



TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL

INSENERITEADUSKOND

Tartu kolledž

**REOVEESETTE KOMPOSTIMISPROTSESSI
OPTIMEERIMISVÕIMALUSTE UURIMINE**

**INVESTIGATION OF THE POSSIBILITIES OF
OPTIMIZING THE SEWAGE SLUDGE COMPOSTING
PROCESS**

MAGISTRITÖÖ

Üliõpilane: Eliisa Lehtme

Üliõpilaskood: 211877NAEM

Juhendajad: Egge Haiba, PhD, vanemlektor;
Lembit Nei, emeritprofessor

Tartu 2023

AUTORIDEKLARATSIOON

Olen koostanud lõputöö iseseisvalt.

Lõputöö alusel ei ole varem kutse- või teaduskraadi või inseneridiplomit taotletud.

Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad, kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud.

"....." 20.....

Autor:

/ allkiri /

Töö vastab bakalaureusetöö/magistritööle esitatud nõuetele

"....." 20.....

Juhendaja:

/ allkiri /

Kaitsmisele lubatud

"....."20... .

Kaitsmiskomisjoni esimees

/ nimi ja allkiri /

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks¹

Mina, Eliisa Lehtme (sünnikuupäev: 21.06.1999),

1. Annan Tallinna Tehnikaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose *Reoveesette kompostimisprotsessi optimeerimisvõimaluste uurimine*, mille juhendajad on Egge Haiba ja Lembit Nei,

1.1 reprodutseerimiseks lõputöö säilitamise ja elektroonse avaldamise eesmärgil, sh Tallinna Tehnikaülikooli raamatukogu digikogusse lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2 üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tallinna Tehnikaülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas Tallinna Tehnikaülikooli raamatukogu digikogu kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. Olen teadlik, et käesoleva lihtlitsentsi punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. Kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest ning muudest õigusaktidest tulenevaid õigusi.

_____ (kuupäev)

¹ Lihtlitsents ei kehti juurdepääsupiirangu kehtivuse ajal vastavalt üliõpilase taotlusele lõputööle juurdepääsupiirangu kehtestamiseks, mis on allkirjastatud teaduskonna dekaani poolt, välja arvatud ülikooli õigus lõputööd reprodutseerida üksnes säilitamise eesmärgil. Kui lõputöö on loonud kaks või enam isikut oma ühise loomingu tegevusega ning lõputöö kaas- või ühisautor(id) ei ole andnud lõputööd kaitsvale üliõpilasele kindlaksmääratud tähtajaks nõusolekut lõputöö reprodutseerimiseks ja avalikustamiseks vastavalt lihtlitsentsi punktidele 1.1. ja 1.2, siis lihtlitsents nimetatud tähtaja jooksul ei kehti.

TalTech Instituudi nimetus

LÕPUTÖÖ ÜLESANNE

Üliõpilane: Eliisa Lehtme 211877NAEM

Õppekava, peeriala: NAEM06/18, tööstusökoloogia

Juhendaja(d): vanemlektor, Egge Haiba, PhD, +372 620 4806

emeritprofessor, Lembit Nei, +372 5345 8322

Lõputöö teema:

Reoveesette kompostimisprotsessi optimeerimisvõimaluste uurimine

Investigation of the possibilities of optimizing the sewage sludge composting process

Lõputöö põhieesmärgid:

1. Magistritöö eesmärk on reoveesettes sisalduvate ravimijääkide lagundamise efektiivsuse tõstmise vajadusest tulenev kompostimisprotsessi optimeerimine.

Lõputöö etapid ja ajakava:

Nr	Ülesande kirjeldus	Tähtaeg
1.	Kirjanduse läbitöötamine, katsetingimuste väljatöötamine	26.11.22
2.	Katse läbiviimine, tulemuste analüüs, arutelu koostamine	30.04.23
3.	Lõputöö vormistamine ja esitamine	20.05.23

Töö keel: eesti keel **Lõputöö esitamise tähtaeg:** "24" mai 2023a

Üliõpilane: ".....".....20.....a
/allkiri/

Juhendaja: ".....".....20.....a
/allkiri/

Konsultant: ".....".....20.....a
/allkiri/

Programmijuht: ".....".....20.....a
/allkiri/

SISUKORD

EESSÕNA.....	6
SISSEJUHATUS	7
1. TEOREETILINE TAUST	9
1.1 Reoveesete	9
1.2 Reoveesete kompostimine.....	10
1.2.1 Kompostimist mõjutavad tegurid.....	11
1.2.2 Mikroorganismide tähtsus kompostimisprotsessis	14
1.3 Reoveesete kasutamine	15
1.3.1 Saasteained reoveesettes	17
2. MATERJAL JA METOODIKA.....	19
2.1 Katse kirjeldus	19
2.2 Proovide võtmine	20
2.3 Üldparameetrite määramine.....	20
2.4 Keemiliste parameetrite määramine	21
2.5 Mikrobioloogiliste parameetrite määramine	22
3. TULEMUSED JA ARUTELU	24
3.1 Proovide üldparameetrid	24
3.2 Proovide keemilised parameetrid	29
3.3 Proovide mikrobioloogilised parameetrid	31
KOKKUVÕTE.....	35
SUMMARY.....	37
KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU	38
LISAD.....	49

EESSÕNA

Käesolev magistritöö kirjeldab ühte etappi Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledži teadustööst, millega uuritakse ravimijääkide käitumist järgmises ahelas: reovesi – reoveesete – reoveesete kompost – muld – taim – keskkond. Selle töö eesmärk oli reoveesettes sisalduvate ravimijääkide lagundamise efektiivsuse tõstmise vajadusest tulenev kompostimisprotsessi optimeerimine.

Suur tänu minu juhendajale Egge Haibale magistritöö teema väljapakumise ning tõhusa juhendamise eest. Töö praktiline osa toimus Tartu kolledži keemialaboris ning hindamatut abi osutasid eksperimentide teostamisel vanemlektor Jane Raamets ja laborant Ellen Hiie. Suur tänu ka Mari Ivaskile, kes pakkus välja luhaheina, mida kasutada kompostimisprotsessis süsiniku allikana.

Võtmesõnad: reoveesete, reoveesete kompost, kompostimistehnoloogia, ravimijäägid, luhahein, magistritöö

SISSEJUHATUS

Maailma rahvastiku kasv ja tööstuse laialdane areng suurendavad reovee hulka maailmas. Reovee käitlemisega tekib kõrvalsaadus, mida nimetatakse reoveeseteks, kusjuures iga aastaga suurenevad reoveesete kogused üha rohkem nii lokaalsel kui ka globaalsel tasandil (Hoang *et al.*, 2022). Reoveesete sisaldab rohkelt erinevaid kasulikke toitaineid (Kebibeche *et al.*, 2019), mis on vajalikud, et tõsta mulla viljakust (Hoang *et al.*, 2022). Samas on settes ka ühendeid, mis võivad tekitada negatiivseid tagajärgi nii keskkonnale kui ka inimestele (Guan *et al.*, 2017). Suurimaid probleeme võivad põhjustada, näiteks erinevad ravimid (Almeida *et al.*, 2021) ja raskemetallid (Ekane *et al.*, 2021). Jäätmeseadusest (2023) tulenevalt nimetatakse reoveesetet jäätmeks, mida on vaja taaskasutada. Selleks on oluline leida viise, kuidas saaks vähendada settes ohtlike orgaaniliste ühendite sisaldust (Haiba, 2017).

Kompostimine on kõige tõhusam ja ökonoomsem meetod reoveesete käitlemisel (Zawadzinska & Salachna, 2014). Lisaks saab kompostimisega reoveesetest sisalduvaid orgaanilisi saasteaineid kiiremini lagundada (Haiba, 2017; Lü *et al.*, 2021), et vähendada settes esinevate ravimijääkide kandumist mulda ja sealt edasi taimedesse (Haiba *et al.*, 2018). Sette kompostimisel tuleb juurde lisada süsinikurikkaid tugiaineid, mis toimivad mahuainena, mis tähendab, et need imavad niiskust ning parandavad õhutust ja komposti lõppkvaliteeti (Yañez *et al.*, 2009). Reoveesete kompostimisel on kasutatud erinevaid tugiaineid (Banegas *et al.*, 2007; Eftoda & McCartney, 2004; Haiba, 2017; Nei, 2021; Pragi, 2021). Siiski on hetkel vähe andmeid selle kohta, kuidas reoveesete ja sellest valmistatud komposti pikaajaline kasutamine ning seal sisalduvad ohtlikud orgaanilised ühendid käituvad keskkonnas. Seetõttu on oluline selles valdkonnas jätkuvalt uurimistöid läbi viia.

Varasemalt Tartu kolledžis teostatud magistritööd (Nei, 2021; Ojala, 2016; Pragi, 2021) näitasid, et Eesti suuremates veepuhastusjaamades, kus reoveesete segatakse turbaga, kompostimisprotsess ei käivitu. Selle tulemusena on pärsitud ravimijääkide lagunemine. Samas on teada, et süsinikurikaste materjalide (näiteks saepuru) lisamisel reoveesetele toimub efektiivne kompostimisprotsess (Haiba, 2017). Paraku aga saepuru kui süsinikurikka materjali lisamine reoveesetele toob kaasa produkti suhteliselt kõrge hinna. Seetõttu osutus otstarbekaks uurida teiste kättesaadavate süsinikurikaste materjalide kasutamise võimalusi kompostimisprotsessi läbiviimisel kohalikes tingimustes. Üheks selliseks hõlpsasti kättesaadavaks materjaliks on luhahein.

Eesti lammialade biomass on suure süsiniku sisaldusega (Melts *et al.*, 2019), mis varieerub vahemikus 40 – 50% (Gerrish, 2019), kuid sellel on madal süsiniku lämmastiku suhe (Kriipsalu *et al.*, 2016). Lihad toodavad rohkem kui 100 000 tonni biomassi igal aastal (Tutt *et al.*, 2014), mistõttu jääb seda ka suurtes kogustes üle. See tähendab, et selle kasutamiseks tuleks leida erinevaid kasutusviise, näiteks biokütusena (bioetanoolina) või toorainena elektri ja soojuse tootmisel (Heinsoo *et al.*, 2010; Tutt *et al.*, 2014). Lahaheina on kasutatud loomasöödana ja ka allapanuna ning on tehtud ka mitmeid soovitusi lahaheina kasutamiseks kompostimisprotsessides (Metsoja, 2020).

Käesoleva magistritöö eesmärk on reoveesettes sisalduvate ravimijääkide lagundamise efektiivsuse tõstmise vajadusest tulenev kompostimisprotsessi optimeerimine. Lähtuvalt töö eesmärgist püstitati kaks uurimisülesannet:

1. Anda kirjanduse põhjal ülevaade reoveesetest ja selle kasutusala-dest ning mõjust keskkonnale.
2. Katse tulemuste põhjal analüüsida ning järeldada, kuidas reoveesette kompostimisega koostis mõjutab kompostimisprotsessi.

Magistritöö koosneb kolmest peatükist, mis omakorda jagunevad alapeatükkideks. Esimeses peatükis antakse ülevaade reoveesetest, selle kompostimisest ja kasutamisest ning mõjust keskkonnale. Teises peatükis kirjeldatakse töö metoodikat, kus tuuakse välja katse kirjeldus, proovide võtmine ja erinevate parameetrite määramine. Kolmandas peatükis antakse ülevaade magistritöö eksperimentaalsetest tulemustest ja arutelust, kus antakse tulemustele kirjanduslik toetus.

1. TEOREETILINE TAUST

1.1 Reoveesete

Rahvastiku pidev kasv ja tööstuse arenemine suurendavad reovee hulka maailmas. Reovee käitlemise tulemusena tekib jääk, mida nimetatakse reoveeseteks ja selle kogused suurenevad iga aastaga üha rohkem nii lokaalsel kui ka globaalsel tasandil (Hoang *et al.*, 2022). Tegemist on tõsise probleemiga, millel võib olla negatiivne mõju nii keskkonnale kui ka inimesele (Świerczek *et al.*, 2018). Statistika andmetel ületavad reoveesete kogused arenenud riikides aastas 30 miljonit tonni (Meng *et al.*, 2019), millest kümme miljonit tonni tekib Euroopas (Singh *et al.*, 2020). Euroopa reoveesete kogusest toodavad 75% viis Euroopa Liidu riiki: Saksamaa, Suurbritannia, Prantsusmaa, Hispaania ja Itaalia (Gao *et al.*, 2020). Eestis tekib hinnanguliselt 360 000 – 500 000 tonni reoveesetet aastas (Haiba & Nei, 2017), millest 30 000 tonni setet kuivainele arvutatuna tekib reoveepuhastusjaamades (Haiba *et al.*, 2016).

Jäätmeseaduse (2023) järgi nimetatakse reoveesetet jäätmeiks, mida on vaja taaskasutada, et vähendada sellest tulenevat negatiivset mõju keskkonnale. Reoveesete käitlemine ja kõrvaldamine on suur probleem nii omavalitsuste kui ka tööstuste jaoks (Devi & Saroha, 2017). Euroopas on hinnanguliselt umbes 50% sekundaarsete puhastusjaamade kuludest seotud otseselt reoveesete käitlemise ja kõrvaldamisega (Gao *et al.*, 2020).

Reoveesete on pooltahke jääkaine, mis on olmereovee, reovee või heitveepuhastite kõrvalsaadus (Kumar *et al.*, 2017). Reoveesete sisaldab palju orgaanilist ainet ja raskemetalle (Gao *et al.*, 2020; Kriipsalu *et al.*, 2016). Lisaks on sellel ka madal süsiniku ja lämmastiku suhe ning kõrge niiskusesisaldus (Mollazadeh *et al.*, 2014; Zheng *et al.*, 2020). Reoveesete koosneb tihtipeale 97 – 98% veest, mis raskendab selle töötlemist (Hoang *et al.*, 2022). Reoveesete omadused sõltuvad puhastatava vee tüübist, päritolust ning reoveepuhastis kasutatavast puhastusviisist (Banegas *et al.*, 2007). Töötlemine on vajalik, sest settes on palju anorgaanilisi toitaineid ja orgaanilist ainet (Janowska *et al.*, 2017; Zheng *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2017), millest kõike efektiivsel töötlemisel ei eemaldata (Haiba, 2017). Halvasti töödeldud sette kasutamine põllumajanduses võib põhjustada sekundaarseid keskkonnaprobleeme, näiteks kasvuhoonegaaside emissioone ning põhjaveekihi ja pinnase saastumist (Devi & Saroha, 2017). Näiteks termilise töötlemise jaoks on nõutav niiskussisaldus alla 15%, mis tähendab, et tuleb kasutada erinevaid kuivatamise meetodeid, näiteks biokuivatust, mehaanilist, termilist ja looduslikku kuivatamist (Gao *et al.*, 2020). Kasutatakse ka sette

kuivatamist ja lubjaga stabiliseerimist (Kumar *et al.*, 2017). Eestis neid meetodeid ei praktiseerita, sest need on üldiselt kulukad (Tarpani & Azapagic, 2018). Laialt levinud töötlemisviisina on kasutusel anaeroobne käärítamine, mille käigus mikroorganismid muudavad biolaguneva osa biogaasiks ja stabiilsemateks orgaanilisteks ühenditeks (Yang *et al.*, 2017). Reoveepuhastites kasutatakse nii anaeroobseid käärítamisprotsesse kui ka aeroobseid protsesse (Seleiman *et al.*, 2020).

Settel on ka mitmeid kasulikke omadusi, näiteks sisaldab see suurel hulgal toitained ja orgaanilist ainet (Kebibeche *et al.*, 2019) ning loovutab halvasti vett (Kriipsalu *et al.*, 2016). Need on mulla viljakuse seisukohast olulised ja vajalikud (Hoang *et al.*, 2022). Selleks, et reoveesete ei mõjutaks kahjustavalt keskkonda ja tervist, tuleb reoveesetet töödelda (Janowska *et al.*, 2017; Zheng *et al.*, 2020). Kõige tõhusam meetod selleks on reoveesete kompostimine (Zawadzinska & Salachna, 2014).

1.2 Reoveesete kompostimine

Kompostimine on kontrollitud keskkonnasõbralik protsess, mis toimub aeroobsetes tingimustes, piisava niiskuse ja sobiva temperatuuriga (Azim *et al.*, 2018; Tweib *et al.*, 2011) ning milles mitmed mikroorganismid lagundavad orgaanilised jäätmed stabiilsemaks materjaliks (Raza & Ahmad, 2016). Kompostimise eesmärk on jäätmete stabiliseerimine, tahkete jäätmete vähendamine ning orgaaniliste ainete naasmine looduslikku ringlusesse (Tweib *et al.*, 2011). Kompostimisprotsessis on neli järjestikust faasi, mille erinevused on määratud temperatuuri muutustega – mesofiilne faas (möödukas temperatuuri tõus 45 kraadini), termofiilne faas (kõrgete temperatuuride tipp, mis võib ulatuda 70 kraadini), jahtumisfaas ja küpsemisfaas (Keskkonnaministeerium, 2005; Kriipsalu *et al.*, 2016; Neher *et al.*, 2013). Kompostimisprotsessis eralduvad lisaks huumusele ka soojus, lämmastikuühendid, hapnik, fosfor, süsihappegaas ja veeaur. Protsessi käigus tekib mikroorganismide biomassi (Wolna-Maruwka *et al.*, 2009) ning väheneb ka süsiniku sisaldus (Kriipsalu *et al.*, 2016).

Reoveesete kompostimine on protsess, kus mikroorganismid lagundavad sette aeroobselt (Keskkonnaministeerium, 2014). Reoveesete kompostimise eesmärk on sette stabiliseerimine, erinevate parameetrite (kompostisegu koostis, niiskussisaldus, süsinik lämmastik suhe) parandamine ja koguse vähendamine. Sette kompostimise eeliseks on metaani tekke vähenemine, mis aitab ka vähendada kasvuhoonegaaside emissioone (Zigmontiene & Zuokaite, 2010).

Peamiselt kasutatakse kompostimisel kolme erinevat kompostimistehnoloogiat: aun-, vaal- ja reaktorkompostimine (Keskkonnaministeerium, 2005). Eestis on kõige levinum neist tehnoloogiatest aunkompostimine, mille käigus lagundatakse orgaaniline materjal ning mida hiljem kasutatakse multšina, mulla väetisena või parendajana (Kriipsalu *et al.*, 2016). See on ka sobivaim viis reoveesette kompostimiseks, sest on maksumuselt odav ja kontrollitud tingimustes on võimalik toota kõrge kvaliteediga ning turustamiseks sobilikku komposti (Keskkonnaministeerium, 2005).

1.2.1 Kompostimist mõjutavad tegurid

Kompostimisprotsessi ajal tuleb jälgida erinevaid parameetreid, näiteks niiskussisaldus, hapniku sisaldus, temperatuur ja pH tase (Haiba, 2017; Liiv, 2019). Lisaks mõjutavad kompostimisprotsessi ka kompostitava materjali omadused, näiteks süsiniku ja lämmastiku suhe ning toitainete sisaldus (Raza & Ahmad, 2016).

Niiskussisaldus

Kompostisegu peab olema parajalt niiske, sest kuivas keskkonnas mikroorganismid tegutseda ei saa ning liigniiskes tõrjub vesi pooridest õhu välja ja muudab protsessi anaeroobseks (Kriipsalu *et al.*, 2016). Lisaks aeglustub orgaanilise aine lagunemine, kui kompost sisaldab liialt niiskust (Astover *et al.*, 2012). Niiskussisaldust soovitatakse kompostimisel hoida vahemikus 40 – 60% (Sweeten, 2008). Kompostisegu niiskust saab reguleerida vee või kuiva tugiaine lisamisega (Trémier *et al.*, 2009). Kompostimisel niiskussisaldus tavaliselt langeb, mistõttu on vajalik lisaniisutamine (Keskkonnaministeerium, 2005). Kompostimisprotsessi lõpus on komposti veesisaldus soovitatavalt ligikaudu 20 – 30% (Sweeten, 2008).

Hapniku sisaldus

Kompostitav mass peab olema piisava hapniku sisaldusega, et mikroorganismid saaksid seal elutseda (Sweeten, 2008) ning see on äärmiselt oluline aeroobse lagunemise puhul (Keskkonnaministeerium, 2005). Aeroobses protsessis on vajalik hapniku kontsentratsioon kompostiosakeste vahedes ja poorides minimaalselt 5%, sest alla selle on mikroorganismide elutegevus pärsitud. Hapniku juurdepääsu tagamiseks tuleb komposti aegajalt õhutada, see tähendab, et segu peab segama (Keskkonnaministeerium, 2005). Komposti õhustamine võib toimuda mehaaniliselt segades või sundõhustusega (Kriipsalu *et al.*, 2016; Sweeten, 2008). Kui hapniku juurdepääs ei ole kompostiseigus piisavalt tagatud, võib protsess muutuda anaeroobseks, mis on aeglasem ja võib levitada ebameeldivat lõhna (Keskkonnaministeerium, 2005).

Temperatuur

Kompostimisprotsessi ajal tuleb jälgida kompostisegu temperatuuri, et hinnata, milline on kulgev protsess (Kriipsalu *et al.*, 2016). Temperatuuri tõusu põhjustavad mikroorganismid, kes lagundavad orgaanilise aine keerulisi molekule lihtsamateks, vabastades selle käigus soojust (Kulikowska, 2016; Sweeten, 2008). Seetõttu saab öelda, et kompostitava segu temperatuur ja mikroorganismide aktiivsus on omavahel tugevas korrelatsioonis (Wolna-Maruwka *et al.*, 2009). Kompostisegu temperatuur võib jääda madalaks, kui seal on suures koguses raskesti lagundatavaid aineid, näiteks ligniini (Kulikowska, 2016). Kõige sobivam temperatuurivahemik mikroorganismide mitmekesisusele on 35 – 40°C, intensiivseks biolagunemiseks 45 – 55°C ja kiireks patogeenide hävitamiseks üle 55°C (Banegas *et al.*, 2007; Kriipsalu *et al.*, 2016). Enamikule mikroorganismidele on kõige sobivam temperatuuri vahemik 20 – 35°C (Zhou & Xu, 2019).

Happesusparameeter

Kompostisegul on soovitatav hoida happesusparameeter (pH) vahemikus 6,5 – 7,2 (Sweeten, 2008). Kui pH asub väljaspool toodud vahemikku, muutub biolagunemise kiirus aeglasemaks. Kui kompostisegu pH ületab kaheksat, hakkab lämmastik eralduma erinevate gaasiliste ühenditena (Keskkonnaministeerium, 2005). Mitmetele bakteritele sobib kõige enam pH vahemik 6 – 7,5, seentele aga vahemik 5,5 – 8 (Kriipsalu *et al.*, 2016).

Kompostimisprotsessi algusele on omane pH kahanev trend (Kriipsalu *et al.*, 2016). Langevat pH trendi põhjustab kiire orgaaniliste ainete lagundamine kompostimisprotsessi algfaasis, kus orgaanilised happed akumuleeruvad. Lisaks muutub pH happelisemaks, kui mikroorganismid kasutavad elutegevuse jaoks ammoniumioone (Nakasaki *et al.*, 2009). Madalamat happesusparameetrit võib põhjustada kompostisegude madal sisetemperatuur ja aeglane mikroorganismide elutegevus (Rastogi *et al.*, 2020).

Süsiniku ja lämmastiku suhe

Mikroorganismid vajavad elutegevuseks süsinikku, mida kasutatakse energiaallikana, ja lämmastikku, mida kasutatakse valkude moodustamiseks, mistõttu peab kompostisegul olema sobiv süsiniku lämmastiku suhe, milleks on C/N = (20...30):1 (Kriipsalu *et al.*, 2016). Madal C/N väärtus tekitab ammoniaaki ja ebameeldiva lõhna ning langetab bioloogilist aktiivsust (Keskkonnaministeerium, 2005). Samuti võivad madalat C/N suhet tekitada reoveesettes olevad madalmolekulaarsed rasvhapped, mis ühtlasi pärsvivad mikroorganismide ainevahetust (Margesin *et al.*, 2006). Samas liiga kõrge C/N

aga pärsib mikroorganismide tegevust ja aeglustab kompostimisprotsessi (Kriipsalu *et al.*, 2016; Ojala, 2016). Süsiniku lämmastiku suhet saab reguleerida erinevate kompostitavate materjalidega, näiteks saepuruga (Banegas *et al.*, 2007) või hakkepuuduga (Eftoda & McCartney, 2004). Kompostimisprotsessi lõpuks on soovitatav C/N = (12...20):1 (Kriipsalu *et al.*, 2016).

Reoveesetel on kõrge niiskussisaldus, mistõttu tuleb kompostimisel sellele lisada tugiaiaineid, et niiskust kontrollida ning saavutada optimaalne süsiniku ja lämmastiku suhe (Iqbal *et al.*, 2010; Kebibeche *et al.*, 2019). See tähendab, et sette kompostimisel tuleb juurde lisada süsinikurikkaid tugiaiaineid (Keskkonnaministeerium, 2014). Lisaks mõjutab kompostimisprotsessi kiirust ka sette ja tugiaine vahekord (Haiba, 2017), mis võib varieeruda vahemikus 1:0,5 kuni 1:6 (Leiva *et al.*, 2003). Reoveesette kompostimisel on kasutatud erinevaid tugiaiaineid, näiteks saepuru (Banegas *et al.*, 2007; Haiba, 2017; Kim *et al.*, 2012; Ojala, 2016), hakkepuitu (Eftoda & McCartney, 2004), puukoort (Haiba *et al.*, 2016; Lillenberg, 2011), turvast (Haiba, 2017; Nei, 2021; Pragi, 2021), põlevkivituhka (Matsujeva, 2012; Vettik, 2012) ja põhku (Haiba, 2017; Liiv, 2019; Lü *et al.*, 2021).

Erinevad uuringud on näidanud, et saepuru on reoveesette kompostimisel hea mahuaine (Banegas *et al.*, 2007; Haiba, 2017; Ojala, 2016) ja see vähendab lõpliku segu pH taset (Mollazadeh *et al.*, 2014). Kim *et al.* (2012) töö tulemused näitasid, et saepuru võib olla potentsiaalne süsiniku allikas, mis suudab käivitada tõhusa kompostimise. Lisaks Haiba *et al.* (2016) uurimusest selgus, et saepuru lisamine kiirendas ohtlike ühendite (ravimijääkide) lagunemist reoveesette kompostimisel. Lillenbergi (2011) doktoritööst selgus, et ravimijääkide lagunemine oli kompostis efektiivsem, kuhu oli tugiainaena lisatud turvast, kuid puukoorega tehtud segu ei olnud nii tõhus. Reoveesette kompostimisel on tugiainaena kasutatud ka turvast (Nei, 2021; Pragi, 2021). Turba pH on happeline (Naafs *et al.*, 2017) ja imab hästi vett (Kriipsalu *et al.*, 2016), mistõttu aitab see hoida kompostisegu happesusparameetri madala, vältides sellega lämmastiku lendumist (Keskkonnaministeerium, 2005). Lisaks aitab turvas sette kompostimisel siduda niiskust (Liiv, 2019). Kompostimisel on tugiainaena kasutatud ka põlevkivituhka (Matsujeva, 2012; Vettik, 2012), mis muudab komposti aluseliseks, kuid aeglustab mikroorganismide tegevust (Keskkonnaministeerium, 2005; Kriipsalu *et al.*, 2016). Uurimustega on leitud, et kompostimisel on tugiainaena hea kasutada põhku (Haiba, 2017), sest see aitab tõsta kompostisegu temperatuuri (Liiv, 2019) ning happesusparameetrit (Manios *et al.*, 2003).

Toitainete sisaldus

Reoveesette kompost sisaldab lisaks süsinikule ja lämmastikule veel teisi toitaineid, mis on olulised taimede kasvuks, näiteks fosforit ja kaaliumi (Stürmer & Waltner, 2021). Fosfor on mikroorganismides protoplasma koostisosa ning kaalium reguleerib bakterirakkudes osmootselt rõhku (Sweeten, 2008). Mikroorganismid kasutavad süsinikku energia saamiseks ja kasvamiseks ning lämmastik on vajalik valkude sünteesiks ja paljunemiseks (Keskkonnaministerium, 2005). Soovitatav elementide vahekord C:N:P:K kompostisegus on 25:1:0,2:0,08 (Sweeten, 2008). Orgaanilise aine lagundamisel vabanenud mineraaloolad ning ammooniumioonid tõstavad komposti elektrijuhtivust. Kui orgaanilise aine lagunemine on suhteliselt madal, siis võib see olla tingitud reoveesetest, mis on eelnevalt metaankääritatud ning kus leidub vähe kergestilagundatavaid orgaanilisi ühendeid (Kulikowska, 2016). Elektrijuhtivuse langust võib aga põhjustada ammooniumi lendumine (Yang *et al.*, 2016). Kompostimisprotsessi lõpuks peaks segu elektrijuhtivus jääma alla 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Xue & Huang, 2013).

1.2.2 Mikroorganismide tähtsus kompostimisprotsessis

Mikroorganismid on maismaaökosüsteemides lagundajad. Nad soodustavad energiavoogu ja materjaliringet, säilitavad mulla ökosüsteemide struktuurset ja funktsionaalset stabiilsust ning varuvad maapealsele taimestikule toitaineid (He *et al.*, 2022). Neil on võtmeroll orgaanilise aine lagundamisel ja huumuse tekkimisel (Wolna-Maruwka *et al.*, 2009). Mikroorganismid tarbivad hapnikku ja lagundavad orgaanilist ainet, muutes selle lihtsamateks anorgaanilisteks ühenditeks, mis varustavad neid energiaga ning annavad materjali enda taastootmiseks (Chen, 2012).

Lisaks eelnevalt kirjeldatud teguritele iseloomustavad kompostimisprotsessi ka mikrobioloogilised näitajad. Biolagunemist iseloomustab mikroobse aktiivsuse suurenemine (Nikaeen *et al.*, 2015), stabiliseerumisprotsessile viitab aga aktiivsuse vähenemine, kui kergestilagundatavad ühendid on lagundatud (Banegas *et al.*, 2007). Mikroobsele biomassile on iseloomulikud komposti toitainete ringlus ning lagunemine (Arora *et al.*, 2019). Kui mikroobne biomass suureneb, siis suureneb ka biolagunemine (Nei *et al.*, 2014). Mikroobse biomassi langus iseloomustab mikroobide aktiivsuse vähenemist kompostimisprotsessis, mis viitab sellele, et kompost on muutumas küpseks ja stabiilseks (Zhang & Sun, 2016). Mikroobset biomassi võib pärssida turvas, mis on antimikroobsete omadustega (Pragi, 2021).

Kompostimisprotsessis osaleb mitmeid mikroorganisme. Erinevate uurimustega on tuvastatud rohkem kui paar tuhat bakteriliiki ning vähemalt 100 seeneliiki (Nozhevnikova *et al.*, 2019). Kompostimiseks vajavad mikroorganismid kindlaid

toiteelemente, näiteks süsinikku, lämmastikku, fosforit ja kaaliumi (Keskkonnaministeerium, 2005). Mikroorganismid lagundavad kompostimisel ligniini ja tselluloosi molekule. Mikroorganismide esinemist mõjutavad kompostimisel kompostisegude koostis ja temperatuurimuutused erinevates kompostimisprotsessi faasides. Efektiivsed mikroorganismid kontrollivad temperatuuri ja vähendavad patogeene kompostis, tootes kvaliteetsemat komposti (SI, 2016). Mikroorganismide tegevusega seotud temperatuurikäik on kompostimisprotsessi kulgemise indikaatoriks (Nozhevnikova *et al.*, 2019). Kompostimise alguses on mikroobide aktiivsus oluliselt suurem, mis põhjustab ka komposti sisetemperatuuri tõusu (Nemet *et al.*, 2021). Mikroobide kasvu võib kompostis peamiselt limiteerida lämmastiksisaldus (Keskkonnaministeerium, 2005). Mikroorganismide kooslus võib peegeldada kompostimisprotsessi arengut ja toimivust, olles komposti küpsuse näitaja (Haiba *et al.*, 2016). Hingamisaktiivsuse põhjal saab hinnata, milline on kompostimisprotsessi efektiivsus ning komposti küpsus (Ponsá *et al.*, 2009).

Erinevate uurimustega on kindlaks tehtud, et mikroorganismid aitavad võimendada lagunemisprotsessi (Leow *et al.*, 2018) ja suurendavad komposti toitainesisaldust (SI, 2016). Mikroorganismid on suutelised kompostimise käigus lagundama reoveesettes leiduvaid saasteaineid. Samas võib see põhjustada teiste ühendite tekkimist, mis akumulieruvad mullas ja on veel ohtlikumad kui algne saasteaine, näiteks ravimijäägid (Butkovskiy *et al.*, 2016). Toksiliste ainete kontsentratsiooni aitab vähendada tugiainete lisamine (Banegas *et al.*, 2007). Saasteainete eemaldamist mikroorganismidega nimetatakse süsteemseks bioprotsessiks, mille saab jagada kaheks faasiks: kiire eemaldamisprotsess adsorptsiooniga ja lagunemisprotsess (Shao *et al.*, 2017). Mikroorganismidest osalevad saasteainete lagundamisel enamasti bakterid, aga nende hulgas võib leiduda ka seeni (Keskkonnaministeerium, 2005).

1.3 Reoveesette kasutamine

Reoveesette kasutamine on nii Eestis kui ka mujal maailmas seadustega reguleeritud (Collivignarelli *et al.*, 2019). Eestis on see reguleeritud keskkonnaministri 31.07.2019 määrusega nr 29 (Keskkonnaministri määrus, 2019). Euroopa Liidus on kehtestatud piirnormid raskemetallidele ja patogeenidele, kuid ravimijääkidele veel mitte (Haiba *et al.*, 2016). Euroopa Liidu Nõukogu direktiiviga 86/278/EMÜ (1991) on lubatud reoveesette taaskasutamine, kui keskkonnaohutus on tagatud. Eestis on levinud reoveesette kompostimine ning selle hilisem kasutamine väetisena (Haiba *et al.*, 2016). Reoveesetest valmistatud kompost on hea väetis ja mulla omaduste parendaja, sest reoveesete sisaldab taimedele mitmeid vajalikke toitaineid (Ekane *et al.*, 2021; Stürmer

& Waltner, 2021). Siiski puuduvad Euroopa Liidus ühtsed nõuded sellele, milline peab olema komposti kvaliteet (Kriipsalu *et al.*, 2016). Lisaks sisaldavad reoveesete ja sellest valmistatud kompost kontrollimatul hulgal erinevaid orgaanilisi ühendeid (Lü *et al.*, 2021), mistõttu on nende kasutamine põllumajanduses rangelt reguleeritud (Keskkonnaministri määrus, 2019).

Reoveesete taaskasutamine on väga oluline, sest see on suhteliselt kõrge lämmastiku- ja fosforisisaldusega (Stürmer & Waltner, 2021). Reoveesete kandumisel maapinda suureneb mulla toitainete ja orgaanilise süsiniku sisaldus, mis suurendab mullaviljakust (Hoang *et al.*, 2022). Reoveesete komposti kasutatakse põllumajanduses väetisena, sest see sisaldab taimedele vajalikke aineid ning see aitab suurendada põllukultuuride tootlikkust (Kebibeche *et al.*, 2019). Näiteks Euroopa Liidu riikides toodetud reoveesetest 45% kasutatakse põllumajanduses (Dubey *et al.*, 2021). Kompostitud reoveesetet kasutatakse nii põllumajanduses ja haljastuses (Shao *et al.*, 2018) kui ka metsanduses ning mahajäetud kaevandusalade taastamisel (Haiba, 2017).

Erinevate uurimustega on kindlaks tehtud, et reoveesetet on võimalik kasutada ehitusmaterjalides ja põletamisel (Gao *et al.*, 2020; Świerczek *et al.*, 2018). Setet kasutatakse samuti nii energiaallikana kui ka biokütusena, sest sellel on kõrge kütteväärtus (Dubey *et al.*, 2021; Zhang *et al.*, 2022). Reoveesete anaeroobne käitlemine (biogaasi tootmine) vähendab oluliselt mitmeid keskkonnahäiringuid (näiteks haisu teket) ning toodetud biogaasi on võimalik kasutada energiatootmiseks (Keskkonnaministeerium, 2014).

Reoveesete ja sellest valmistatud kompost sisaldavad mitmeid kasulikke toitaineid (Kebibeche *et al.*, 2019), mis on olulised mulla viljakuse tõstmiseks (Hoang *et al.*, 2022). Lisaks on nendes ka ühendeid, mis võivad põhjustada negatiivseid tagajärgi nii keskkonnale kui ka inimestele (Guan *et al.*, 2017; Schowanek *et al.*, 2004). Näiteks reoveesete kompostiga väetatud põllumaalt saadud põllukultuuride tarvitamine võib tekitada tervise riske (Fu *et al.*, 2019). Suurimaid probleeme võivad põhjustada erinevad ravimid (Almeida *et al.*, 2021), mis pinnasesse sattumise korral võivad avaldada toksilist mõju mullaelustikule ning põhjustada mulla saastumist (Mejías *et al.*, 2021). On oluline leida viise, kuidas saaks vähendada selles potentsiaalselt heas väetises ohtlike orgaaniliste ühendite sisaldust (Haiba, 2017). Kompostimine on üks meetoditest, kuidas saab reoveesetest ja sellest valmistatud kompostis sisalduvaid orgaanilisi saasteaineid kiiremini lagundada (Haiba, 2017; Lillenberg, 2011; Lü *et al.*, 2021). Kompostimine võib vähendada settes esinevate ravimijääkide kandumist mulda ja sealt edasi taimedesse (Haiba *et al.*, 2018).

1.3.1 Saasteained reoveesettes

Uurimustega on aga kindlaks tehtud, et reoveesete ja sellest valmistatud kompost sisaldavad ohtlikke orgaanilisi ühendeid, näiteks erinevate ravimite jääke, patogeene ning raskemetalle (Ekane *et al.*, 2021; Haiba, 2017; Singh *et al.*, 2020). Osa ohtlike ühendite maksimaalne lubatud sisaldus on reguleeritud (Keskkonnaministri määrus, 2017), kuid ravimijääkide sisaldusele ei ole piirnorme kehtestatud. Reoveesettes on tuvastatud rohkem kui 300 ainet erinevatest ühendiklassidest ja võib eeldada, et neid esineb seal palju rohkemgi (Schowanek *et al.*, 2004). Sete võib sisaldada mikroobe, patogeene, orgaanilisi saasteaineid, PAH-e, ravimijääke ja raskemetalle (Devi & Saroha, 2017; Ekane *et al.*, 2021; Singh *et al.*, 2020; Zheng *et al.*, 2020). Euroopa Liidu Nõukogu direktiiviga 86/278/EMÜ (1986) on määratletud raskemetallide kontsentratsiooni piirmäärad nii reoveesettes kui ka pinnases ning sellega tahetakse soodustada reoveesete kasutamist põllumajanduses. Raskemetallidest võib reoveesete sisaldada, näiteks rauda, kroomi, mangaani, niklit, vaske, elavhõbe ja tsinki ning need elemendid piiravad sette kasutamist põllumajanduses, sest nende kuhjumine keskkonda on kahjulik (Kumar *et al.*, 2017). Suures koguses võivad need elemendid aeglustada mikroorganismide ja vihmausside elutegevust mullas (Keller *et al.*, 2017) ning mõjutada taimede ainevahetust ja pärssida põllukultuuride kasvu ja saagikust (Prasad *et al.*, 2021).

Ravimite pidev tootmine, tarbimine ja kättesaadavus kasvab iga aastaga üha enam (Deng *et al.*, 2019; Gworek *et al.*, 2021). Hinnanguliselt tarbib iga inimene aastas 15 grammi ravimeid (Chen *et al.*, 2017). Arvestades rahvastiku arvu kasvu maailmas, võib öelda, et ravimite ülejääkidest on saanud globaalprobleem (Almeida *et al.*, 2021; Lü *et al.*, 2021), mis põhjustab erinevate orgaaniliste ühendite sattumist keskkonda (Deng *et al.*, 2019). Selleks, et ravimijääke tõhusalt lagundada, on viidud läbi mitmeid eksperimentaalseid uurimustöid, mille eesmärk on optimeerida reoveesete kompostimise tehnoloogiaid (Haiba *et al.*, 2022; Kipper *et al.*, 2010). Töötlemata või osaliselt lagunenu saasteainete sattumine keskkonda avaldab negatiivset mõju kõikidele sealsetele organismidele (Bilal *et al.*, 2020). Lisaks võivad ravimijäägid kanduda ka pinnasesse ja setetesse (Haiba & Nei, 2017). Farmatseutilisi ühendeid on leitud nii heitvees, pinnavees kui ka põhjavees (Haiba *et al.*, 2016), aga ka joogiveest (Haiba & Nei, 2017). Mitmed ravimite jäägid on keskkonnas püsivad ning tihtipeale jäävad nende kontsentratsioonid vahemikku ng/L kuni mg/L vees ja ng/kg kuni mg/kg pinnases (Haiba & Nei, 2017). Dalahmeh *et al.* (2022) ja Sadeh *et al.* (2014) uurimustes on kindlaks tehtud, et peale reoveesete kompostimist ravimite kontsentratsioonid vähenevad, kuid nende esinemine on pinnases tuvastatav.

Ravimijäägid võivad laguneda nii reovee bioloogilisel puhastamisel, veereservuaarides kui ka pinnases, mistõttu väheneb nende kahjulik mõju keskkonnale (Gworek *et al.*, 2021). Ravimijäägid võivad muuta reoveesette komposti keskkonnaohtlikuks, sest kompostiga väetamisel võivad need saasteained sattuda maapinda (Ekane *et al.*, 2021). Erinevate uurimustega on välja selgitatud, et pinnasest võivad need üle kanduda põllukultuuridesse ning ka inimorganismi, kahjustades inimese tervist (Ekane *et al.*, 2021; Kipper *et al.*, 2010). Ravimijääkide lagunemine reoveesette kompostis sõltub kompostisegu koostisest (Haiba *et al.*, 2016) ja rakendatavast kompostimistehnoloogiast (Haiba & Nei, 2017).

Mitmete uuringutega on aga tõestatud, et reoveepuhastusega ei eemaldu täielikult mõned ravimid ja hügieenitooted ning need ei lagune ka keskkonnas (Bilal *et al.*, 2020; Haiba *et al.*, 2016). Reoveepuhastitest on võimalik eemaldada erinevate puhastusprotsessidega umbes 32 – 35% sealsetest ravimijääkidest (Bhattacharya *et al.*, 2020). Bioloogilise puhastusega saab eemaldada reoveest umbes 50% saasteainetest (Tian *et al.*, 2019). Ravimijääkide sattumisel keskkonda võib see mõjutada mikroorganismide tegevust (Kim & Aga, 2007; Singh *et al.*, 2020), näiteks toitainete regenereerimist (Haiba, 2017) ning taimede kasvu ja arengut (Haiba *et al.*, 2016; Prasad *et al.*, 2021). Erinevad ravimid akumuluvad erineval määral taimede maa-alustes või mullapealsetes osades, eelkõige kogunevad need taimede maa-alustesse osadesse, mistõttu kasutatakse reoveesetet ning selle komposti sagedamini teraviljapõldude väetamisel (Nei *et al.*, 2020). Kui aga reoveesete satub pinnasesse, võib see tekitada muutusi pinnase füüsikalises-keemilistes ning bioloogilistes omadustes (Singh & Agrawal, 2008). Saasteained, mida reoveesete sisaldab, võivad olla negatiivse mõjuga erinevatele ökosüsteemidele (Singh *et al.*, 2020), lisaks ka inimese tervisele (Guan *et al.*, 2017). Näiteks võib nikkel põhjustada allergiad, vähki, südame-veresoonkonna ja neeruhaigused (Genchi *et al.*, 2020). Kaadmiumi kogunemine toiduahelasse võib põhjustada kroonilisi neeru-, kopsu-, südame-veresoonkonna ja luu-lihaskonna haigusi (Hayat *et al.*, 2019).

Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledžis läbiviidud uuringud näitavad, et paljude ravimijääkide lagunemise efektiivsus sõltub kasutatavast kompostimistehnoloogiast (Haiba & Nei, 2017; Keskkonnaministeerium, 2005). Ühtlasi on jõutud järeldusele, et Eestis laialdast kasutamist leidnud reoveesette käitlemise tehnoloogia ei taga kompostimisprotsessi efektiivset toimimist (Bilal *et al.*, 2020; Haiba *et al.*, 2016; Haiba, 2017) ning kuna senised lahendused osutusid praktikute jaoks kõrge hinna tõttu vastuvõetamatuteks, siis sellest tulenes vajadus vastavasuunalisi uuringuid jätkata.

2. MATERJAL JA METOODIKA

2.1 Katse kirjeldus

Katsetingimused töötati välja Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledži keemialaboris. Katse läbiviimiseks kasutati metaankääritatud ja tsentrifuugitud reoveesetet, mis toodi AS Tartu Veevärk reoveepuhastusjaamast. Turvas pärines ettevõttest AS Tootsi Turvas, mis asub Ida-Virumaal Konsu külas Puhatu rabas. Tugimaterjalina kasutati ka saepuru ja luhaheina. Saepuru telliti ettevõttest Tapvei Estonia OÜ ja luhahein toodi Alam-Pedja lamminiidult.

Valmistati neli erinevat segu kahes korduses, kokku kaheksa kompostitavat segu (edaspidi „kompostisegu“). Kõikides anumates oli põhikoostisosaks reoveesete ja lisaks ka turvas, kuid vähendatud mahus võrreldes näiteks Tartu Veevärgi praktikaga (sete+turvas 1:1). Kompostisegude koostised ja segude materjalide mahulised vahekorrad on välja toodud tabelis 1. Segudes kasutatavad vahekorrad valiti tuginedes kirjandusele (Banegas *et al.*, 2007; Haiba *et al.*, 2017; Matsujeva, 2012; Nei, 2021; Ojala, 2016; Pragi, 2021; Vettik, 2012).

Tabel 1. Kompostitavate segude koostised

Segu koostis	Reoveesete	Tugi- materjal	Lisand	Segu materjalide mahuline vahekord
Sete+turvas+ saepuru (1:0,6:0,6)	Metaankääritatud	Turvas	Saepuru	1 : 0,6 : 0,6
Sete+turvas+ luhahein (0,8:0,2:0,8)	Metaankääritatud	Turvas	Luhahein	0,8 : 0,2 : 0,8
Sete+turvas+ luhahein (1:0,4:0,8(1))	Metaankääritatud	Turvas	Luhahein	1 : 0,4 : 0,8(1)*
Sete+turvas+ luhahein (1:1:1)	Metaankääritatud	Turvas	Luhahein	1 : 1 : 1

* kahe nädala möödudes lisati juurde luhaheina

Katsete jaoks kasutati 60-liitriseid plastikanumaid. Selleks, et vähendada soojuskadu, soojustati anumad külgedelt 5 cm paksuse ISOVER 24 klaasvillaga. Plastanumade alla pandi 2,5 cm paksune ning peale 5 cm paksune vahtplast EPS 100. Anumate kaantele tehti kolm õhuava, mis olid 5 cm läbimõõduga.

2.2 Proovide võtmine

Proovide võtmise metoodikale võeti aluseks varasemalt teostatud tööd (Haiba, 2017; Pragi, 2021; Nei, 2021). Katse käigus määrati kompostisegude üldparameetrid (komposti sisetemperatuur, pH, elektrijuhtivus, kuivainesisaldus), keemilised parameetrid (orgaanilise aine, lämmastiku- ja süsinikusisaldus) ning mikrobioloogilised parameetrid (hingamiseaktiivsus, mikroobne biomass). Komposti sisetemperatuuri jälgiti igapäevaselt, pH-d ja elektijuhtivust mõõdeti iganädalaselt ning kuivainesisaldust määrati paar korda nädalas. Keemiliste parameetrite ja mikrobioloogiliste parameetrite proovid võeti kolmel korral katse perioodi jooksul.

Enne proovide võtmist segati kompostisegused, et tagada hapnikutase ning muuta segu struktuur ühtlasemaks. Selleks, et proovi materjal oleks võimalikult ühtlane, võeti proovideks vajalikud kogused materjali kompostianumate erinevatest kohtadest. Kompostisegude piisava õhutamise tagamiseks segati kompostisegused perioodiliselt. Andmete analüüsimise jaoks kasutati programmi Microsoft Office Excel.

2.3 Üldparameetrite määramine

Üldparameetrite määramisel lähtuti varasemalt tehtud tööde tulemustest (Haiba, 2017; Pragi, 2021), mille põhjal saaks teha võrdluseid. Üldparameetreid mõõdeti kogu katse jooksul.

Komposti sisetemperatuur

Komposti sisetemperatuuri mõõdeti ja jälgiti segudes olevate elavhõbeda termomeetritega igapäevaselt. Samasuguseid termomeetreid kasutati ka ruumi temperatuuri määramiseks.

Elektrijuhtivus ja happesusparameeter

Kompostisegude elektrijuhtivuse ja happesusparameetri määramiseks võeti erinevatest kohtadest igast kompostisegust viis grammi materjali kolbidesse. Kolbidele lisati 25 ml destilleeritud vett, misjärel suleti need korkidega ning jäeti 24 tunniks toatemperatuurile seisma. Järgmisel päeval mõõdeti segude pH ja elektrijuhtivus samadest kolbidest,

millest iga kompostisegu kohta tehti kaks kordust. Kompostisegude pH määramiseks kasutati multimeetrit *WTW Multi 340i* elektroodiga *SenTix 41*. Elektrijuhtivus mõõdeti multimeetriga *WTW Multi 340i* elektroodiga *TetraCon 325*. Enne tulemuste saamist ning mõõtmist kalibreeriti pH ja elektrijuhtivuse elektroodid vastava kalibreerimislahusega. Elektrijuhtivust ja pH-d mõõdeti korra nädalas kogu katse vältel.

Kuivainesisaldus

Kompostisegude kuivainesisalduse määramiseks kasutati massikao meetodit. Selleks kaaluti esmalt tühjad tiiglid, kuhu seejärel võeti ja kaaluti igast kompostisegust erinevatest kohtadest proovid. Tiiglid kaaluti koos proovidega, kus kogumass jäi vahemikku 70 – 90 grammi. Proovidega tiiglid asetati kuivatuskappi Memmert 100–800, kuhu proovid jäeti kuivama 24 tunniks 105°C juurde. Järgmisel päeval kaaluti tiigel koos prooviga uuesti, misjärel arvutati segude kuivaine protsent. Katse jooksul jäi segude niiskusesisaldus vahemikku 65 – 80% segu veemahutavusest. Kompostisegude kuivainesisaldust mõõdeti iga 3 – 4 päeva tagant katse jooksul.

Kompostisegude kuivaine sisalduse määramiseks kasutati valemeid 1.1 ja 1.2 (Pragi, 2021):

$$N = \frac{p-a}{p} \times 100, \quad (1.1)$$

$$KA = 100 - N, \quad (1.2)$$

- kus N – proovi niiskusesisaldus, %;
KA – proovi kuivainesisaldus, %;
p – proovi mass enne kuivatamist, g;
a – proovi mass pärast kuivatamist, g.

2.4 Keemiliste parameetrite määramine

Keemiliste parameetrite määramiseks võeti igast kompostisegust kokku 100 grammi segu erinevatest kohtadest. Ettevalmistamata proovid saadeti Eesti Maaülikooli Mullateaduse ja agrokeemia osakonna laborisse, kus määrati kõikidest erinevatest proovidest kolmes korduses orgaanilise aine, süsiniku- ja lämmastikusisaldus. Keemilisi parameetreid määrati kolm korda katse jooksul.

2.5 Mikrobioloogiliste parameetrite määramine

Mikrobioloogiliste parameetrite määramiseks võeti igast kompostisegust erinevatest kohtadest materjali, mille kogumass oli 450 – 500 grammi. Analüüside teostamiseks võeti võetud proove õhukindlates kottides külmikus (temperatuuril 4°C).

Hingamisaktiivsus

Hapnikutarbe määramiseks kasutati OxiTop® manomeetrilist mõõtmisüsteemi. Selleks võeti igast kompostisegust kaks 100-grammist proovi, mis pandi mõõtmisanumatesse (mahuga üks liiter), kus absorbendina kasutati natroonlupja. Seejärel need suleti klambritega ning mõõtepead monteeriti külge. Võetud proovid pandi 96 tunniks 25°C juurde. Selle aja jooksul fikseerisid mõõtepead rõhu vähenemise, mis oli tingitud hapniku tarbimisest. ACHAT OC tarkvaraga kanti andmed arvutisse, kus analüüsimiseks kasutati ka Microsoft Office Exceli programmi. Hingamisaktiivsust mõõdeti kolm korda katse jooksul.

Hapnikutarve arvutati, kasutades järgmist valemit 2.1:

$$BA = \frac{M_{r(O_2)}}{R \times T} \times \frac{V_{\text{õhk}}}{M_{Bt}} \times \Delta p, \quad (2.1)$$

- kus
- BA – hapnikutarve, mg O₂/kg KA;
 - M_r(O₂) – hapniku molaarmass, 32 000 mg/mol;
 - V_{õhk} – õhu ruumala mõõtmisanumas, liitrites (L);
 - R – universaalne gaasikonstant, 83,14 L × mbar/mol × K;
 - T – mõõtmistemperatuur, kelvinites (K);
 - m_{Bt} – kuivaine mass mõõtmisüsteemis, kg KA;
 - Δp – rõhu langus mõõtmisüsteemis, mbar (1 mbar = 1hPa).

Mikroobne biomass

Mikroobide biomassi hinnati substraat-indutseeritud hingamisaktiivsuse (SIR) kaudu. Substraat-indutseeritud tähendab, et võetud proovile lisatakse lihtsasti lagundatavat ainet (glükoosi), mida mikroorganismid kiiresti kasutama hakkavad. Glükoosi lisamine aitab mikroobidel aktiveeruda, misjärel toimub ka hingamine. Mikroobse biomassi määramiseks kaaluti igast kompostisegust 110 grammi komposti, millest tehti kaks kordust. Proovid pandi mõõteanumatesse (mahuga üks liiter), kuhu igasse anumasse lisati 0,25 grammi glükoosi, misjärel segati proovid korralikult. Mõõteanumad suleti klambritega ja mõõtepead monteeriti külge. Proovid pandi 24 tunniks 22°C juurde.

Saadud tulemused kanti arvutisse ning analüüsimiseks kasutati programmi Microsoft Office Excel. Mikroobset biomassi mõõdeti kolm korda katse jooksul.

Mikroobide biomassi süsinikusisalduse arvutamiseks kasutati valemit 3.1:

$$SIR = BA \times 28 \quad (3.1)$$

kus SIR - mikroobne biomass, mg biomass C/g KA;
BA - hapnikutarve, mg O₂/kg KA.

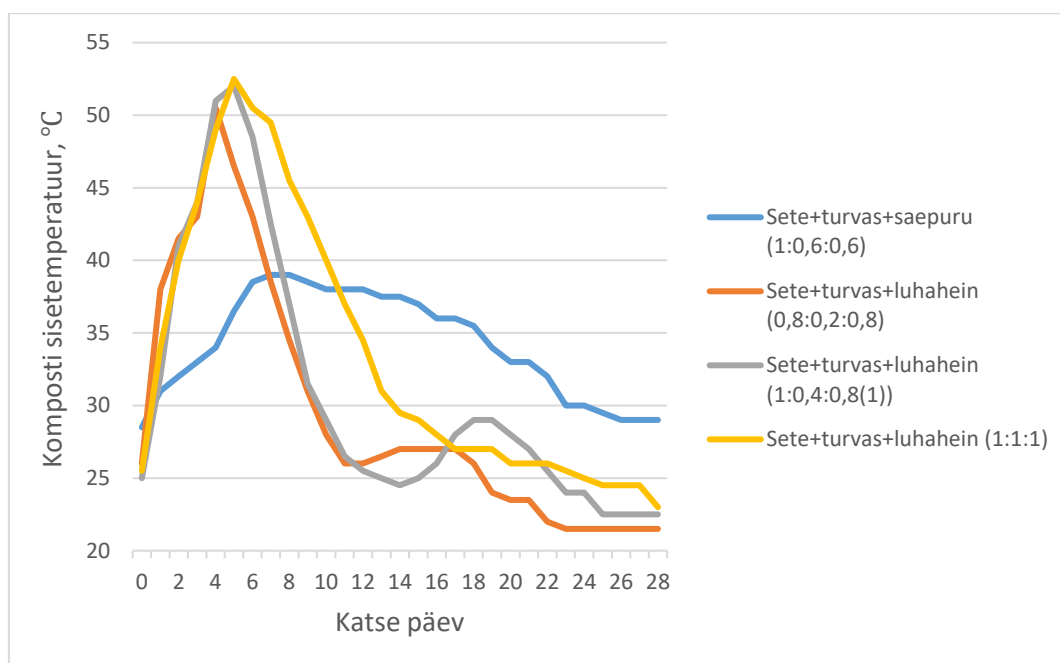
3. TULEMUSED JA ARUTELU

3.1 Proovide üldparameetrid

Käesolev peatükk kirjeldab eksperimentaalselt saadud proovide üldparameetrite tulemusi. Jooniste puhul tuleb silmas pida, et graafikute y-telgede väärtused ei alga nullist. Graafikute x-telg näitab katse päevi, millal erinevad parameetrid mõõdeti.

Komposti sisetemperatuur

Kompostisegude sisetemperatuuri mõõdeti kraadiklaasidega igapäevaselt kogu katse jooksul. Katsest saadud temperatuuride tulemused on esitatud joonisel 1.



Joonis 1. Kompostisegude sisetemperatuur

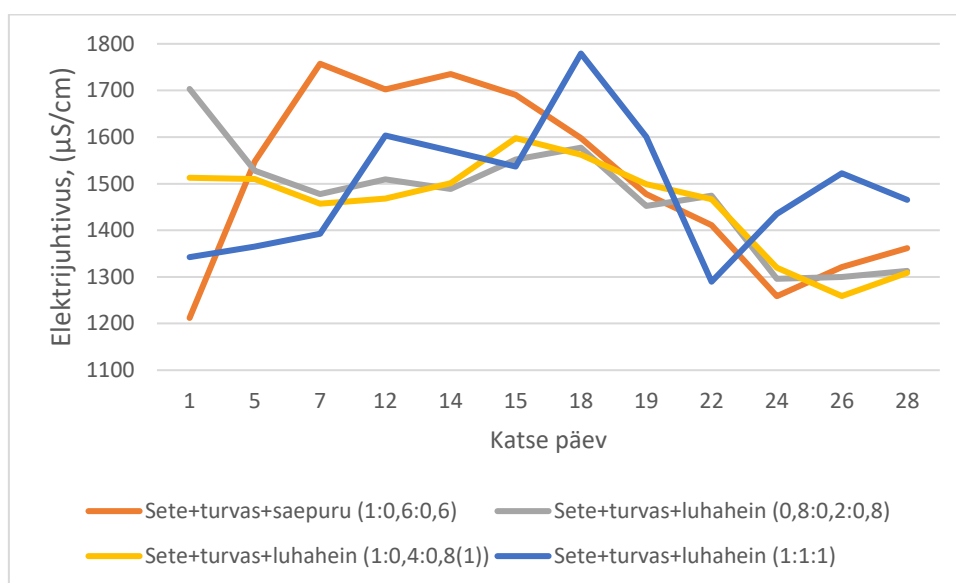
Joonis 1 näitab katse jooksul mõõdetud kompostisegude sisetemperatuuri (keskmiselt $32,4 \pm 0,7^\circ\text{C}$). Luhaheinaga tehtud segude sisetemperatuurid olid keskmiselt $31,7 \pm 1,0^\circ\text{C}$. Saadud tulemused näitasid, et katse alguses tõusis kuue päevaga temperatuur luhaheinaga segudes kiiremini ja kõrgemale (ulatudes $52,5 \pm 1,7^\circ\text{C}$ -ni). Kompostimise algfaasile on iseloomulik temperatuuri tõus, mis näitab kergesti lagundavate orgaaniliste ühendite mineraliseerumist, millega vabaneb palju soojust (Kulikowska, 2016). Samuti on kompostimisprotsessi alguses mikroobide elutegevus suurem, mistõttu on ka komposti sisetemperatuuri kõrgem (Nemet *et al.*, 2021). Kirjanduse andmetel on kompostimisprotsessi efektiivseks toimimiseks oluline, et temperatuur püsiks $45 - 55^\circ\text{C}$ vahemikus (Banegas *et al.*, 2007; Kriipsalu *et al.*, 2016).

Selles vahemikus püsisid luhaheinaga kompostisegude temperatuurid 5. – 6. katse päeval. Ühe valmistatud segu sisetemperatuur tegi väikse tõusu katse keskel, kui segusse lisati juurde luhaheina, mis näitab, et kompostimisprotsess käivitus lisatud materjaliga. Temperatuuri tõusu põhjustavad mikroorganismid, kes lagundavad orgaanilise aine keerulisi molekule lihtsamateks, vabastades selle käigus soojust (Sweeten, 2008). Sille Pragi (2021) magistritöö katse tulemusena tõusis segu sete+turvas (1:1) temperatuur kuni 36°C-ni, millest järeldati, et see ei ole piisav, et seal saaksid ravimijäägid efektiivselt laguneda. Sade*et al.* (2014) on kindlaks teinud, et erinevate ravimijääkide lagunemiseks on oluline, et kompostimise ajal temperatuur tõuseks. Mida kõrgem on temperatuur, seda paremini lagunevad ka sealsed saasteained, näiteks ravimijäägid.

Seevastu segu sete+turvas+saepuru (1:0,6;0,6) oli kogu katse vältel suhteliselt ühtlase ja stabiilse temperatuuriga (keskmiselt 34,7±0,7°C), mistõttu ei tekkinud ka tüüpilist komposti sisetemperatuuri graafikut. Kompostimisprotsessis võib kompostisegu temperatuur jääda madalaks, kui seal on suures koguses raskesti lagundatavaid aineid, näiteks ligniini (Kulikowska, 2016). Katse lõpuks saavutasid kõik kompostisegud stabiilse sisetemperatuuri (keskmiselt 30,8±0,7°C).

Elektrijuhtivus

Katse vältel mõõdeti kompostisegude elektrijuhtivust ühe korra nädala jooksul. Saadud tulemusi kirjeldab joonis 2.



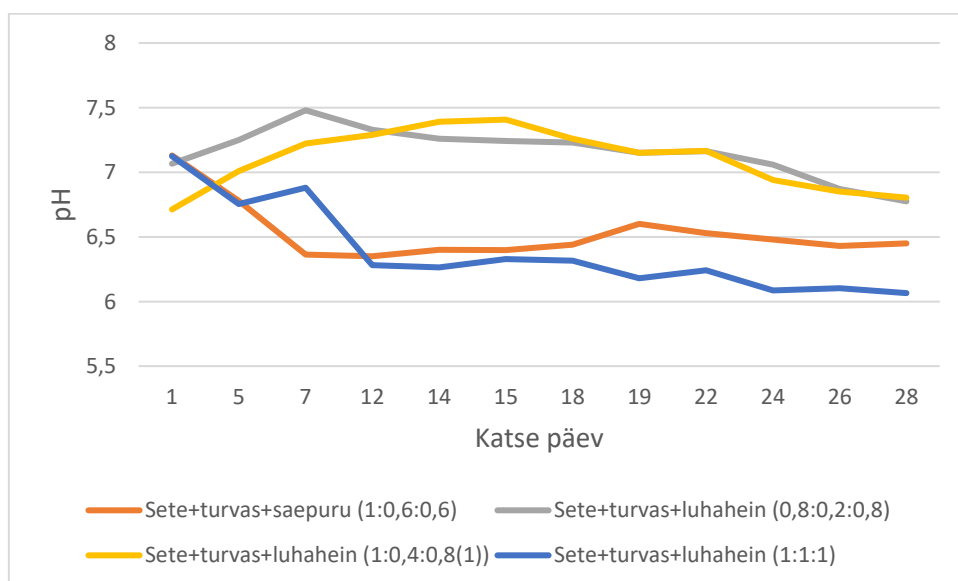
Joonis 2. Kompostisegude elektrijuhtivus

Joonis 2 kirjeldab katse jooksul mõõdetud kompostisegude elektrijuhtivust (keskmiselt $1481 \pm 40 \mu\text{S/cm}$). Tulemuste põhjal saab öelda, et katse alguses on luhheinaga segude elektrijuhtivus suurem (keskmiselt $1520 \pm 35 \mu\text{S/cm}$) kui luhheinata segul. Samuti on jooniselt näha, et luhheinaga segude elektrijuhtivus kõigub rohkem kui luhheinata segu. Elektrijuhtivuse kõikumised võivad olla põhjustatud mõõtmisveast, sest katse lõpuks teised üldparameetrid (temperatuur, pH, kuivainesisaldus) stabiliseerusid peale elektrijuhtivuse. Luhheinaga segude elektrijuhtivus oli katse vältel keskmiselt $1473 \pm 35 \mu\text{S/cm}$.

Segu, mis koosnes settest, turbast ja saepurust, puhul võis täheldada aga tõusvat trendi katse alguses. Kontrollsegu elektrijuhtivuse tõusu saab seletada sellega, et elektrijuhtivus suurenes, kui orgaanilise aine lagundamisel vabanesid mineraaloolad ja ammooniumi ioonid (Yang *et al.*, 2016). Hiljem järgnes aga kahanev tendents, mille võis põhjustada ammooniumi lendumine (Yang *et al.*, 2016) Luhheinata segu elektrijuhtivus oli katse jooksul keskmiselt $1506 \pm 56 \mu\text{S/cm}$. Xue & Huang (2013) uurimuses selgus, et kui kompostisegude reoveesette elektrijuhtivus on kõrge, siis see võib pärssida mikroobset biomassi ja hingamisaktiivsust ning kompostimisprotsessi lõpuks võiks segude elektrijuhtivus jääda alla $2500 \mu\text{S/cm}$. Katse lõpuks see tingimus saavutati, sest kompostisegude elektrijuhtivused olid keskmiselt $1362 \pm 35 \mu\text{S/cm}$.

Happesusparameeter

Kompostisegude happesusparameetrit mõõdeti katse jooksul iga nädal ühe korra. Saadud tulemused on esitatud joonisel 3.



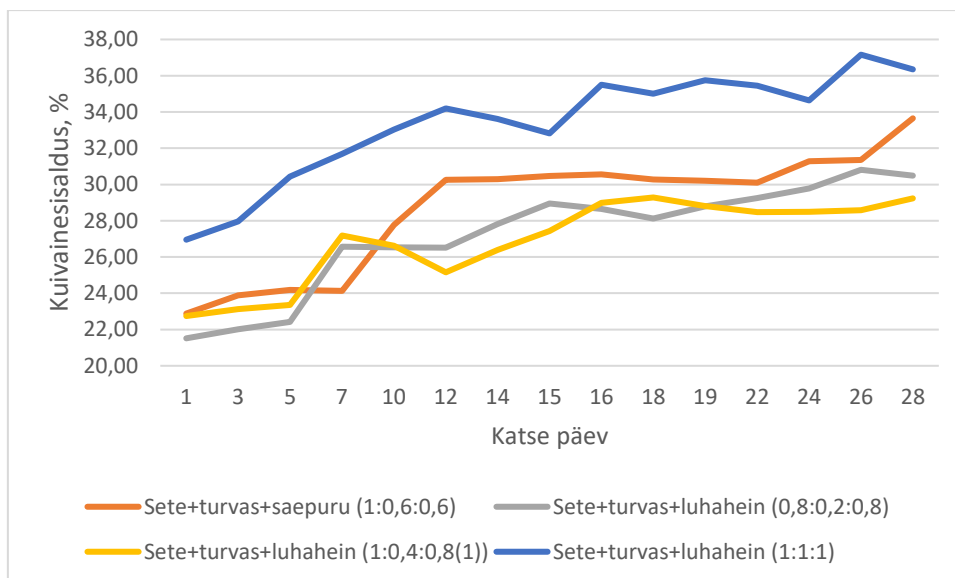
Joonis 3. Kompostisegude pH

Joonis 3 näitab selle katse jooksul mõõdetud kompostisegude happesusparameetreid, mis olid keskmiselt $6,8 \pm 0,1$. Luhaheinaga segude pH oli katse vältel keskmiselt $6,9 \pm 0,1$. See tulemus jääb soodsasse pH vahemikku 6,5 – 7,2 (Sweeten, 2008). Kui pH satub sellest vahemikust väljapoole, muutub biolagunemise kiirus aeglasemaks (Keskkonnaministeerium, 2005). Segude sete+turvas+luhahein (0,8:0,2:0,8) ja sete+turvas+luhahein (1:0,4:0,8(1)) happesusparameetrid oli katse keskel paar päeva soovitatavast vahemikus väljaspool. Segu sete+turvas+luhahein (1:0,4:0,8(1)) pH katse keskel tõusis, sest sinna lisati juurde luhaheina, mis tõstab komposti happesusparameetrit (Manios *et al.*, 2003). Üldiselt käitusid katse jooksul nende segude happesusparameetrid sarnaselt. Seevastu oli segu sete+turvas+luhahein (1:1:1) pH katse jooksul tunduvalt madalam (keskmiselt $6,4 \pm 0,1$) kui teiste luhaheinaga tehtud segude puhul. Seda saab seletada sellega, et sealse segu koostises oli 2,5 – 5 korda rohkem turvast, mis muudab keskkonna happelisemaks (Naafs *et al.*, 2017). Madala happesusparameetriga saab vältida ka lämmastiku lendumist, mis juhtub siis, kui kompostisegu pH on suurem kui kaheksa ning lämmastik hakkab eralduma erinevate gaasiliste ühenditena (Keskkonnaministeerium, 2005).

Segu sete+turvas+saepuru (1:0,6:0,6) happesusparameeter muutus ühtlasemaks kiiremini kui luhaheinaga tehtud segude puhul. Katse jooksul oli selle segu pH keskmiselt $6,5 \pm 0,1$. Luhaheinata segu pH oli katse alguses nõrgalt aluseline ($7,1 \pm 0,1$) ning see liikus kahanevas trendis, mis on tavaline igas kompostimisprotsessis (Kriipsalu *et al.*, 2016). Langeva tendentsi põhjuseks on kiire orgaaniliste ainete lagundamine kompostimisprotsessi algfaasis, mistõttu orgaanilised happed akumulatsioonid. Lisaks kasutavad mikroorganismid oma elutegevuses ammooniumioone, mis muudab samuti pH happelisemaks (Nakasaka *et al.*, 2009). Madala pH põhjusteks võivad olla nii kompostisegude madal sisetemperatuur kui ka aeglane mikroorganismide elutegevus (Rastogi *et al.*, 2020). Lisaks tõestas Mollazadeh *et al.* (2014) oma uurimusega, et kompostisegule saepuru lisamine vähendab lõpliku segu pH taset. Selle segu happesusparameeter oli katse lõpuks keskmiselt $6,5 \pm 0,1$. Katse lõpuks olid kõikide segude happesusparameetrid alla seitsme ehk nõrgalt happelised ($6,5 \pm 0,1$), mis on tingitud sellest, et kompostisegude valmistamisel kasutati turvast ning saepuru.

Kuivainesisaldus

Katse vältel mõõdeti kompostisegude kuivainesisaldust iga 3 – 4 päeva tagant. Saadud tulemusi illustreerib joonis 4.



Joonis 4. Kompostisegude kuivainesisaldus

Analüüsidest katse üldparameetrite tulemusi saab teha järelduse, et kõikide kompostisegude niiskussisalduse trendid on sarnased (Joonis 4). Saadud kuivainesisaldustest selgub, et kõikide kompostisegude keskmine niiskussisaldus katse jooksul oli $70,9 \pm 0,8\%$, mis on väljaspool soovitatavat vahemikku 40 – 60% (Sweeten, 2008). Nii katse alguses kui ka katse lõpus oli kõige suurem niiskussisaldus segu koostisega sete+turvas+luhahein (1:1:1) (keskmiselt $66,6 \pm 0,8\%$). Seda võib seletada sellega, et selle segu koostises oli kõige rohkem turvast, mis aitab sette kompostimisel siduda niiskust (Keskkonnaministerium, 2005). Kõrget niiskussisaldust võis tekitada ka reoveesete (Gao *et al.*, 2020; Mollazadeh *et al.*, 2014; Zheng *et al.*, 2020), mistõttu tuleb kompostimisel juurde lisada kuiva tugiainet, et reguleerida niiskuse taset ja saavutada optimaalne süsiniku ja lämmastiku suhe (Iqbal *et al.*, 2010; Kebibeche *et al.*, 2019). Seetõttu lisati tugiainena segudesse turvast, sest see imab hästi vett (Kriipsalu *et al.*, 2016).

Seevastu kontrollsegu ja teised luhaheinaga tehtud segude niiskussisaldus katse jooksul oli keskmiselt $72,4 \pm 0,7\%$. Kompostisegu niiskust saab reguleerida, kui sinna lisada vett või kuiva tugiainet (Trémier *et al.*, 2009). Segule sete+turvas+luhahein (1:0,4:0,8(1)) lisati katse keskel juurde luhaheina, mistõttu selle niiskussisaldus vähenes 3 – 4% võrra. Samas selle kompostisegu sisetemperatuur ja happesusparameeter tõusid (Kulikowska, 2016; Manios *et al.*, 2003). Lisaniisutamine ei olnud katse jooksul aga vajalik, sest kompostisegude niiskussisaldused ei langenud märkimisväärselt (Keskkonnaministerium, 2005) ning olid parajalt niisked selleks, et mikroorganismide tegevus ei oleks takistatud (Kriipsalu *et al.*, 2016). Samas, kui kompost muutub liigniiskeks, siis vesi tõrjub pooridest õhu välja ning muudab protsessi anaeroobseks

(Kriipsalu *et al.*, 2016). Kompostimisprotsessi lõpuks on komposti soovitatav veesisaldus ligikaudu 20 – 30% (Sweeten, 2008), kuid katse lõpuks seda ei saavutatud, sest kõikide kompostisegude niiskussisaldus oli keskmiselt $67,6 \pm 0,8\%$.

3.2 Proovide keemilised parameetrid

Kompostisegude keemiliste parameetrite muutuste alusel saab järeldada, milline on kompostimisprotsessi efektiivsus ja komposti küpsus (Haiba *et al.*, 2016; Ponsá *et al.*, 2009). Kompostisegude keemilisi parameetreid mõõdeti katse jooksul kolmel korral. Analüüsid teostati kolmes korduses ja saadud tulemused keskmistati. Saadud tulemused on esitatud tabelis 2. Uuritavad elemendid olid lämmastik, süsinik ja orgaaniline aine. Lisaks on tabelis 2 välja toodud ka süsiniku ja lämmastiku suhe.

Tabel 2. Kompostisegude keemilised parameetrid, OA – orgaaniline aine

Segu koostis	Proovivõtmise aeg	Määratud parameetrid			C/N suhe
		C (%)	N (%)	OA (%)	
Sete+turvas +saepuru (1:0,6:0,6)	Katse algus	41,5±0,6	2,3±0,2	85,2±1,6	18,2±2,0
	1. nädal	39,9±0,2	2,6±0,1	82,5±0,5	15,2±0,3
	1. kuu	39,4±0,2	2,7±0,1	80,0±0,3	14,5±0,4
	Muutus	-2,3	0,4	-5,2	-3,7
Sete+turvas +luhahein (0,8:0,2:0,8)	Katse algus	37,9±0,4	3,5±0,1	78,6±1,1	10,8±0,5
	1. nädal	33,0±0,3	4,1±0,1	70,2±0,6	8,1±0,2
	1. kuu	32,5±0,1	4,2±0,0	69,5±0,2	7,7±0,0
	Muutus	-5,4	0,7	-9,1	-3,1
Sete+turvas +luhahein (1:0,4:0,8(1))	Katse algus	38,0±0,3	3,6±0,1	77,9±0,3	10,5±0,3
	1. nädal	34,9±0,1	3,9±0,0	73,9±0,1	8,9±0,0
	1. kuu	34,3±0,1	4,0±0,0	73,3±0,1	8,5±0,0
	Muutus	-3,7	0,4	-4,6	-2,0
Sete+turvas +luhahein (1:1:1)	Katse algus	35,9±0,5	3,5±0,0	79,5±0,2	10,3±0,1
	1. nädal	37,1±0,3	3,6±0,0	77,8±0,2	10,4±0,1
	1. kuu	33,7±0,6	3,4±0,0	77,6±0,3	9,9±0,2
	Muutus	-2,2	-0,1	-1,9	-0,4

Tabelist 2 selgub, et katse jooksul võib kõikides segudes täheldada süsiniku sisalduse vähenemist ($-3,4 \pm 0,3\%$). Suurima süsiniku sisalduse langusega oli segu sete+turvas+luhahein (0,8:0,2:0,8). Saab seletada sellega, et kompostimisprotsessile on iseloomulik süsiniku sisalduse vähenemine (Kriipsalu *et al.*, 2016). Katse jooksul oli

kõige suurem süsiniku sisaldus segus sete+turvas+saepuru (1:0,6:0,6), sest saepuru on väga süsinikurikas materjal (Banegas *et al.*, 2007; Haiba, 2017). Katse lõpuks oli segude keskmine süsiniku sisaldus $35,0 \pm 0,2$. Seetõttu oli seal ka kõige parem C/N suhe, mis jäi nii katse alguses kui ka katse lõpus optimaalsesse vahemikku (Kriipsalu *et al.*, 2016). Võrreldes süsiniku sisalduse langusega näitas kõigides segudes lämmastiku sisaldus nõrka suurenemise trendi ($0,5 \pm 0,1\%$) või minimaalsel hulgal langust ($-0,1 \pm 0,0\%$). Seda võisid põhjustada mikroorganismid, kellel on lämmastik vajalik valkude sünteesiks ja paljunemiseks (Keskkonnaministeerium, 2005). Katse lõpuks oli lämmastiku sisaldus kompostisegudes keskmiselt $3,6 \pm 0,0$.

Katse jooksul vähenes orgaanilise aine sisaldus kõikides kompostisegudes ($-5,2 \pm 0,5\%$). Kõige suurem orgaanilise aine sisalduse langus oli segus sete+turvas+luhahein ($0,8:0,2:0,8$), kus orgaaniline aine vähenes 9,1%. See tähendab, et seal segus orgaanilise aine lagundamisel vabanes kõige enam mineraalsooli ning ammooniumi ioone (Yang *et al.*, 2016). Kõige väiksem orgaanilise aine vähenemine oli segus sete+turvas+luhahein (1:1:1), kus selle vähenemine oli suhteliselt madal ($-1,9\%$). Madal orgaanilise aine langus võib olla tingitud sellest, et reoveesete oli eelnevalt metaankääritatud ning see sisaldas vähe kergestilagundatavaid orgaanilisi ühendeid (Kulikowska, 2016). Kirjanduse andmetel orgaanilise aine lagunemine aeglustub, kui kompost sisaldab liialt niiskust (Astover *et al.*, 2012). Katse jooksul oli selle segu niiskussisaldus suurem kui 60%, mis ei ole kompostimisel soovitatav vahemik (Sweeten, 2008). Seetõttu võib ka järeldada, et see on põhjus, miks seal segus on orgaanilise aine langus kõige väiksem. Katse lõpuks oli keskmine orgaanilise aine sisaldus kompostisegudes $75,0 \pm 0,2$.

Katse lõpuks vähenes kõikides segudes süsiniku lämmastiku suhe ($-2,3 \pm 0,3\%$). Suurima C/N muutusega oli segu sete+turvas+saepuru (1:0,6:0,6), kuid katse jooksul oli seal segus suurem süsiniku lämmastiku suhe võrreldes teiste segudega. Kõrgem C/N suhe on tingitud saepurust, mis on väga süsinikurikas materjal (Banegas *et al.*, 2007; Haiba, 2017). Luhaheina C/N suhe on madal (Kriipsalu *et al.*, 2016), mis tähendab, et seal on rohkem lämmastikku sees. Tabelist 2 selgub, et reoveesete ja luhaheinaga valmistatud kompostisegudes C/N suhe langeb lisatud lämmastiku koguse tõttu ning katse jooksul on $C/N = (7-10):1$. Kõige väiksem C/N suhte muutus oli segus sete+turvas+luhahein (1:1:1). Madalat C/N suhet võisid põhjustada madalmolekulaarsed rasvhapped, mida reoveesete sisaldab ja mis pärsivad mikroorganismide ainevahetust (Margesin *et al.*, 2006). Madal C/N suhe segudes võib tekitada ammoniaaki ja ebameeldivat lõhna ning langetada bioloogilist aktiivsust (Keskkonnaministeerium, 2005). Tabel 2 näitab, et mitte üheski segus ei olnud süsiniku

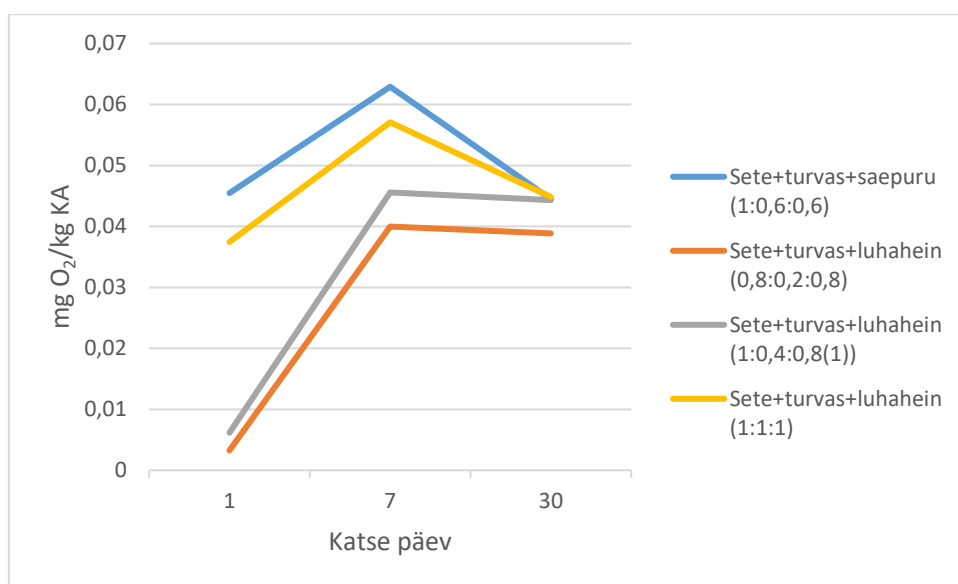
lämmastiku suhe katse jooksul soovitatavas vahekorras, milleks on (20...30):1 (Kriipsalu *et al.*, 2016). Süsiniku-lämmastiku suhet saab reguleerida kompostitavate materjalidega ja süsinikurikaste tugiainetega (Kriipsalu *et al.*, 2016). Kui C/N suhe oleks katse jooksul optimaalses vahemikus, siis oleks ka kompostimisprotsess efektiivsem (Kebibeche *et al.*, 2019; Kriipsalu *et al.*, 2016). Kompostimisprotsessi lõpuks on soovitatav C/N = (12...20):1 (Kriipsalu *et al.*, 2016).

3.3 Proovide mikrobioloogilised parameetrid

Kompostisegude mikrobioloogilisi parameetreid mõõdeti katse jooksul kolmel korral. Kõik analüüsid teostati kahes korduses ja saadud tulemused keskmistati kõikide segude puhul.

Hingamisaktiivsus

Kompostisegu hingamisaktiivsusega saab hinnata, milline on kompostimisprotsessi efektiivsus ning komposti küpsus (Ponsá *et al.*, 2009). Lisaks iseloomustab see aeroobsete mikroorganismide tegevust (Nikaeen *et al.*, 2015). Kompostisegude hingamisaktiivsuse tulemusi illustreerib joonis 5.



Joonis 5. Kompostisegude hingamisaktiivsus

Jooniselt 5 selgub, et kogu katse jooksul on hingamisaktiivsus suurem segus sete+turvas+saepuru (1:0,6:0,6) kui luhaheinaga segudes, kus oli see keskmiselt $0,05 \pm 0,0$ mg O₂/kg KA. Selles segus oli hingamisaktiivsus intensiivsem 1 – 3 korda kui luhaheinaga segudes. Seda saab seletada sellega, et sealse kompostisegu sisetemperatuur ($34,7 \pm 1,1^\circ\text{C}$) oli sobilik elutegevuseks sealsetele mikroorganismidele.

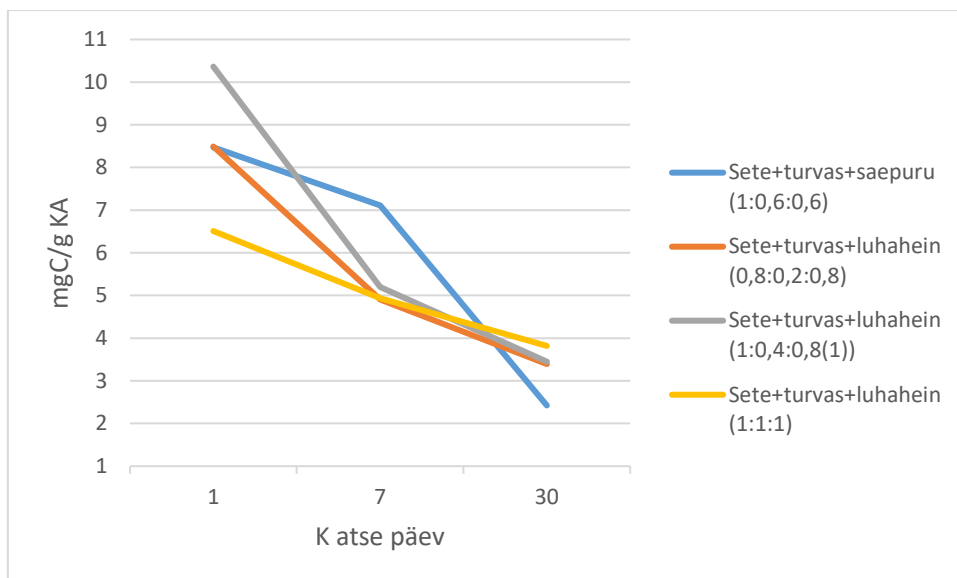
Kirjanduse andmetel on mikroobsetele kooslustele kõige optimaalsem temperatuuri vahemik 20 – 35°C (Zhou & Xu, 2019), kus üldiselt selle segu temperatuur katse jooksul ka püsis. Lisaks oli segus sete+turvas+saepuru (1:0,6:0,6) kõige suurem süsiniku sisaldus (Tabel 2), mis tekitab sobiva keskkonna mikroobide aktiivseks tegevuseks (Keskkonnaministeerium, 2005).

Seevastu luhaheinaga kompostisegudes oli hingamisaktiivsus aga väiksem (keskmiselt $0,04 \pm 0,0$ mg O₂/kg KA) kogu katse vältel. Kõige väiksem hingamisaktiivsus ehk mikroorganismide elutegevus oli segus sete+turvas+luhahein (0,8:0,2:0,8). Keemiliste parameetrite tulemustest (Tabel 2) järeldub, et sellel segul oli katse keskel ja lõpus kõige väiksem C/N suhe ning süsiniku sisaldus. Nendest tingimustest võib olla tingitud selle segu kõige väiksem hingamisaktiivsus, sest mikroobidel on elutegevuseks vaja süsinikku (Keskkonnaministeerium, 2005). Lisaks võib mikroorganismide efektiivsust kompostis limiteerida lämmastikusisaldus (Keskkonnaministeerium, 2005), mille kogus oli selles segus kõige suurem.

Kõikide segude hingamisaktiivsus on kogu katse vältel ühesuguse tendentsiga. See tähendab, et kõigepealt eristub kasvav trend, kus toimub mikroobide aktiivne elutegevus (Nikaeen *et al.*, 2015). Katse lõpus aga eristub langus, kus kompostisegude hingamisaktiivsuse vähenemise põhjal saab öelda, et kergestilagundatavad ühendid on lagundatud (Banegas *et al.*, 2007). Sarnased tulemused saadi ka Ojala (2016) magistritöös ning Ponsá *et al.* (2009) uurimuses. Saadud tulemuste põhjal järeldub, et kogu kompostimisprotsessi jooksul oli kõikides segudes mikroorganismide elutegevus väga minimaalne ($0,04 \pm 0,0$ mg O₂/kg KA).

Mikroobne biomass

Mikroobset biomassi iseloomustavad komposti toitainete ringlus ning lagunemine (Arora *et al.*, 2019). Kompostisegude mikroobse biomassi tulemused on esitatud joonisel 6.



Joonis 6. Kompostisegude mikroobne biomass

Joonis 6 kirjeldab kõikide kompostisegude mikroobset biomassi katse jooksul (keskmiselt $5,8 \pm 1,1$ mg C/g KA). Katse alguses oli kõige suurem biomass segus sete+turvas+luhahein (1:0,4:0,8(1)), kus oli see keskmiselt $10,4 \pm 1,1$ mg C/g KA. Mida suurem on biomass, seda suurem on ka biolagunemine (Nei *et al.*, 2014). Keemiliste parameetrite tulemustest (Tabel 2) selgub, et sellel segul vähenes orgaanilise aine sisaldus kõige rohkem (-9,1) katse jooksul, mis tähendab, et seal segus toimub kõige intensiivsem biolagunemine. Kõige väiksem oli mikroobne biomass katse alguses aga segus sete+turvas+luhahein (1:1:1), kus oli see keskmiselt $6,5 \pm 0,6$ mg C/g KA. See võib olla tingitud sellest, et selle segu koostises oli kõige enam turvast, mis on antimikroobsete omadustega ja võib pärssida mikroobset biomassi (Pragi, 2021). Joonise 6 põhjal saab väita, et kõikide segude mikroobne biomass näitas enamasti langevat trendi kogu katse jooksul. Mikroobide arvu langus näitab, et mikroobide aktiivsus kompostimisprotsessis väheneb ning kompost muutub küpseks ja stabiilseks (Zhang & Sun, 2016). Katse lõpuks oli kõikide segude keskmine mikroobne biomass $3,3 \pm 1,1$ mg C/g KA.

Lähtuvalt katse tulemustest võib teha järgmised järeldused:

1. Turba ja luhaheinaga valmistatud kompostisegud tagavad kompostimisprotsessi toimumise.
2. Reoveesette kompostimisel peaks kasutama tugiainetena süsinikurikkaid materjale, mis aitavad hoida vajalikku C/N suhte ja sobiva keskkonna aktiivse mikroobide elutegevuse jaoks.

3. Kompostisegude sisetemperatuur küündis üle 50°C, mis tekitas sobiva keskkonna, kus mikroorganismid said tegutseda.
4. Segus sete+turvas+saepuru (1:0,6:0,6) oli hingamisaktiivsus intensiivsem kui teistes segudes, sest seal segus oli rohkem süsinikku.
5. Turbal on antimikroobsed omadused, mistõttu selle kasutamine kompostisegudes pärsib sealset mikroobset biomassi.

Töö tulemustest selgus, et reoveesetega valmistatud turba ja luhaheina segud võimaldavad tagada kompostimisprotsessi toimumiseks vajalike tingimuste täitmise. Sellest tulenevalt on tagatud ka paljude reoveesettes sisalduvate orgaaniliste saasteainete (näiteks ravimijääkide) kiirem ja täielikum lagunemine. Saadud tulemused on hõlpsasti rakendatavad reoveesette majanduslikult tasuval kompostimisel. Lisaks on need olulised nii reoveesette keskkonnaohutu käitlemise kui ka väetiste puuduse korvamise seisukohalt.

KOKKUVÕTE

Käesoleva magistritöö eesmärgiks oli jätkata Tallinna Tehnikaülikooli Tartu kolledžis seni teostatud reoveesette kompostimistehnoloogiate optimeerimisega seotud uuringuid, mille fookuseks on reoveesettes sisalduvate ravimijääkide võimalikult efektiivse lagunemise tagamine. Kirjanduse põhjal koostati ülevaade reoveesetest ja selle kasutusala-dest ning mõjust keskkonnale. Teostatud eksperimentaalne töö võimaldas teha järelduse, et reoveesette kompostimisega koostis mõjutab kompostimisprotsessi. Seetõttu võib öelda, et käesoleva magistritöö eesmärk sai täidetud.

Varasemad tööd on näidanud, et paljude ravimite lagunemist on võimalik kiirendada sobiva kompostimistehnoloogia valikuga. Paraku Eestis kasutusolevad reoveesette käitlemise tehnoloogiad ei taga kompostimisprotsessi käivitumist. Valmistatavad turba ja reoveesette segusid kasutatakse haljastuses ja metsanduses mittetoidutaimede väetamisel, kuid toiduohutuse seisukohalt ei ole need põllumajanduses esile kerkinud väetusprobleemi lahendamisel just ohtuima lahenduse tagajateks.

Töö käigus analüüsiti nii kohapeal kui ka rahvusvahelises plaanis seni uuritu ning viidi läbi eksperiment, mis aitas senist ettekujutust Eestis kasutusel oleva komposti käitlemisega seotud võimalustest edasi arendada. Kuna Eesti veepuhastusettevõtted soovivad jätkata turba ja reoveesetega valmistatud väetussegude kasutamist ja lükkavad kõrge hinna tõttu kõrvale saepuru kui võimaliku süsinikurikka kompostimisprotsessi käivitaja võimaliku kasutuselevõtu, siis osutus vajalikuks sobivama katalüsaatori leidmine. Töö käigus selgitati välja, kas ja millise koostisega reoveesette segud tagavad maksimaalse mikroobikoosluse aktiivsuse. Optimaalse segu koostise otsimisel kasutati materjalidena reoveesetet, turvast, saepuru ja luhaheina. Kompostimisprotsessi efektiivsuse hindamiseks registreeriti ühe kuu jooksul uuritavate segude temperatuuri käik, pH väärtuste ja elektrijuhtivuse muutus, niiskusesisaldus, C/N suhte muutus ning hingamisaktiivsuse muutus ja mikroobse biomassi andmed.

Katse tulemustest järeldati, et reoveesetega valmistatud turba ja luhaheina segud võimaldavad tagada kompostimisprotsessi toimumiseks vajalike tingimuste täitmise. See tähendab, et toimub ka paljude orgaaniliste reoainete kiirem ja täielikum lagunemine. Saadud tulemused on hõlpsasti rakendatavad reoveesette majanduslikult tasuval kompostimisel ja omavad olulist tähtsust nii reoveesette keskkonnaohtu käitlemise kui ka terava väetiste puuduse korvamise seisukohalt.

Eeldatavasti jätkub töö välitingimustes eksperimentide läbiviimisega ning enamlevinud ravimite käitumise uurimisega reaalses tingimustes. Katse tulemustest selgus, et

kompostimisperiood (kuu aega) jäi liiga lühikeseks, mistõttu on keeruline teha tulemuste põhjal lõplikke järeldusi. Selleks, et saada rohkem teadmisi, kuidas mõjutavad erinevad tugiained ning lisandid reoveesette komposti, siis tuleb teha täiendavaid ning pikaajalisemaid uuringuid. Oluline on leida erinevaid võimalusi, kuidas muuta reoveesette kompostimisprotsess efektiivsemaks.

SUMMARY

The aim of this work was to study the possibility of optimising the currently utilised in Estonia composting technology via providing favourable conditions for the efficient degradation of pharmaceutical residues present in sewage sludge. This was expected to realise via the application of carbon-rich additions, as for example sawdust or meadow hay, to the widely exploited sewage sludge and peat mixture. The current MSc thesis provides an overview involving the main indicators characterising sewage sludge, its applications and environmental impacts. This study involves analytical work with the literature in the relevant area and several original experiments with compost mixtures having different composition.

Pharmaceuticals in the environment and increasing quantities of untreated sewage sludge are both major problems of global scale and also in Estonia. As a result of the war in Ukraine, the lack of fertilizers has become apparent. One of the ways of partly to overcome this severe problem is to sufficiently increase the role of sewage sludge compost in agriculture. As a fact, in Estonia major sewage treatment plants mix sewage sludge with peat, but unfortunately such content does not provide the conditions (pH; C/N) that are inevitable for the composting process. It has been shown that the degradation of a large number of pharmaceuticals present in sewage and its sludge takes place as a result of sewage sludge composting. In the case of just mixing sewage sludge with peat many of these pharmaceuticals do not degrade, or the relevant process is very slow.

Practitioners in Estonia still want to use peat due to its low cost as a bulking agent in the preparation of sewage sludge compost. The results of the current work clearly showed that certain additives to the mixtures of sewage sludge and peat, as for example sawdust and hay, provide favourable conditions that are needed for the formation of mature compost. There is no doubt that the mixture of peat and sewage sludge has all the features of a fertilizer, but due to the presence of nondegraded organic pollutants in this mixture and their possible plant uptake this matter is not equal to the quality compost.

KASUTATUD KIRJANDUSE LOETELU

Almeida, Â., Soares, A. M., Esteves, V. I., & Freitas, R. (2021). Occurrence of the antiepileptic carbamazepine in water and bivalves from marine environments: A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 86, 103661.

Arora, S., Arora, S., Sahni, D., Sehgal, M., Srivastava, D. S., & Singh, A. (2019). Pesticides use and its effect on soil bacteria and fungal populations, microbial biomass carbon and enzymatic activity. *Current Science*, 116(4), 643-649.

Astover, A., Kölli, R., Leedu, E., Reintam, E., Roostalu, H. (2012). *Mullateadus. Õpik kõrgkoolidele*. Tartu: Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut.

Azim, K., Soudi, B., Boukhari, S., Perissol, C., Roussos, S., & Thami Alami, I. (2018). Composting parameters and compost quality: a literature review. *Organic agriculture*, 8(2), 141-158.

Banegas, V., Moreno, J. L., Moreno, J. I., Garcia, C., Leon, G., & Hernandez, T. (2007). Composting anaerobic and aerobic sewage sludges using two proportions of sawdust. *Waste Management*, 27(10), 1317-1327.

Bhattacharya, S., Banerjee, P., Das, P., Bhowal, A., Majumder, S. K., & Ghosh, P. (2020). Removal of aqueous carbamazepine using graphene oxide nanoplatelets: process modelling and optimization. *Sustainable Environment Research*, 30(1), 1-12.

Bilal, M., Barceló, D., & Iqbal, H. M. (2020). Persistence, ecological risks, and oxidoreductases-assisted biocatalytic removal of triclosan from the aquatic environment. *Science of the Total Environment*, 735, 139194.

Butkovskyi, A., Ni, G., Leal, L. H., Rijnaarts, H. H. M., & Zeeman, G. (2016). Mitigation of micropollutants for black water application in agriculture via composting of anaerobic sludge. *Journal of hazardous materials*, 303, 41-47.

Chen, D., Xie, S., Chen, C., Quan, H., Hua, L., Luo, X., & Guo, L. (2017). Activated biochar derived from pomelo peel as a high-capacity sorbent for removal of carbamazepine from aqueous solution. *RSC advances*, 7(87), 54969-54979.

Chen, Y. (2012). Sewage sludge aerobic composting technology research progress. *Aasri Procedia*, 1, 339-343.

Collivignarelli, M. C., Abbà, A., Frattarola, A., Carnevale Miino, M., Padovani, S., Katsoyiannis, I., & Torretta, V. (2019). Legislation for the reuse of biosolids on agricultural land in Europe: Overview. *Sustainability*, *11*(21), 6015.

Dalahmeh, S. S., Thorsén, G., & Jönsson, H. (2022). Open-air storage with and without composting as post-treatment methods to degrade pharmaceutical residues in anaerobically digested and dewatered sewage sludge. *Science of the Total Environment*, *806*, 151271.

Deng, Y., Ok, Y. S., Mohan, D., Pittman Jr, C. U., & Dou, X. (2019). Carbamazepine removal from water by carbon dot-modified magnetic carbon nanotubes. *Environmental research*, *169*, 434-444.

Devi, P., & Saroha, A. K. (2017). Utilization of sludge based adsorbents for the removal of various pollutants: A review. *Science of the Total Environment*, *578*, 16-33.

Dubey, M., Mohapatra, S., Tyagi, V. K., Suthar, S., & Kazmi, A. A. (2021). Occurrence, fate, and persistence of emerging micropollutants in sewage sludge treatment. *Environmental Pollution*, *273*, 116515.

Eftoda, G., & McCartney, D. (2004). Determining the critical bulking agent requirement for municipal biosolids composting. *Compost science & utilization*, *12*(3), 208-218.

Ekane, N., Barquet, K., & Rosemarin, A. (2021). Resources and risks: Perceptions on the application of sewage sludge on agricultural land in Sweden, a case study. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, *5*, 94.

Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 86/278/EMÜ. (1986). *Keskkonna ja eelkõige pinnase kaitsest reoveesette kasutamisel põllumajanduses*.

Euroopa Liidu Nõukogu direktiiv 86/278/EMÜ. (1991). *Asulareovee puhastamise kohta*.

Fu, Q., Malchi, T., Carter, L. J., Li, H., Gan, J., & Chefetz, B. (2019). Pharmaceutical and personal care products: from wastewater treatment into agro-food systems.

Gao, N., Kamran, K., Quan, C., & Williams, P. T. (2020). Thermochemical conversion of sewage sludge: A critical review. *Progress in Energy and Combustion Science*, *79*, 100843.

Genchi, G., Carocci, A., Lauria, G., Sinicropi, M. S., & Catalano, A. (2020). Nickel: Human health and environmental toxicology. *International journal of environmental research and public health*, 17(3), 679.

Gerrish, J. (2019). *Feeding Hay to Improve Your Land - Part 6*. <https://onpasture.com/2019/04/01/feeding-hay-to-improve-your-land-part-6/#:~:text=Hay%20is%20typically%20between%2040,varies%20in%20degree%20of%20digestibility>.

Guan, R., Yuan, X., Wu, Z., Wang, H., Jiang, L., Li, Y., & Zeng, G. (2017). Functionality of surfactants in waste-activated sludge treatment: a review. *Science of the Total Environment*, 609, 1433-1442.

Gworek, B., Kijeńska, M., Wrzosek, J., & Graniewska, M. (2021). Pharmaceuticals in the soil and plant environment: a review. *Water, Air, & Soil Pollution*, 232(4), 1-17.

Haiba, E. (2017). Optimization of Sewage Sludge Composting: Problems and Solutions. *Tallinn: TTÜ kirjastus*.

Haiba, E., & Nei, L. (2017). Sewage Sludge Composting and Pharmaceuticals. In *7th INTERNATIONAL SCIENTIFIC FORUM, ISF 2017* (p. 114).

Haiba, E., Nei, L., Herodes, K., Ivask, M., & Lillenberg, M. (2018). On the degradation of metformin and carbamazepine residues in sewage sludge compost.

Haiba, E., Nei, L., Ivask, M., Peda, J., Järvis, J., Lillenberg, M., ... & Herodes, K. (2016). Sewage sludge composting and fate of pharmaceutical residues—recent studies in Estonia. *Agronomy Research*, 14(5), 1583-1600.

Haiba, E., Nei, L., Kutti, S., Lillenberg, M., Herodes, K., Ivask, M., ... & Laaniste, A. (2017). Degradation of diclofenac and triclosan residues in sewage sludge compost. *Agronomy Research*, 15(2), 395-405.

Haiba, E., Nei, L., Raamets, J. (2022). Pharmaceuticals in Sewage Sludge: Degradation Studies.

Hayat, M. T., Nauman, M., Nazir, N., Ali, S., & Bangash, N. (2019). Environmental hazards of cadmium: past, present, and future. In *Cadmium toxicity and tolerance in plants* (pp. 163-183). Academic Press.

He, Y., Lan, Y., Zhang, H., & Ye, S. (2022). Research characteristics and hotspots of the relationship between soil microorganisms and vegetation: A bibliometric analysis. *Ecological Indicators*, 141, 109145.

Heinsoo, K., Melts, I., Sammul, M., & Holm, B. (2010). The potential of Estonian semi-natural grasslands for bioenergy production. *Agriculture, ecosystems & environment*, 137(1-2), 86-92.

Hoang, S. A., Bolan, N., Madhubashani, A. M. P., Vithanage, M., Perera, V., Wijesekara, H., ... & Siddique, K. H. (2022). Treatment processes to eliminate potential environmental hazards and restore agronomic value of sewage sludge: A review. *Environmental Pollution*, 293, 118564.

Iqbal, M. K., Shafiq, T., & Ahmed, K. (2010). Characterization of bulking agents and its effects on physical properties of compost. *Bioresource Technology*, 101(6), 1913-1919.

Janowska, B., Szymański, K., Sidelko, R., Siebielska, I., & Walendzik, B. (2017). Assessment of mobility and bioavailability of mercury compounds in sewage sludge and composts. *Environmental research*, 156, 394-403.

Jäätmeseadus. (2023). RT I, 17.03.2023, 35.
<https://www.riigiteataja.ee/akt/117032023035#para2b1lg2>

Kebibeche, H., Khelil, O., Kacem, M., & Harche, M. K. (2019). Addition of wood sawdust during the co-composting of sewage sludge and wheat straw influences seeds germination. *Ecotoxicology and environmental safety*, 168, 423-430.

Keller, A. A., Adeleye, A. S., Conway, J. R., Garner, K. L., Zhao, L., Cherr, G. N., ... & Zuverza-Mena, N. (2017). Comparative environmental fate and toxicity of copper nanomaterials. *NanoImpact*, 7, 28-40.

Keskkonnaministeerium. (2005). *Biolagunevate jäätmete käitlemine II-etapp*.

Keskkonnaministeerium. (2014). *Riigi jäätmekava 2014-2020*.

Keskkonnaministri määrus. (2017). *Reoveesetest toote valmistamise nõuded*. RT I, 18.12.2020, 7. <https://www.riigiteataja.ee/akt/118122020007>

Keskkonnaministri määrus. (2019). *Haljastuses, rekultiveerimisel ja põllumajanduses kasutatava reoveesette kvaliteedi piirväärtused ning kasutamise nõuded*. RT I, 06.08.2019, 7. <https://www.riigiteataja.ee/akt/106082019007>

Kim, S., & Aga, D. S. (2007). Potential ecological and human health impacts of antibiotics and antibiotic-resistant bacteria from wastewater treatment plants. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part B*, 10(8), 559-573.

Kim, K.-R., Owens, G., Ok, Y.S., Park, W.-K., Lee, D.B., Kwon, S.-I. (2012). Decline in extractable antibiotics in manure-based composts during composting. *Waste Management*, 32, pp. 110–116.

Kipper, K., Herodes, K., Lillenberg, M., Nei, L., Haiba, E., & Litvin, S. V. (2010, November). Plant uptake of some pharmaceuticals commonly present in sewage sludge compost. In *2010 2nd International Conference on Chemical, Biological and Environmental Engineering* (pp. 261-264). IEEE.

Kriipsalu, M., Maastik, A., Truu, J. (2016). *Jäätmekäitlus ja pinnase tervendamise*. Tallinn: TTÜ kirjastus.

Kulikowska, D. (2016). Kinetics of organic matter removal and humification progress during sewage sludge composting. *Waste management*, 49, 196-203.

Kumar, V., Chopra, A. K., & Kumar, A. (2017). A review on sewage sludge (Biosolids) a resource for sustainable agriculture. *Archives of Agriculture and Environmental Science*, 2(4), 340-347.

Leiva, M. T. G., Casacuberta, A. A., & Ferrer, A. S. (2003). Application of experimental design technique to the optimization of bench-scale composting conditions of municipal raw sludge. *Compost science & utilization*, 11(4), 321-329.

Leow, C. W., Van Fan, Y., Chua, L. S., Muhamad, I. I., Klemes, J. J., & Lee, C. T. (2018). A review on application of microorganisms for organic waste management. *Chemical Engineering Transactions*, 63, 85-90.

Liiv, A. (2019). *Reoveesette aunkompostimine talvistes oludes*. [Magistritöö, Eesti Maaülikool]. Eesti Maaülikooli Raamatukogu Digikogu. <https://dspace.emu.ee/handle/10492/5189>

Lillenberg, M. (2011). *Residues of some pharmaceuticals in sewage sludge in Estonia, their stability in the environment and accumulation into food plants via fertilizing* [Doktoritöö, Eesti Maaülikool]. Eesti Maaülikooli Raamatukogu Digikogu. <https://dspace.emu.ee/xmlui/handle/10492/146>

Lü, H., Chen, X. H., Mo, C. H., Huang, Y. H., He, M. Y., Li, Y. W., ... & Cai, Q. Y. (2021). Occurrence and dissipation mechanism of organic pollutants during the composting of sewage sludge: A critical review. *Bioresource Technology*, 328, 124847.

Manios, T., Stentiford, E. I., & Millner, P. A. (2003). The effect of heavy metals accumulation on the chlorophyll concentration of *Typha latifolia* plants, growing in a substrate containing sewage sludge compost and watered with metaliferus water. *Ecological Engineering*, 20(1), 65-74.

Margesin, R., Cimadam, J., & Schinner, F. (2006). Biological activity during composting of sewage sludge at low temperatures. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 57(2), 88-92.

Matsujeva, I. (2012). *Põlevkivituha mõju reoveesette komposteerimisele*. [Magistritöö, Tallinna Tehnikaülikool]. TalTech Raamatukogu Digikogu. <https://www.etis.ee/Portal/Mentorships/Display/a34c5bd6-d9cb-4732-8d0b-aaf2ae169c38>

Meena, A. L., Kumari, S., Lekshmi, N., Kumar, C. G., & Kumar, S. (2020). Sewage sludge application in agriculture: impact on crops and human health. *Food Sci Rep*, 1, 53-58.

Mejias, C., Martin, J., Santos, J. L., Aparicio, I., & Alonso, E. (2021). Occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in sewage sludge and soil: A review on their distribution and environmental risk assessment. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 30, e00125.

Melts, I., Ivask, M., Geetha, M., Takeuchi, K., & Heinsoo, K. (2019). Combining bioenergy and nature conservation: An example in wetlands. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 111, 293-302.

Meng, X., Huang, Q., Xu, J., Gao, H., & Yan, J. (2019). A review of phosphorus recovery from different thermal treatment products of sewage sludge. *Waste Disposal & Sustainable Energy*, 1(2), 99-115.

Metsoja, J-A. (2020). *Luhtade hoolduskava*.

Mollazadeh, N., Branch, N. A., & Abad, N. (2014). Composting: a new method for reduction of solid waste and wastewater. *International Research Journal of Applied and Basic Sciences*, 8(3), 311-317.

Naafs, B. D. A., Inglis, G. N., Zheng, Y., Amesbury, M. J., Biester, H., Bindler, R., ... & Pancost, R. D. (2017). Introducing global peat-specific temperature and pH calibrations based on brGDGT bacterial lipids. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 208, 285-301.

Nakasaki, K., Idemoto, Y., Abe, M., & Rollon, A. P. (2009). Comparison of organic matter degradation and microbial community during thermophilic composting of two different types of anaerobic sludge. *Bioresource technology*, 100(2), 676-682.

Neher, D. A., Weicht, T. R., Bates, S. T., Leff, J. W., & Fierer, N. (2013). Changes in bacterial and fungal communities across compost recipes, preparation methods, and composting times. *PLoS one*, 8(11), e79512.

Nei, L., Haiba, E., Kutti, S., Kipper, K., Herodes, K., & Lillenberg, M. (2014). Sewage sludge compost, microbial activity and pharmaceuticals. *Global Journal on Advances in Pure & Applied Sciences*, 3, 30-37.

Nei, L., Haiba, E., & Lillenberg, M. (2020). Ülevaade: Ravimijäägid reoveesettes ja nende lagunemine kompostimisel–viimase aastakümne uuringud Eestis.

Nei, B. (2021). *Reoveesette kompostimistehnoloogia efektiivsuse tõstmise võimaluste uurimine*. [Magistritöö, Tallinna Tehnikaülikool]. TalTech Raamatukogu Digikogu. <https://digikogu.taltech.ee/et/Item/68c8ae25-af7a-4057-9dbc-8901ec8d184b>

Nemet, F., Perić, K., & Lončarić, Z. (2021). Microbiological activities in the composting process: a review. *COLUMELLA: JOURNAL OF AGRICULTURAL AND ENVIRONMENTAL SCIENCES*, 8(2), 41-53.

Nikaeen, M., Nafez, A. H., Bina, B., Nabavi, B. F., & Hassanzadeh, A. (2015). Respiration and enzymatic activities as indicators of stabilization of sewage sludge composting. *Waste Management*, 39, 104-110.

Nozhevnikova, A. N., Mironov, V. V., Botchkova, E. A., Litt, Y. V., & Russkova, Y. I. (2019). Composition of a microbial community at different stages of composting and the prospects for compost production from municipal organic waste. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 55(3), 199-208.

Ojala, P. (2016). *Saasteaineid sisaldava reoveesette kompostimine kontrollitud tingimustes, kasutades kahes proportsioonis saepuru*. [Magistritöö, Tallinna Tehnikaülikool]. TalTech Raamatukogu Digikogu. <https://digikogu.taltech.ee/et/Item/9fe425a6-d021-4c9d-87e2-f0e068be1162>

Ponsá, S., Pagans, E., & Sanchez, A. (2009). Composting of dewatered wastewater sludge with various ratios of pruning waste used as a bulking agent and monitored by respirometer. *Biosystems engineering*, 102(4), 433-443.

Pragi, S. (2021). *Mõningate ravimijääkide lagunemise uurimine reoveesette kompostimisel*. [Magistritöö, Tallinna Tehnikaülikool]. TalTech Raamatukogu Digikogu. <https://digikogu.taltech.ee/et/Item/09741e48-e61d-4fed-b7ee-b1d2c9f4726e>

Prasad, S., Yadav, K. K., Kumar, S., Gupta, N., Cabral-Pinto, M. M., Rezania, S., ... & Alam, J. (2021). Chromium contamination and effect on environmental health and its remediation: A sustainable approaches. *Journal of Environmental Management*, 285, 112174.

Rastogi, M., Nandal, M., & Khosla, B. (2020). Microbes as vital additives for solid waste composting. *Heliyon*, 6(2), e03343.

Raza, S., & Ahmad, J. (2016). Composting process: a review. *International Journal of Biological Research*, 4(2), 102-104.

Sadef, Y., Poulsen, T. G., & Bester, K. (2014). Impact of compost process temperature on organic micro-pollutant degradation. *Science of the total environment*, 494, 306-312.

Schowaneck, D., Carr, R., David, H., Douben, P., Hall, J., Kirchmann, H., ... & Webb, S. (2004). A risk-based methodology for deriving quality standards for organic contaminants in sewage sludge for use in agriculture—conceptual framework. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 40(3), 227-251.

Seleiman, M. F., Santanen, A., & Mäkelä, P. S. (2020). Recycling sludge on cropland as fertilizer—Advantages and risks. *Resources, Conservation and Recycling*, 155, 104647.

Shao, B., Liu, Z., Zhong, H., Zeng, G., Liu, G., Yu, M., ... & Zhao, C. (2017). Effects of rhamnolipids on microorganism characteristics and applications in composting: a review. *Microbiological research*, 200, 33-44.

Shao, Y., Yang, K., Jia, R., Tian, C., & Zhu, Y. (2018). Degradation of Triclosan and Carbamazepine in two agricultural and garden soils with different textures amended with composted sewage sludge. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(11), 2557.

SI, S. N. (2016). Application of effective microorganism (EM) in food waste composting: A review. *Asia Pacific Environmental and Occupational Health Journal*, 2(1).

Singh, R. P., & Agrawal, M. (2008). Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. *Waste management*, 28(2), 347-358.

Singh, S., Kumar, V., Dhanjal, D. S., Datta, S., Bhatia, D., Dhiman, J., ... & Singh, J. (2020). A sustainable paradigm of sewage sludge biochar: valorization, opportunities, challenges and future prospects. *Journal of Cleaner Production*, 269, 122259.

Stürmer, B., & Waltner, M. (2021). Best Available Technology for P-Recycling from Sewage Sludge—An Overview of Sewage Sludge Composting in Austria. *Recycling*, 6(4), 82.

Sweeten, J. M. (2008). Composting manure and sludge. *Texas FARMER Collection*.

Świerczek, L., Cieślik, B. M., & Konieczka, P. (2018). The potential of raw sewage sludge in construction industry—a review. *Journal of cleaner production*, 200, 342-356.

Zawadzinska, A., & Salachna, P. (2014). Effect of substrates containing municipal sewage sludge compost on the accumulation of macrocomponents in *Impatiens walleriana* Hook. *Journal of Elementology*, 19(1).

Zhang, J., Zhao, R., Du, Y., Chen, L., Chen, Z., Xiao, N., & Wu, Z. (2022). Study on the co-pyrolysis characteristics of sewage sludge and wood powder and kinetic analysis. *Biomass Conversion and Biorefinery*, 1-13.

Zhang, L., & Sun, X. (2016). Influence of bulking agents on physical, chemical, and microbiological properties during the two-stage composting of green waste. *Waste Management*, 48, 115-126.

Zheng, G., Wang, X., Chen, T., Yang, J., Yang, J., Liu, J., & Shi, X. (2020). Passivation of lead and cadmium and increase of the nutrient content during sewage sludge composting by phosphate amendments. *Environmental research*, 185, 109431.

Zhou, H., & Xu, G. (2019). Integrated effects of temperature and COD/N on an up-flow anaerobic filter-biological aerated filter: performance, biofilm characteristics and microbial community. *Bioresour. Technol.*, 293, 122004.

Zigmontiene, A., & Zuokaite, E. (2010). Investigation into emissions of gaseous pollutants during sewage sludge composting with wood waste. *Journal of environmental engineering and landscape management*, 18(2), 128-136.

Tarpani, R. R. Z., & Azapagic, A. (2018). Life cycle costs of advanced treatment techniques for wastewater reuse and resource recovery from sewage sludge. *Journal of Cleaner Production*, 204, 832-847.

Tian, Y., Xia, X., Wang, J., Zhu, L., Wang, J., Zhang, F., & Ahmad, Z. (2019). Chronic toxicological effects of carbamazepine on *Daphnia magna* Straus: effects on reproduction traits, body length, and intrinsic growth. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103(5), 723-728.

Trémier, A., Teglia, C., & Barrington, S. (2009). Effect of initial physical characteristics on sludge compost performance. *Bioresource Technology*, 100(15), 3751-3758.

Tutt, M., Kikas, T., Kahr, H., Pointner, M., Kuttner, P., & Olt, J. (2014). Using steam explosion pretreatment method for bioethanol production from floodplain meadow hay. *Agronomy Research*, 12(2), 417-424.

Tweib, S. A., Rahman, R., & Kalil, M. S. (2011). A literature review on the Composting. In *International Conference on Environment and Industrial Innovation IPCBEE* (Vol. 12, pp. 24-127).

Vettik, A. (2012). Antibiootikumide esinemise mõju mikroobikooslusele kompostitavas materjalis. [Magistritöö, Tallinna Tehnikaülikool]. TalTech Raamatukogu Digikogu.

Wolna-Maruwka, A., Dach, J., & Sawicka, A. (2009). Effect of temperature on the number of selected microorganism groups and enzymatic activity of sewage sludge composted with different additions in cybernetic bioreactors. *Agronomy Research*, 7(2), 875-890.

Xue, D., & Huang, X. (2013). The impact of sewage sludge compost on tree peony growth and soil microbiological, and biochemical properties. *Chemosphere*, 93(4), 583-589.

Yang, L., Zhang, S., Chen, Z., Wen, Q., & Wang, Y. (2016). Maturity and security assessment of pilot-scale aerobic co-composting of penicillin fermentation dregs (PFDs) with sewage sludge. *Bioresource Technology*, 204, 185-191.

Yang, S., McDonald, J., Hai, F. I., Price, W. E., Khan, S. J., & Nghiem, L. D. (2017). Effects of thermal pre-treatment and recuperative thickening on the fate of trace organic contaminants during anaerobic digestion of sewage sludge. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 124, 146-154.

LISAD

Lisad täiendavad lõputöö põhiosa. Seal esitatakse, tagamaks põhiosa maksimaalset sisutihedust ja stiililist ühtsust, näiteks:

- kõik suuremad andmehulgad (tabelid lähteandmetega, formaadis A3 ja A4 koostatud joonised, spetsifikatsioonid, eksperimentide töötlemata tulemused, jms),
- standardse iseloomuga korduvad arvutused, arvutiprogrammid, nende tekstid või kirjeldused,
- väiksema ja/või toetava ja/või illustreeriva tähtsusega tekstimaterjal,
- pikemad matemaatilised tuletus-käigud jms.

Kui lisasid on mitu, võib kõikide lisade ette eraldi lehele paigutada üldpealkirja **LISAD**. Iga lisa alustatakse uuel lehel. Iga lisa esimese lehe paremasse ülanurka kirjutatakse tähis Lisa koos selle järjekorranumbri ja pealkirjaga, nt Lisa 2 Tiitellehe vorm. Lisade jaotiste, alajaotiste ja punktide eristamiseks põhiosa jaotistest lisatakse nende numbrite ette täht L, nt L3.2, L5.3.1 jne.