vyl.fi/ohjeet/kasvualusta-ja-kuntaohjeet/> (luettu 4.5.2018).
- Viherympäristöliitto. 2015. *Kasvualustan suositeltavat ravinnepitoisuudet*. Viherympäristöliitto, Helsinki.
- Vikman M.M., Karjomaa S.S., Kapanen A.A., Wallenius K.K. & Itävaara M.M. 2002. The influence of lignin content and temperature on the biodegradation of lignocellulose in composting conditions. *Appl Microbiol Biotechnol* 59: 591-8, doi://dx.doi.org/10.1007/s00253-002-1029-1.
- Whitney D.P.J. & Lynch P.J.M. 1996. The Importance of Lignocellulosic Compounds in Composting. Teoksessa: Bertoldi M.d., Sequi P., Lemmes B. & Papi T. (toim.), *The Science of Composting*, Blackie Academic & Professional, s. 531-541.
- Zhang L. & Sun X. 2016a. Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Manage* 48: 115-126.
- Zhang L. & Sun X. 2016b. Improving green waste composting by addition of sugarcane bagasse and exhausted grape marc. *Bioresource technology*, s. 335-343.
- Zhang L. & Sun X. 2014a. Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the two-stage composting of green waste. *Bioresource technology*, s. 112-122.

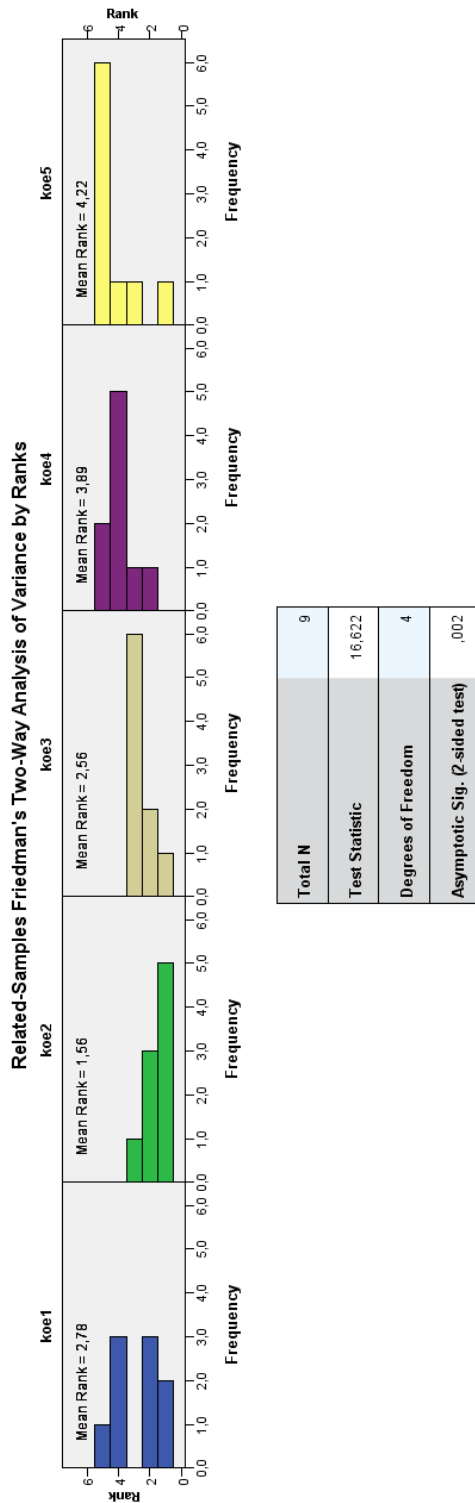
Zhang L. & Sun X. 2014b. Changes in physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage co-composting of green waste with spent mushroom compost and biochar. *Bioresource technology*, s. 274-284.

Zorpas A. 2009. Compost Evaluation and Utilization. Teoksessa: Pereira J.C. and Bolin John L. (toim.), Nova Science Publishers, Inc., *Composting: processing, materials and approaches*, s. 31-68.

LIITE 1. FRIEDMANIN KAKSISUUNTAISEN VARIANSSIANALYYSIN TULOKSET ENSIMMÄISEN SEURANTAKUUKAUDEN LÄMPÖTILA-AINEISTOLLE



LIITE 2. FRIEDMANIN KAKSISUUNTAISEN VARIANSSIANALYYSIN TULOKSET ENSIMMÄISEN SEURANTAKUUKAUDEN JÄLKEISELLE LÄMPÖTILAAINEISTOLLE

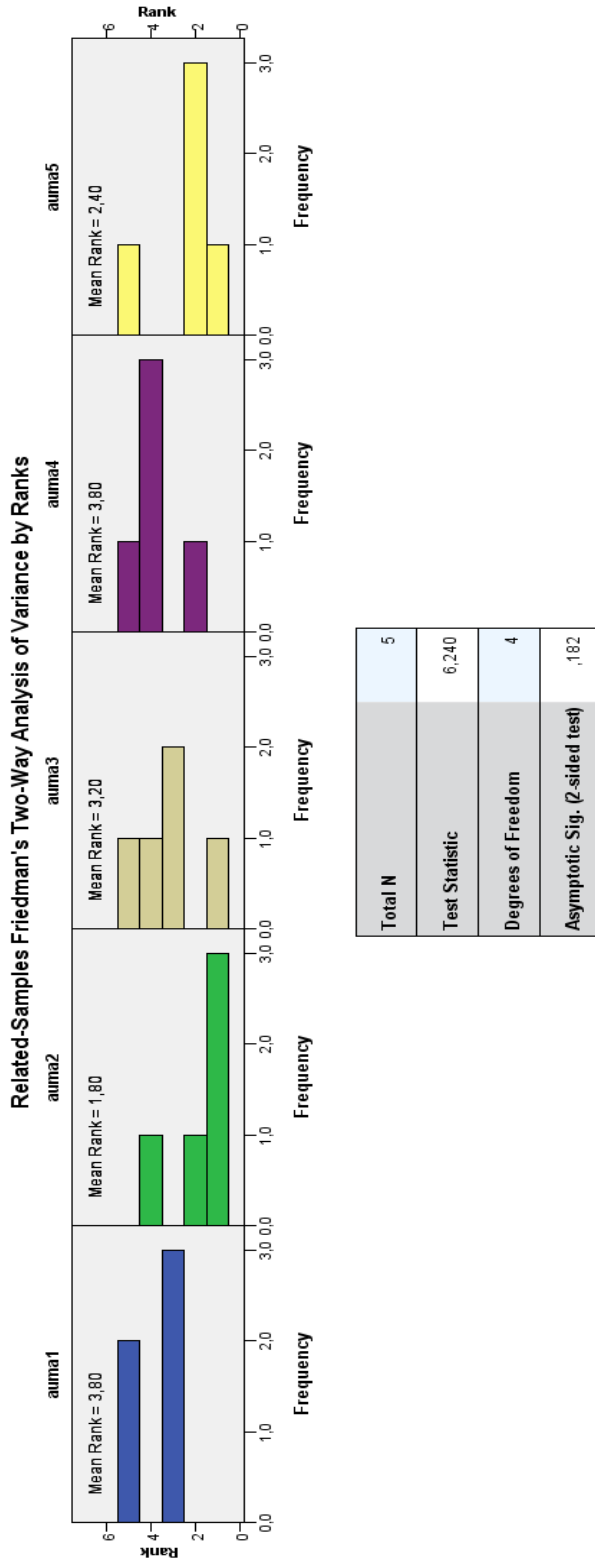


LIITE 3. AUMOJEN HAPPI- JA METAANIPITOISUUSAINEISTO

Pvm	Auma 1 O ₂	Auma 1 CH ₄	Auma 2 O ₂	Auma 2 CH ₄	Auma 3 O ₂	Auma 3 CH ₄	Auma 4 O ₂	Auma 4 CH ₄	Auma 5 O ₂	Auma 5 CH ₄
14.7.	11,2	0	2,6	0	4,5	1	12,3	0	-	-
14.7.	11,4	1	4,9	0	1,2	1	14,5	0	-	-
14.7.	13	0	8,2	0	5,6	0	13	0	-	-
14.7.	12,1	0	3	0	2,7	0	-	-	-	-
14.7.	8,6	0	5,1	0	3,5	0	-	-	-	-
14.7.	19,4	0	11,1	0	12,7	0	-	-	-	-
18.7.	18,8	0	3	0	8,2	1	18,2	0	9,1	0
18.7.	13,9	0	7,7	0	15,3	0	14,1	0	11,4	0
18.7.	1,9	4	10,5	0	7,9	1	16,9	0	16,2	0
18.7.	15,1	0	13,2	0	16,6	0	12,3	0	9,8	0
18.7.	13,8	0	8,8	0	12,7	0	16,9	0	7,5	0
18.7.	15,3	0	14,3	0	10,2	0	16,8	0	13,8	0
21.7.	18	0	5,7	0	5,8	1	-	-	-	-
21.7.	13,6	0	9,2	0	11,2	0	-	-	-	-
21.7.	10	0	7,7	0	9,6	1	-	-	-	-
21.7.	16,3	0	11,8	0	15,7	0	-	-	-	-
21.7.	15,7	0	10,2	0	14,8	0	-	-	-	-
21.7.	17,2	0	14,2	0	9,4	0	-	-	-	-

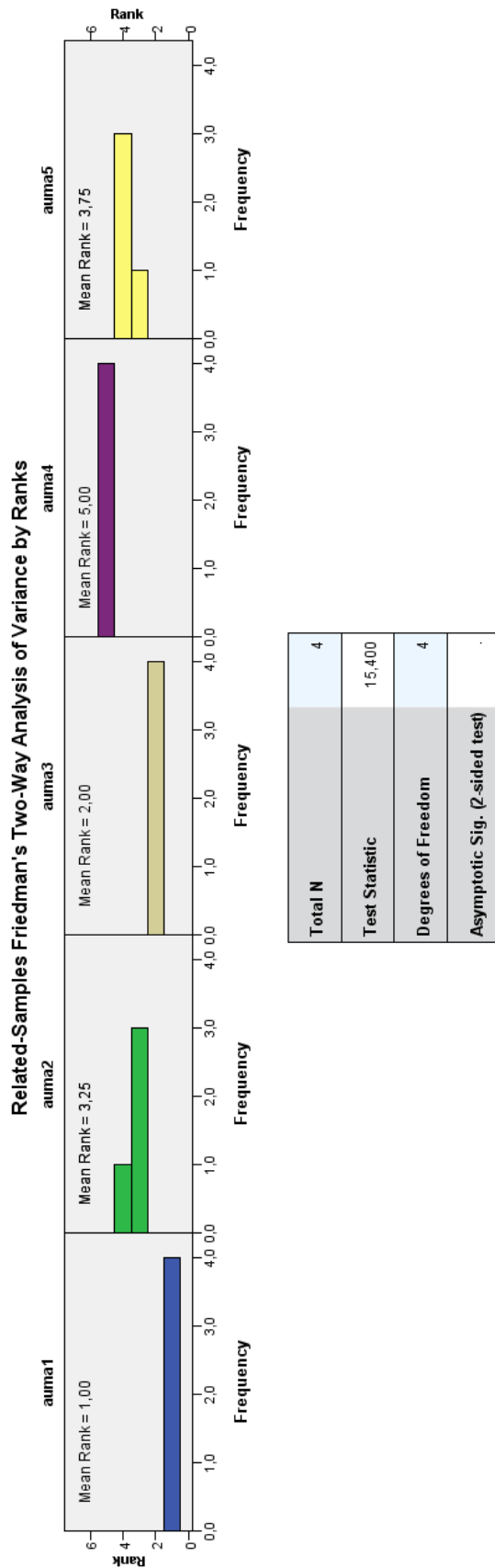
4.9.	18	0	-	-	9,9	0	15,2	0	-	-
4.9.	15,5	0			12,1	0	16,8	0		
4.9.	7,7	0	10,9	0	15,2	0	10,8	0		
4.9.	19	0			9,1	0	16,3	0		
4.9.	8	1			10,1	0	14,8	0		
4.9.	5,1	2			18,9	0	12,1	0		

LIITE 4. FRIEDMANIN KAKSISUUNTAISEN VARIANSSIANALYYSIN TULOKSET KOSTEUSPITOISUUKSILLE



1. Multiple comparisons are not performed because the overall test retained the null hypothesis of no differences.

LIITE 5. FRIEDMANIN KAKSISUUNTAISEN VARIANSSIANALYYSIN TULOKSET TYPPIPITOISUUKSILLE



LIITE 6. AUMOJEN MITTAUSPISTEKOHTAISET LÄMPÖTILAT TOMAATINSIEMENTESTIN AJALTA



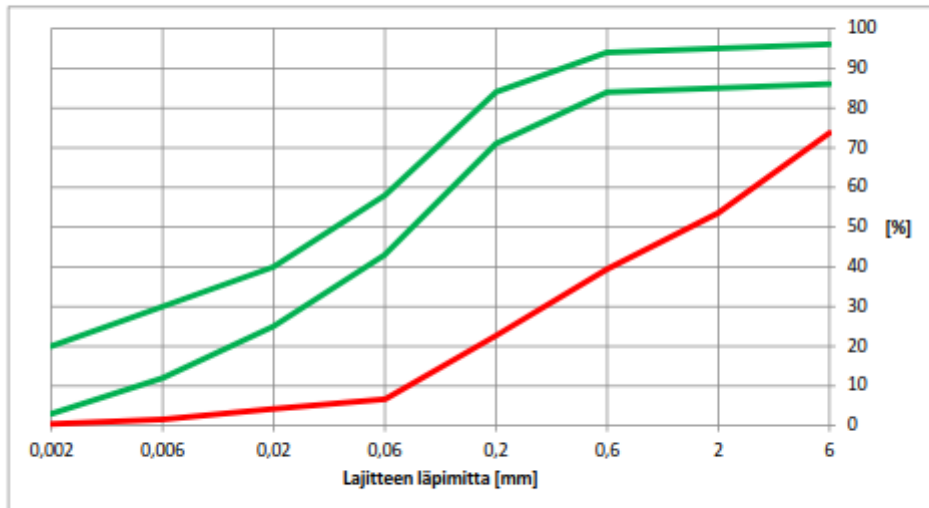
Päädystä toiseen siirryttäessä mittauspisteet merkittiin järjestyksessä A:sta E:hen.

LIITE 7. MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄN VERTAILU KASVUALUSTOJEN SUOSITUKSIIN: AUMA 4

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyyppi 1

VAATELIAAT puut, pensaat, köynnökset, ryhmäruusut, perennat sekä RAJOITETUT KASVUALUSTAT



Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän suositukset, 2015

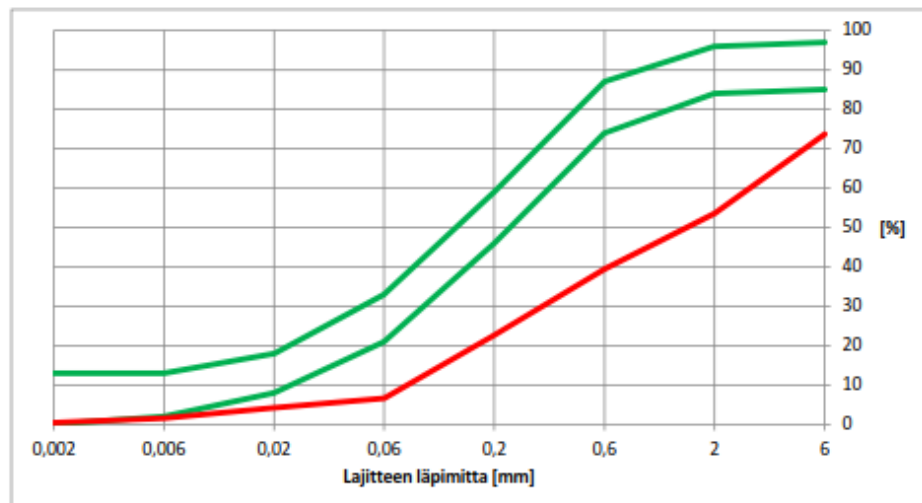
— suositusalueen rajat

— maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyyppi 2

HAPPAMAN kasvualustan kasvit



Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän suositukset, 2015

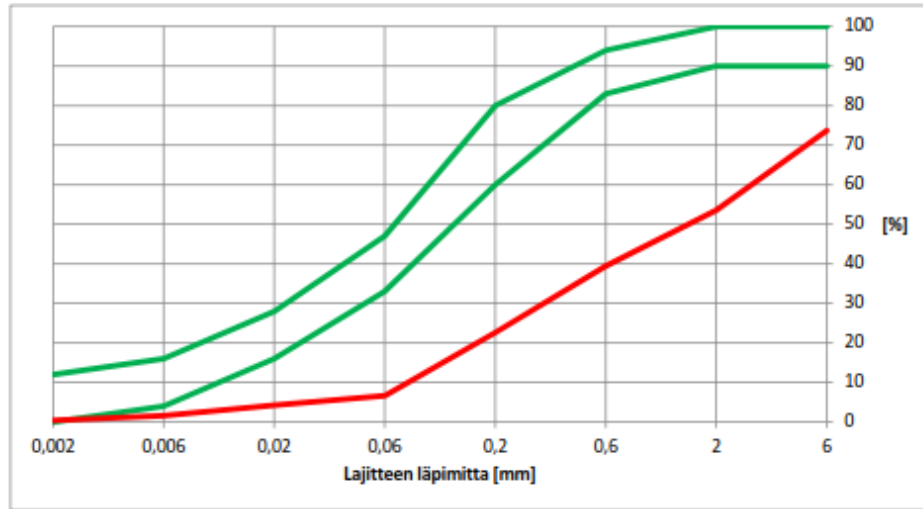
— suositusalueen rajat

— maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyyppi 3

NURMIKOT A1-A3, VAATIMATTOMAT puut, pensaat, köynnökset ja perennat ja KOTIPIHAT



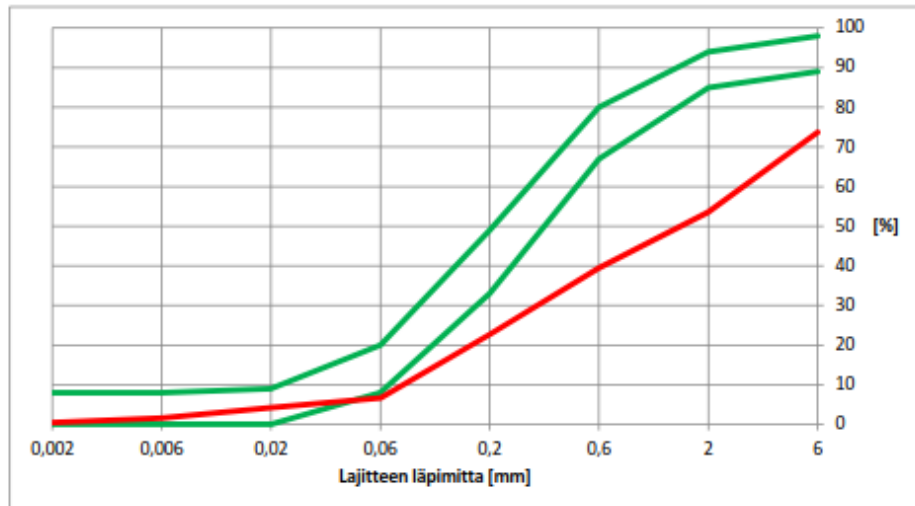
Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän suositukset, 2015

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyyppit 4 ja 5

KARUT alueet ja KUIVAT niityt

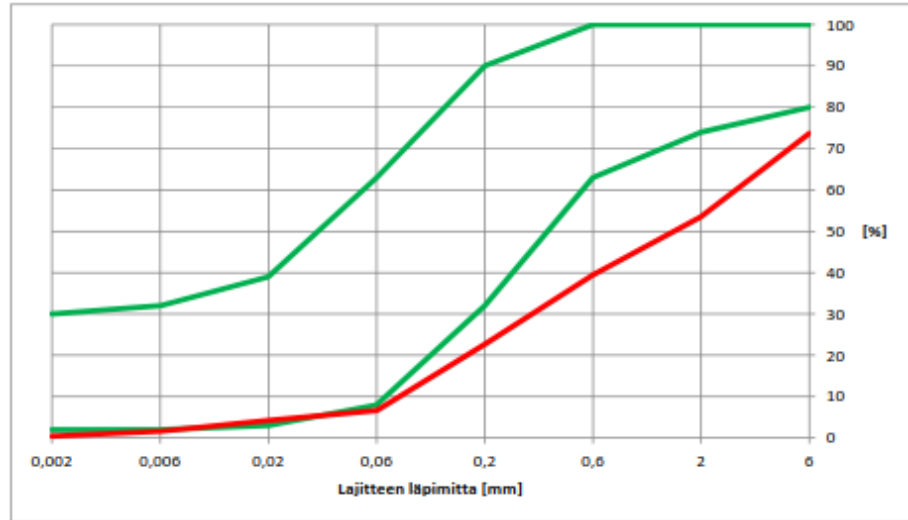


Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän suositukset, 2015

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Perusmaa maisemanurmi 1

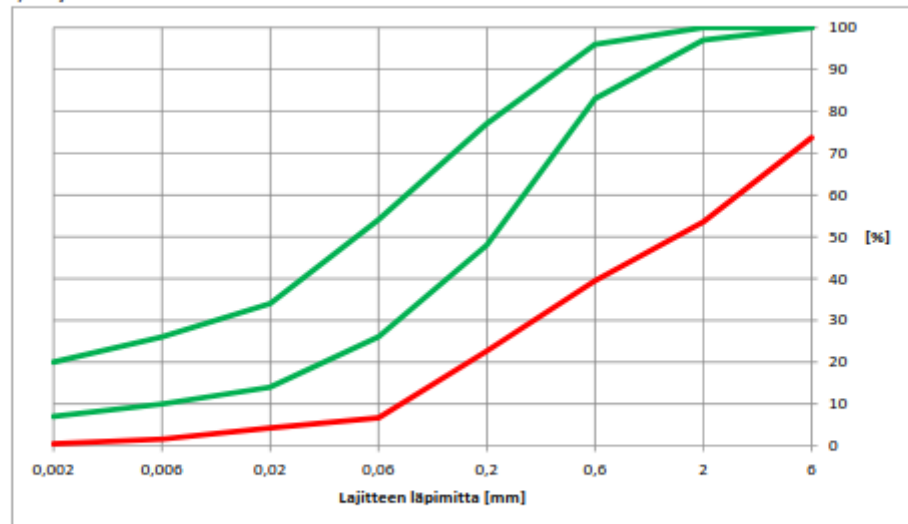


InfraRYL

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Kylvö- ja istutusaluista

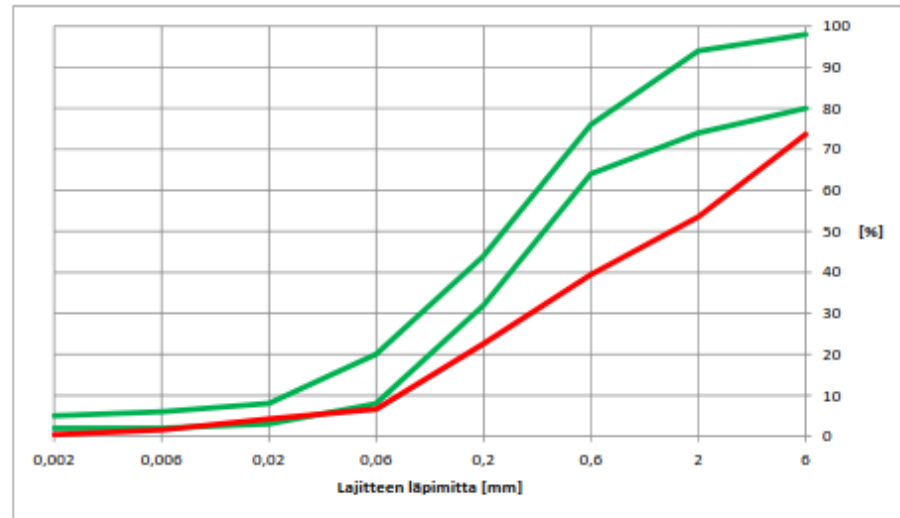


InfraRYL

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Karujen alueiden kylvö- ja istutusalueista



InfraRYL

— suositusalueen rajat

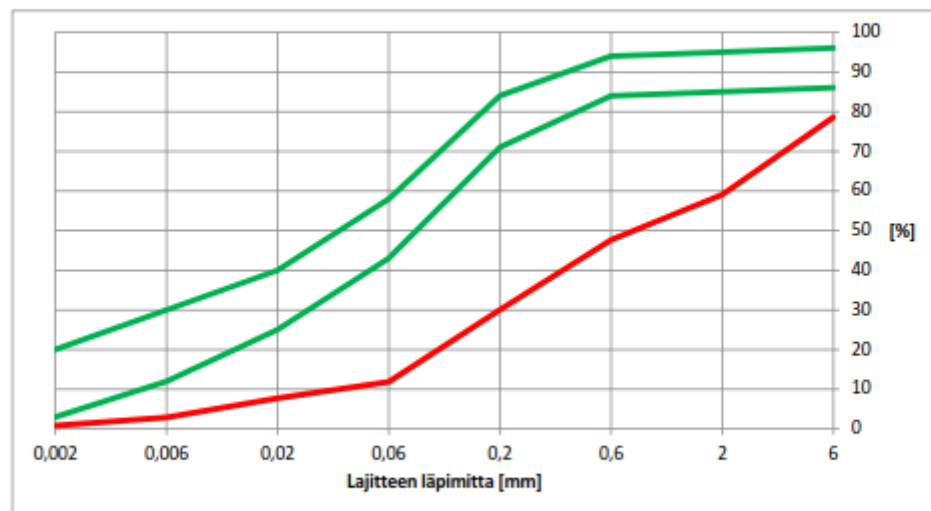
— maa-analyysi

LIITE 8. MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄN VETAILU KASVUALUSTOJEN SUOSITUKSIIN: AUMA 5

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyyppi 1

VAATELIAAT puut, pensaat, köynnökset, ryhmäruusut, perennat sekä RAJOITETUT KASVUALUSTAT



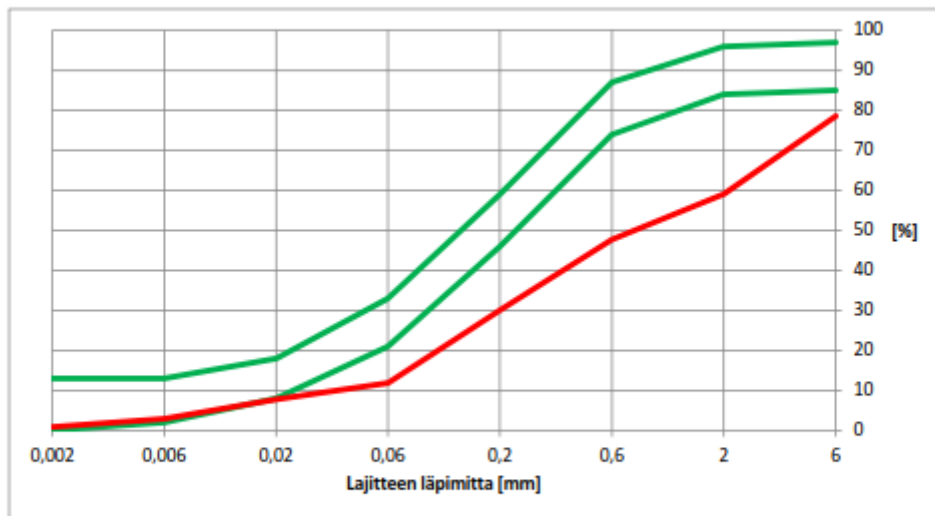
Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän suositukset, 2015

— suositusalueen rajat

— maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyyppi 2
HAPPAMAN kasvualustan kasvit

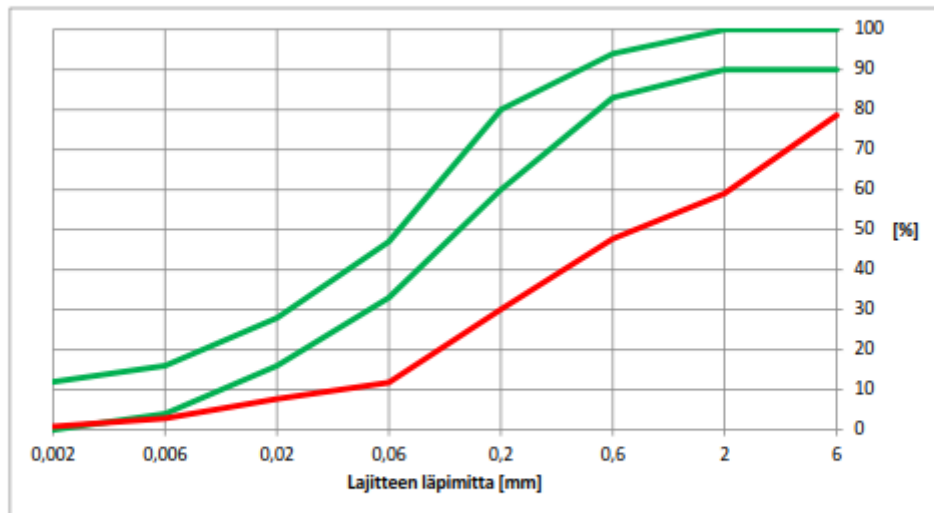


Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän suositukset, 2015

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyyppi 3
NURMIKOT A1-A3, VAATIMATTOMAT puut, pensaat, köynnökset ja perennat ja KOTIPIHAT

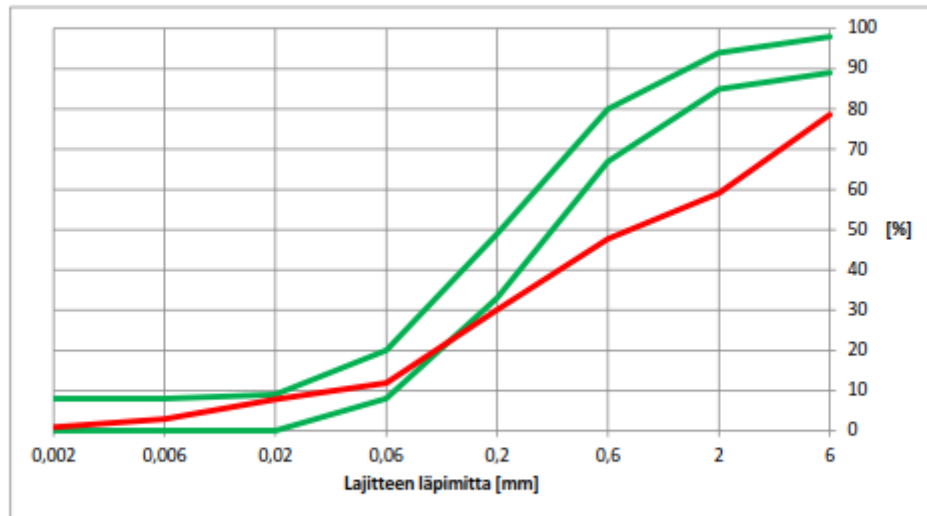


Viherympäristöliiton kasvualustatyöryhmän suositukset, 2015

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Rakeisuustyytit 4 ja 5
KARUT alueet ja KUIVAT niityt

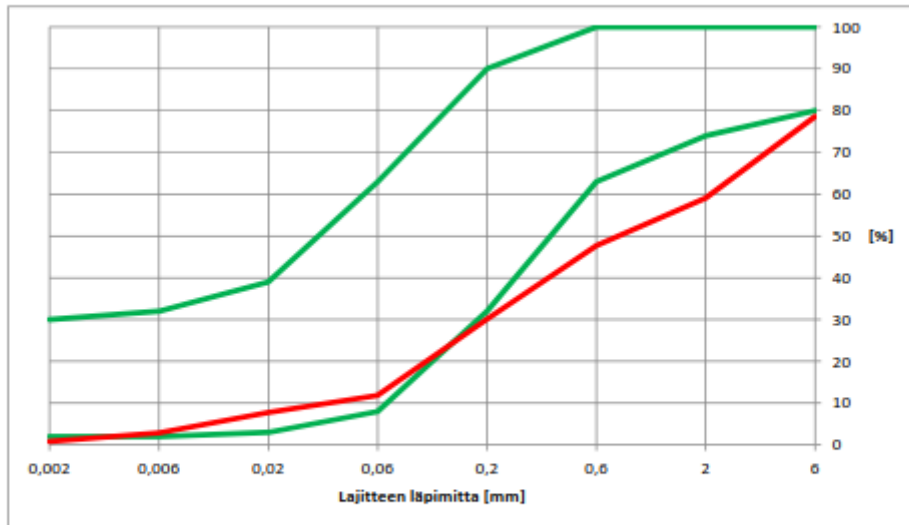


Viherympäristöliiton kasvualuejärjestelmän suositukset, 2015

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Perusmaa maisemanurmi 1

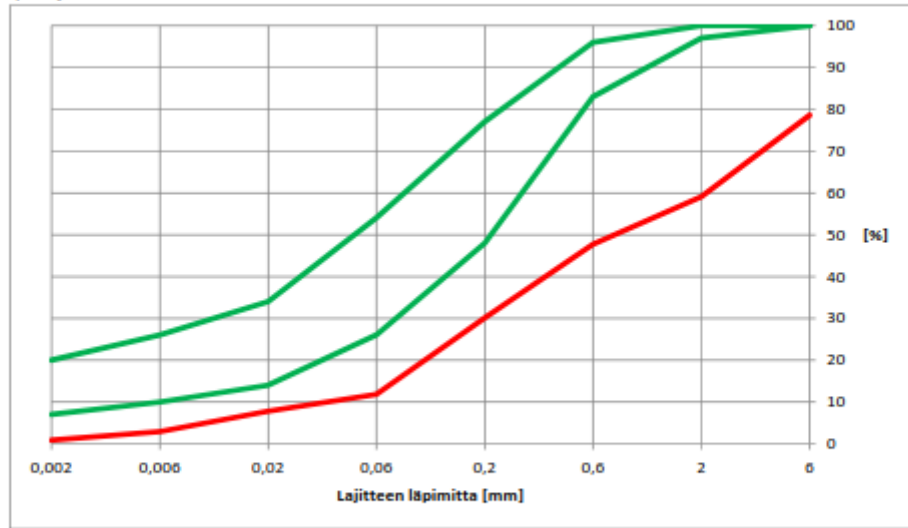


InfraRYL

— suositusalueen rajat — maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Kylvö- ja istutusalueista

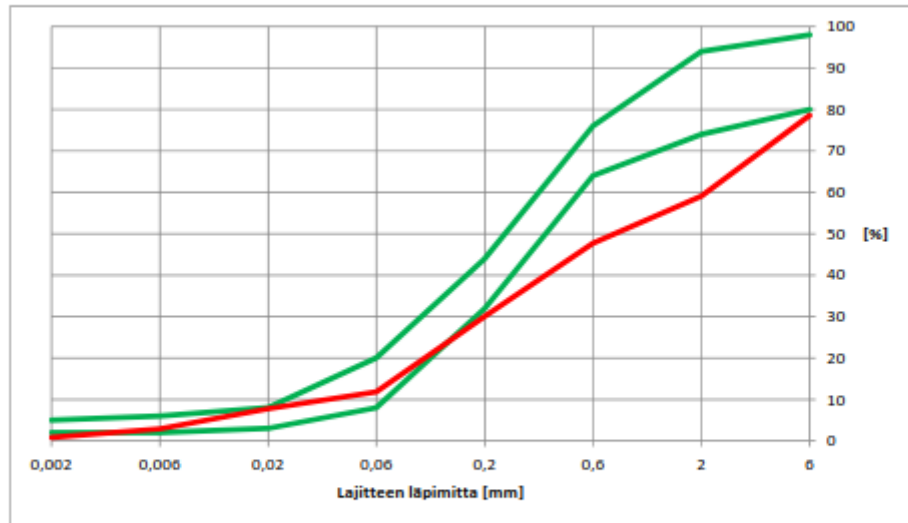


— suositusalueen rajat

— maa-analyysi

MEKAANISEN MAA-ANALYYSIN RAKEISUUSKÄYRÄ

Karujen alueiden kylvö- ja istutusalueista



— suositusalueen rajat

— maa-analyysi

LIITE 9. MUSTANKORKEALLA KÄYTETTÄVÄN TURPEEN OMINAISUUDET

LABTIUM

 ANALYYSITODISTUS
 M1600285-00

 1 (1)
 22.09.2016


Tilaaja

Mustankorkea Oy

 Ronsuntaipaleentie 204
 40500 Jyväskylä


Näytetiedot

Turve Vapo

Näytetyyppi

Kasvualusta-Turve

Näyte otettu

19.09.2016

Tilausnumero

Burman

Saapumispvm

20.09.2016

Tutk. valmistuspvm

22.09.2016

Analyyssi	Tulos	Yksikkö	Menetelmä	
Perusanalyysit	*****			
pH (1+5)	5.8		A	EN 13037
Johhtokyky (1+5)	2.1	mS/m	A	EN 13038
Vesiliukoiset ravinteet	*****			
SO4-S	14	mg/kg k-a	A	SFS-EN ISO 10304-1
SO4-S	2	mg/litra		
Tuhkapitoisuus	5.1	m-% k-a	A	EN 13039
Saapumiskosteus	46.9	m-%	A	EN 13040
Tilavuuspaino	214	g/l	A	EN 13040
Irtotiheys	114	g/l	A	EN 13040

A) Akkreditoitu määrittämenetelmä

 Liisa Laitinen
 Laboratorioanalytikko

 Analyysitulokset koskevat vain tutkittua näytettä. Asiakirjan osittainen kopioiminen on kielletty.
 Mittausepävarmuudet ovat saatavissa pyydettyäessä.

 Labtium Oy
 Koivurannantie 1
 40400 JYVÄSKYLÄ

 Puh. 02949 38112
 Puh. 02949 38116

 etunimi.sukunimi@labtium.fi
 www.labtium.fi