

Tartu Ülikool
Füüsika-Keemia teaduskond
Keemia osakond

Merit Kindsigo
KALATÖÖTLEMISETTEVÕTETES TEKKIVA JÄÄKKALARASVA
KOMPOSTIMISEST SAAREMAA NÄITEL

Magistritöö

Juhendajad: Prof. Toomas Tenno
Doktorant Aare Selberg

Tartu 2004

SISUKORD

SISSEJUHATUS	3
1 KIRJANDUSLIK ÜLEVAADE	4
1.1 Kompostimine	4
1.1.1 Kompostimise mõiste ja liigitus	4
1.1.2 Kompostimist mõjutavad tegurid	6
1.1.3 Kompostimise mikrobioloogia	12
1.1.4 Süsivesinike biodegradatsioon	15
1.1.5 Protsessi konstrueerimine ja opereerimine	18
1.1.6 Kompostsegu küpsuse hindamine ja klassifikatsioon	23
1.2 Jääkkalarasv	27
1.2.1 Kalarasva mõiste	27
1.2.2 Kalajäätmete ja –rasva käitlemisest maailmas.....	27
1.2.3 Kalarasva käitlemisest Eestis	35
2 PRAKTILINE OSA	39
2.1 Materjal ja meetodid	39
2.1.1 Kompostitava materjali uurimine	39
2.1.2 Pinnase hapnikutarbe määramine	40
2.2 Tulemused ja arutelu	45
KOKKUVÕTE	61
SUMMARY	62
KASUTATUD KIRJANDUS.....	63
LISAD.....	69
Lisa 1 Vaated muda veetustamisseadmest	

SISSEJUHATUS

Eesti on olnud läbi aegade mereriik, eestlased ise on pidanud juba ajalooliselt merest olulist leivakõrvast püüdma. Tänapäevaks on sellest leivakõrvasest kasvanud Eesti jaoks tähtis majandusharu – kalatööstus. Kuna aga aeg on edasi arenenud ning olud muutunud, ei saa enam ükski kalatööstus läbi ühe korraliku reoveepuhastita.

Reoveepuhastuses tekkivaks kõrvalsaaduseks on jääkkalarasv [kalarasva all mõistetakse enamasti rasvapüüdurites heitvee pinnale kerkinud jäätmeid, mis koosneb õlist, rasvast, limast, valgust ja selle laguproduktidest, ensüümidest, mineraalainetest, soomustest, kalatükikestest jms (Kuusik 1995)]. Kalarasv on vedel, hallikas, haisev solgitaoline soga ning seda on raske käidelda. Kalarasv on probleemiks, mille kohta öeldakse, et puudub probleem.

Käesoleva uurimuse eesmärgiks on anda ülevaade kalarasva kompostimise võimalikkusest. Käsitletud on peatükkide kaupa kalarasva käitlemise kogemusi maailmas, uuritud käitlemise praktikat Eestis, antud ülevaade kompostimise teooriast ja selle tähtsamatest punktidest, kajastatud antud valdkonna viimaseid sündmusi Saaremaal (kaasa arvatud mudapressi katsetamine) ning püütud välja selgitada läbi katsete seeria erinevate tugiainete mõju kalarasva kompostimise efektiivsusele ja optimaalseimad ainete vahekorrad kompostsegude valmistamisel.

Töös on kalarasva käitlemise puhul suur rõhk praktilistel töödel, kuna kirjandust selle kohta on väga vähe. Praktiliste tööde puhul on kasutatud algmaterjalidena kalarasva, jääkmuda, saepuru, puukoort, turvast, kanasõnnikut ning preparaati SR-100. On analüüsitud erinevate segude kasutusvõimalusi ning leitud ka mitmeid lahendusvariante. Töö käigus on püütud leida probleemile praktilisi lahendusi, et haisvast ja probleemsest jäätimest (kalarasvast) saaks oskusliku käitlemise abil väärtuslik kaup (ohutu toitainete rikas kompost).

1 KIRJANDUSLIK ÜLEVAADE

1.1 Kompostimine

1.1.1 Kompostimise mõiste ja liigitus

Kompostimine – tahke orgaanilise aine mikroobne lagundamine, mille lõppsaadusteks on mineraalained, vesi, CO₂, soojus.

Kompostimine on üks bioremediatsiooni liike (bioremediatsioon on elusorganismide, peamiselt mikroorganismide, või ensüümide kasutamine reostunud pinnase või põhjavee käitlemiseks). Bioremediatsiooni võib töötlemispaiga järgi jagada kahte gruppi: kohapealne (*in situ*) ja teisaldamist eeldav (*non-in situ*) töötlemine. Eristatakse ka osade autorite poolt mõistet *ex situ*, mis eeldab kindlasti pinnase transportimist teise kohta (Wong jt 1997). Kompostimine on bioremediatsiooni meetod, mida saab kasutada ainult *ex situ*.

Biolagunemine (biodegradatsioon) kujutab endast bioloogiliste protsesside tulemusel saasteainete muundamist lihtsaks anorgaaniliseks aineks, teatud ulatuses ka bioloogiliseks materjaliks (organismide taastootmiseks). Ainete täielikku bioloogilist lagunemist lihtsateks anorgaanilisteks ühenditeks (H₂O, CO₂, NH₃, fosfaadid jt) nimetatakse mineralisatsiooniks (Sellers 1999).

Biodegradatsiooni puhul toimub tavaliselt hapniku olemasolu vajav aeroobne protsess, õhu puudumisel toimub anaeroobne protsess. Õhu vähesusel võivad toimuda nii aeroobsed kui ka anaeroobsed protsessid paralleelselt. Kuigi reoainete biodegradatsioon kujutab endast ainete lagunemist lihtsamateks ühenditeks nagu süsihappegaas, vesi, sulfaadid ja fosfaadid, tuleb alati arvestada võimalusega, et lisaks neile võivad tekkida ka ohtlikud ühendid nagu nt H₂S, NH₃. Viimatinimetatud laguproduktid tekivad bakterite elutegevuse tulemusena anaeroobsetes tingimustes (Sellers 1999).

Traditsiooniline kompostimine hõlmab puhta orgaanilise materjali lagundamist, milleks on näiteks lehed, sõnnik, põllu- ja kodumajandusjäätmek. Probleemaatilistest jäätmek, kaasa arvatud olme- ja tööstusreovee tahkete jäätmek töötlemiseks on vaja hästi kontrollitud–reguleeritud kompostimisprotsessi, et tagada maksimaalne orgaanilise materjali lagundamine (Lewandowski jt 1998).

Kompostida saab nii ohutuid kui ohtlikke jäätmeid. Võrreldes ohutute jäätmetega tuleb ohtlike jäätmete kompostimisel arvestada erinõuetega. Paljud ohtlikud ühendid on oma keemilise struktuuri, mikroobide madala kontsentratsiooni vms tõttu mikroobsele degradatsioonile resistentsed. Lisaks võivad mikroobide kasvu tõsiselt limiteerida niiskuse, pH, anorgaaniliste toitainete tase, osakeste suurus ja teised tegurid. Ohtlike ühendite kompostimise käigus eralduvad emissioonid võivad lisaks ebameeldivale lõhnale põhjustada ka märkimisväärseid terviseriske (Lewandowski jt 1998).

Kompostimismeetodeid on peamiselt kolm: avatud kuhjad, liikumatud kuhjad ja reaktorsüsteemid. Esimesel juhul on tagatud õhu vaba juurdepääs kompostihunnikutele (tagatakse segamisega), teisel juhul surutakse õhk mehhaaniliselt kompostihunnikutesse (mida ei segata); reaktorite kasutamisel toimub komposti segamine ja aereerimine erilistes seadmetes (Sellers 1999; Semple jt 2001; Spellman 1997).

Kompostimisel võib reostunud pinnasele/ainesele lisada erinevaid materjale nagu nt taimejäänused, paber, olmejäätmed või saepuru, säilitamiseks vee ja õhu juurdepääsu. Kompostimise edukus sõltub mitmest faktorist, millest sobivate mikroorganismide olemasolu on üks olulisemaid. Kui kompostimisprotsess on juba käima läinud, siis on selle edukat kulgemist võimalik säilitada juba kasutatud kompostile uut materjali lisades (Spellman 1997).

Optimaalsetel tingimustel läbib kompostimine neli faasi (Sellers 1999):

- mesofiilne faas, kestab paar päeva;
- termofiilne faas, võib kesta paarist päevast paari kuuni;
- jahutusfaas;
- küpsemisfaas, kestab mitu kuud.

Erinevate faaside jooksul domineerivad erinevad mikroorganismid. Esimeses faasis lagundavad mesofiilsed bakterid kiiresti lahustuvaid ja kergelt lagundatavaid ühendeid. Bakterite toodetud soojus tõstab kiirelt kompostmaterjali temperatuuri. Alates 40⁰ C väheneb mesofiilsete bakterite konkurentsivõime ning domineerima hakkavad termofiilsed mikroorganismid. Alates 55⁰ C-st hakkavad hävima paljud inim- ja taimepatogeenid. Kuna üle 65⁰ C hukuvad ka paljud mikroorganismid ning seetõttu väheneb ka kompostimiskiirus, tuleb kompostihunniku temperatuur

aereerimise ja segamise teel hoida alla selle (alla 65⁰ C) (Lewandowski jt 1998; Sellers 1999).

Termofiilse faasi käigus kiireneb valkude, rasvade, ka keerulisemate süsivesikute nagu tselluloos ja hemitselluloos lagunemine. Kuna need ühendid kui energiavarud lõpuks ammenduvad, hakkab komposti temperatuur tasapisi langema ning taas hakkavad domineerima mesofiilsed bakterid – algab viimane faas ehk järelejäänud orgaanika lagundamine ning stabiilsemaks muutmine (Lewandowski jt 1998).

Kompostimise puuduseks on kulukas pinnase või kompostitava materjali teisaldamine/vedamine kompostimisplatsile ning seeläbi keskkonna oluline häirimine, lisaks vedelate ainete kompostimise puhul suur tugiainete hulk (kulukas). Siiski võib väiksemate koguste puhul kompostimine sobilik olla, sest optimaalsete tingimuste juures toimub biodegradeeritavate ainete lagundamine kiiresti (Al-Daher jt 1998; Jørgensen jt 2000).

1.1.2 Kompostimist mõjutavad tegurid

Kompostimise efektiivsus sõltub mitmetest teguritest:

- saasteaine omadustest;
- hapnikust;
- mikro- ja makroelementide varudest;
- elektronaktseptorite kättesaadavusest;
- niiskusesisaldusest;
- temperatuurist;
- pH-st;
- saasteaineid degradeerida suutvate bakterite olemasolust;
- kompostsüsteemi suurusest jne.

Kompostsüsteemi suurus

Komposthunnik peab olema piisavalt suur, et tagada soojuse ja niiskuse kiiret hajutamist, samas küllalt väike, et tagada hea õhutsirkulatsioon. Kompostsüsteemi ehitamisel tuleb arvestada ka kohaliku kliimaga – niisketes piirkondades peab olema võimalus katta hunnikut liigsete sademete eest, ariidsetes piirkondades võimalus juhtida lisavett (Lewandowski jt 1998).

Saasteainete omadused

Saasteainete biodegradeeritavuse määrab erinevate koostiscomponentide keemiline struktuur. Reeglina väheneb ühendite biodegradeeritavus nende molekulmassi suurenemisel. Lisaks molekulmassile mõjutab ühendite biodegradeeritavust nende lahustuvus vees, viskoossus ning ka keemilise struktuuri keerukus. Hargnenud ahelaga süsivesinike lagunemine, võrreldes sirge ahelaga süsivesinikega, toimub väiksema kiirusega. Alkaanid lagunevad oluliselt kiiremini kui aromaatsed ühendid. Aromaatsete ühendite lagunemiskiirus sõltub neis sisalduvate benseenituumade arvust (Sellers 1999).

Hapnik

Orgaanika lagundamise käigus tarvitavad mikroorganismid hapnikku ning emiteerivad süsihappegaasi. Ilma piisava koguse hapnikuta muutub protsess anaeroobseks, mille tulemusena tekivad erinevad halva lõhnaga või ka mürgised gaasid nt väävelvesinik (mädamuna lõhnaga). Aeroobsed mikroorganismid suudavad elada kuni 5% hapniku kontsentratsiooni juures (õhus on hapnikku 21%). Üle 10% kontsentratsioon võimaldab normaalset aeroobset kompostimist. Mõned süsteemid suudavad hoida parajat hapniku taset passiivse difusiooni ja konvektsiooni abil, teised süsteemid vajavad aktiivset aeratsiooni (nt puhurite abil või kompostsegu segamisega) (Lewandowski jt 1998).

Mikroorganismid

Biodegradatsiooni efektiivseks toimimiseks on vaja elujõulist bakterite populatsiooni. Kui pinnases/segus on baktereid vähe, võib protsessi kiirendamiseks neid juurde lisada. Heterotroofsete bakterite (bakterid, kes kasutavad toiduallikana orgaanilisi ühendeid) arvukust loetakse ühikuga *kolooniat moodustavat ühikut* (CFU)/grammi mulla kohta. Kompostimise efektiivseks toimimiseks on vajalik summaarne heterotroofsete bakterite arv >1000 CFU grammi kuiva pinnase kohta (Sellers 1999).

Mikroorganismidest osalevad saasteaine lagundamisel enamasti bakterid, aga võib leiduda ka süsivesinikke lagundavaid indigeenseid seeni. Seened on eriti olulised oma võime poolest rünnata pikaahelalisi ja kompleksseid süsivesinikke (Sellers 1999).

Toitained

Mikroobseks metabolismiks ja kasvuks on vajalikud nii makro- kui mikrotoitained, mida peab olema vajalikus koguses, sobival kujul ja optimaalses vahekorras.

Vajalikeks makrotoitaineteks on süsinik (C), lämmastik (N) ja fosfor (P). Optimaalne C:N:P suhe makrotoitainete korral on 100:10:1 (massiühikutes) (Wong jt 1997; U.S. EPA 1996). Kui toitaineid pole kompostimise läbiviimiseks piisavalt, tuleb neid süsteemi juurde lisada. Võimalikeks lämmastikuallikateks on ammoonium- ja nitraatsoolad, fosforiallikana võib kasutada nt orto- ja tripolüfosfaatsoolasid (Wong jt 1997).

Mikroobide kasvu limiteerib peamiselt lämmastikusisaldus (vähem fosforisisaldus). C:N suhe võimaldab ühtedel mikroobipopulatsioonidel kasvada, teistel aga mitte. Lämmastiku ja fosfori vajadus oleneb lagundamist läbiviivatest seene- ja bakteriliikidest ning kasutada oleva süsiniku ja kompostitava materjali hulgast. Ideaalne C:N suhe kompostitavas materjalis peaks olema ca 30:1. Madalama süsiniku kontsentratsiooni juures on lämmastikku liiga palju ning viimane lendub ammooniumina (põhjustades ebameeldivat lõhna). Suurema süsiniku kontsentratsiooni puhul tekib lämmastiku puudus ning kompostimine toimub võrdlemisi madala temperatuuriga ja seetõttu ka aeglaselt (Lewandowski jt 1998).

Tihti on kompostimisprotsessi ebaedukuse põhjuseks vähene lämmastikusisaldus või lämmastiku liigsed kaod protsessi käigus. Probleemile on püütud leida erinevaid lahendusi, nt levinuim kuid alati mitte otstarbekaim on kasutada tugiainena turvast, mis hoiab pH optimaalsena (piisavalt madalana), vältimaks lämmastiku lendumist. Kui kompostsegu pH ületab 8, hakkab lämmastik erinevate gaasiliste ühenditena eralduma. Lisaks pH-le mõjutavad lämmastiku kadusid ka mitmed teised tegurid, nt niiskusesisaldus, temperatuur, hapnikusisaldus, C/N suhe, kompostsegu segamisviis (nt on leitud, et tavalise segamise puhul on lämmastiku kaod 18%, segusse õhu surumisel on kaod kõigest 5%) (Tiquia, Tam 2000), lisaks on oluline ka teada, mis vormides lämmastik segus on, kas nt orgaaniline või anorgaaniline.

On uuritud biodegradeeruva plastiku segu lisamise mõju kompostile (lämmastiku kadude suhtes) ning leitud, et biolagunev plastik on nn happe kaudne varu, st plastike ei ole hape, kuid lagunedes vabaneb sealt happelisi vaheprodukte, mis mõjutab otseselt kompostsegu pH-d (Nakasaka jt 2000). Erinevaid katseid on tehtud mitmete

sooladega (nt kaltsium- ja magneesiumsoolad), eesmärgiks püüda lämmastikku siduda. Üheks omalaadseks prooviks on katsete seeria struviidiga (magneesium-ammooniumfosfaat), mis on kristasel kujul ning kust lämmastik vabaneb ainult reaktsioonis veega (sellisel kujul tõuseks kompostsegu väärtus, kuid probleemiks võib saada vee vähesus) (Jeong, Kim 2001). Enamasti piirduakse siiski laialtlevinud ning lihtsate vahenditega (materjalide-meetoditega), tabelis 1 on näitena ära toodud palju kasutatavate materjalide C/N suhe.

Tabel 1

Palju süsinikku või lämmastikku sisaldavad materjalid

Palju süsinikku	C:N
Sügislehed	30-80:1
Hein	40-100:1
Saepuru	100-500:1
Puukoor	100-130:1
Paberisegu	150-200:1
Ajaleht	560:1
Palju lämmastikku	C:N
Juurvili	15-20:1
Kohvipuru	20:1
Muru	15-25:1
Sõnnik	5-25:1

(Dickson jt 1991)

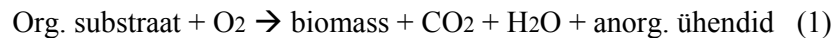
Vajalikeks mikrotoitaineteks on nt väävel (S), kaalium (K), naatrium (Na), kaltsium (Ca), magneesium (Mg), raud (Fe) jne. Enamasti ei ole antud elemendid limiteerivad, sest kompostitavas materjalis leidub neid piisavalt (Lewandowski jt 1998). Tavaliselt täpseid koguseid segus ei määrata. Katsed on näidanud, et kaalium ja naatrium on üle 80% ulatuses kohe kättesaadavad, samas kui fosfori, kaltsiumi ja magneesiumi kättesaadavus on kõigest 25-75%. Viimased on paremini kättesaadavamad veidi happelisemates tingimustes (Sellers 1999).

Elektronaktseptorid

Orgaanilise aine lagunemine võib olla aeroobne või anaeroobne. Antud töös on uuritud aeroobset lagunemist (aeroobne kompostimine), seega on anaeroobne lagunemine vaid lühidalt ära nimetatud.

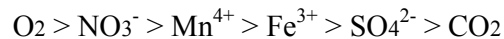
Kompostsegu õhurežiim (õhusisaldus) sõltub segu poorsusest ning veesisaldusest poorides. Mida rohkem on osakeste vahel tühemeid ning mida vähem neis on vett,

seda rohkem on segus õhku. Kui hapnikku (O₂) tarbitakse kiiremini kui seda õhust juurde difundeerub, muutub segu anaeroobseks. Hapniku kontsentratsiooni pinnases saab suurendada nt segu kündmisega, segamisega, kunstlikult õhu lisamisega süsteemi vms. Aeroobne metabolism toimub veel siis, kui lahustunud hapnikku on kuni 0,2 mg/l ning vähemalt 10% mullapooride ruumalast on täidetud õhuga (U.S. EPA 1996). Aeroobse biodegradatsiooni korral on elektronaktseptoriks molekulaarne hapnik (O₂), protsessi iseloomustab valem 1.



Anaeroobse biodegradatsiooni korral kasutatakse hapniku asemel alternatiivseid elektronide lõppaktseptoreid nagu nt nitraadid, mangaan(IV)oksiid, raud(III)-hüdrosiid, sulfaadid ja süsihappegaas. Mingi elektronaktseptori kasutamine sõltub selle kättesaadavusest, teiste elektronaktseptorite samaaegsest olemasolust ja ümbritseva keskkonna oksüdatsiooni-reduktsiooni potentsiaalidest (Wong jt 1997).

Elektronaktseptorid reastuvad energeetiliselt järgmiselt:



Toodud järjestus on määratud termodünaamiliselt nende reaktsioonide energeetilise kasuteguriga, st mikroorganismid eelistavad tarbida hapnikku, sest see on energeetiliselt kõige kasulikum (Nõges 1993).

Niiskusesisaldus

Vee üheks funktsiooniks on transpordikeskkonnaks olemine, mille kaudu toitained ja orgaanilised ühendid (saasteained) difundeeruvad mikroorganismide rakku ning mille kaudu eemaldatakse metaboolse tegevuse jäägid. Vesi mõjutab ka segu aeratsioonitingimusi. Optimaalseks niiskusesisalduseks oleks 40...80% pinnase veemahutavusest, sellise niiskusesisalduse juures on mikroobide aktiivsus kõige suurem. Mida paremini on vesi kättesaadav, seda paremini mikroobid kasvavad. Mikroobselt indutseeritud lagundamine toimub kiiremini õhukese vedelikukile peal, mis katab orgaanika osakesi. Liiga vähene niiskusesisaldus (<30%) inhibeerib bakteriaalset aktiivsust, liiga suur aeglustab lagundamist (Lewandowski jt 1998). Niiskusesisaldust tuleb perioodiliselt jälgida, kuna pinnas võib aurustumise tõttu kuivaks või sademete tõttu (kui ei ole kaetud süsteem) liigniiskeks muutuda.

Niiskusesisaldus erinevates materjalides on väga erinev. Tihti on rohke lämmastikuisaldusega materjalid märjad ning suure süsinikuisaldusega materjalid kuivad. Seetõttu tuleb erinevaid materjale koos kompostida (Lewandowski jt 1998).

Temperatuur

Temperatuur mõjutab nii rakkude füsioloogiliste protsesside kiirust kui ka pinnase füüsikalisi-keemilisi omadusi, seega on temperatuuriga otseselt seotud orgaaniliste ühendite biodegradatsiooni kiirus. Enamik mikroobe eelistab temperatuurivahemikku 15...45⁰ C (mesofiilne faas). Biodegradatsioon peatub 0⁰ C juures. Metaboolne aktiivsus väheneb poole võrra iga 10⁰ C temperatuurilanguse kohta. Temperatuuri saab lihtsalt segamise-aereerimise teel alandada (U.S. EPA 1996).

Kompostimise iga faasi temperatuur sõltub sellest, kui palju sooja on tootnud mikroorganismid ning kui palju soojusenergiat on läinud kaduma konduktsiooni, konvektsiooni ning kiirguse kaudu. Konduktsiooni puhul antakse energiat edasi aatomite otsese kontakti kaudu, kokkupuutel õhuga antakse soojus edasi õhumolekulidele (ehk toimub soojakadu). Konvektsiooni puhul antakse soojus edasi õhu või vee liikumise läbi, komposthunniku soojus kaob tõusvate õhuvooludega. Suur osa antud energiavahetusest toimub latentse soojuse kaudu ehk energia kulub vee aurustamiseks. Kiirguse puhul levivad elektromagnetilised lained – soe keha kiirgab energiat. Mida väiksem on komposthunnik, seda suurem on tema pinna ja mahu suhe ning seda suurem osa soojusest kaob kiirguse teel (Lewandowski jt 1998).

pH

Optimaalseks pH vahemikuks oleks 6...8, tavaliselt on kompostimiseks sobiv pH=5...9. Nt õliste jäätmete lagundamisel on kõige efektiivsem pH 7,8. Ekstreemsed pH väärtused aeglustavad oluliselt biodegradatsiooni kiirust. pH-d saab tõsta nt lubja lisamisega või alandada nt väävli lisamisega kompostsegsusse (U.S. EPA 1996).

Bakterid ja seened eritavad orgaanilise aine lagundamisel orgaanilisi happeid. Kompostimise algfaasis antud happed tihti akumulieruvad. Järgnev pH langus soodustab seente kasvu ja ligniini ning tselluloosi lagunemist. Enamasti lagunevad antud happed kompostimisprotsessi käigus. Anaeroobsetes tingimustes võib hapete akumulierumine viia pH alla 4,5, mis limiteerib oluliselt mikroobset aktiivsust. Sellisel juhul piisab kompostsegu küllaldasest aereerimisest, et viia pH taas sobivasse vahemikku (Lewandowski jt 1998).

1.1.3 Kompostimise mikrobioloogia

Bakterid on ainuraksed organismid, mis tarvivad vees lahustunud toitaineid ning paljunevad põhiliselt pooldumise teel. Bakterite liigitus toimub vastavalt nende morfoloogiale: *bacillus* (pulkjad bakterid), *coccus* (kerabakterid) ja *spirillum* (spiraale moodustavad bakterid). Bakterirakk koosneb 70-90%-st veest, ülejäänud osa moodustab kuivmass. Kuivmassist ca 92% on süsinik, hapnik, lämmastik ja vesinik. Süsinik on peamine element, moodustades kuivmassist 45...55%. Levinuim keemiline valem bakteri raku iseloomustamiseks on $C_5H_7O_2N$ (Wong jt 1997).

Bakterite kasvuks vajalikud tingimused võib jagada füüsikalisteks ja keemilisteks. Füüsikaliste tingimuste juurde on arvatud ka pH ja temperatuur. Bakterid oskavad lagundada kahte süsiniku vormi – orgaanilist ja anorgaanilist. Toitaineteks olevad lämmastik, fosfor, väävel, kaalium ja raud on vajalikud metaboolsete protsesside läbiviimiseks. Aeroobse metabolismi lõpp-saadusteks on vesi ja süsihappegaas (Wong jt 1997).

Metabolism on termin, mida kasutatakse kõikide elusorganismides toimuvate biokeemiliste protsesside kohta. Nende protsessidega varustatakse rakku energiaga ning toodetakse uued rakud. Metabolismiprotsesse viivad läbi või kiirendavad ensüümid. Ensüümid on proteiini molekulid, mis käituvad katalüsaatoritena. Metabolismi käigus toimub energia säilitamine, biosüntees, assimilatsioon ja toitumine ning raku säilitamine (Wong jt 1997).

Metabolismi aluseks on hulk keerulisi keemilisi reaktsioone. Rakk kasutab välisest süsinikuallikast tulevat süsinikku (orgaanilised ühendid ja süsihappegaas) ning toodab sellest raku materjali (raku kuivmassist on ca 50% süsinik) (Wong jt 1997).

Aeroobsetes süsteemides kasutatakse hapnikku elektronide lõpp-aktseptorina. Orgaaniline aine kui elektrondonor oksüdeeritakse, mille käigus toimub vesiniku-atomite ülekande elektronaktseptorile, redutseerides viimase veeks. Nende protsesside baasil moodustuvad rakud ning tarbitakse molekulide tööks vajalikku energiat. Selle reaktsiooni tulemusel väheneb hapniku ja suureneb süsihappegaasi hulk pinnases ning see on mikrobioloogilise aktiivsuse märgiks (Wong jt 1997).

Baktereid jaotatakse metaboolsete protsesside järgi rühmadesse (tabel 2). Süsinikuallika järgi jagunevad mikroorganismid autotroofideks (süsiniku allikaks süsihappegaas) ja heterotroofideks (süsiniku allikaks orgaanilised ühendid); välise energiaallika järgi jagunevad fototroofideks (saavad energiat fotosünteesist) ning kemotroofideks (saavad energiat keemiliste substraatide oksüdeerimisest) (Wong jt 1997).

Tabel 2

Bakterite klassifikatsioon

	Keemilised ühendid (kemotroofid)		Valgus (fototroofid)
	org.ained (kemoorganotroofid)	anorg.ained (kemolitotroofid)	
Org.ühendid (heterotroofid)	Kemoheterotroofid: -enamus baktereid -seened -protozoa	–	Fotoheterotroofid. -mõned bakteriliigid
CO₂ (autotroofid)	–	Kemoautotroofid: -mõned bakterid	Fotoautotroofid: -vetikad -mõned bakterid

(Wong jt 1997)

Biolagundamisel kasutatakse tavaliselt baktereid, kuid nt süsivesinike lagundamisel annavad oma panuse ka mullast pärit seened. Kergemate süsivesinike täielikuks lagundamiseks on vaja erinevatest tüvedest pärit baktereid. Pinnases olevates populatsioonides on vajalike bakterite liikide nn segud juba olemas. Kui kompostitavas segus ei ole piisavalt baktereid, tuleb neid sinna juurde lisada. Kõige sagedamini mullast isoleeritud bakteriliigid on *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Alcaligenes*, *Nocardia*, *Micrococcus*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Achromobacter*, *Mycobacterium* (Wong jt 1997), põhjalikum loetelu on ära toodud tabelis 3.

Mullast isoleeritud süsivesinikke lagundavate bakterite ja seente perekonnad

Bakterid	Seened
<i>Achromobacter</i>	<i>Acremonium</i>
<i>Acinetobacter</i>	<i>Aspergillus</i>
<i>Alcaligenes</i>	<i>Aurebasidium</i>
<i>Arthrobacter</i>	<i>Beauveria</i>
<i>Bacillus</i>	<i>Botrytis</i>
<i>Brevibacterium</i>	<i>Candida</i>
<i>Chromobacterium</i>	<i>Chrysosporium</i>
<i>Corynebacterium</i>	<i>Cladosporium</i>
<i>Cytophaga</i>	<i>Cochliobolus</i>
<i>Erwinia</i>	<i>Cylindrocarpon</i>
<i>Flavobacterium</i>	<i>Debaryomyces</i>
<i>Micrococcus</i>	<i>Fusarium</i>
<i>Mycobacterium</i>	<i>Geotrichum</i>
<i>Nocardia</i>	<i>Gliocladium</i>
<i>Proteus</i>	<i>Graphium</i>
<i>Pseudomonas</i>	<i>Humicola</i>
<i>Sarcina</i>	<i>Monilia</i>
<i>Serratia</i>	<i>Mortierella</i>
<i>Spirillum</i>	<i>Paecilomyces</i>
<i>Streptomyces</i>	<i>Penicillium</i>
<i>Vibrio</i>	<i>Phorma</i>
<i>Xanthomonas</i>	<i>Rhodotorula</i>
	<i>Saccharomyces</i>
	<i>Scolecobasidium</i>
	<i>Sprobolomyces</i>
	<i>Spicaria</i>
	<i>Tolypocladium</i>
	<i>Torulopsis</i>
	<i>Trichoderma</i>
	<i>Verticillium</i>

(Wong jt 1997)

Tabelis 4 on toodud valik keemilisi ühendeid, mida mikroorganismid suudavad pinnases lagundada (biodegradeeritavad ained), kuid reoainete hulgas võib esineda (ja tekkida) ka bioloogiliselt mittelagundatavaid aineid.

Valik potentsiaalselt biodegradeeruvaid orgaanilisi aineid

Antratseen	Heptaan
Atsenaftaleen	Isopropüülatsetaat
Atsetoon	Klorobenseen
1,1,1-trikloroetaan	Kloroetaan
Benseen	Klorofenoolid
Benso(a)	Kloroform
Benso(a)püreen	Ksüleen
Benso(k)	Metüületüülketoon
Butanool	Naftaleen
DDT	Nitroglütseriin
Dibenso(a, h)	Nonaan
Diklorobenseen	Oktaan
Dikloroetaan	p-Kresool
Dikloroetüleen	Pentaklorofenool
Diklorometaan	Polükloreeritud bifenüülid
Dioksaan	Püreen
Dioksiin	Stüreen
Etüülbenseen	Tetrakloroetüleen
Etüülglükool	Tetraklorometaan
Fenantreen	Tolueen
Fenool	Tridetseen
Heksaan	Trikloroetüleen
	Vinüülkloriid
	Õli ja rasv

(Wong jt 1997)

Biologundamisel kasutatavatel bakteritel peavad olema järgmised omadused (Wong jt 1997):

- tarbivad orgaanilisi saasteaineid;
- lagundavad jäätmeid kiiresti ja täielikult, ilma et tekiks ebaseaduslikke lõhnu või toksilisi gaase;
- ei põhjusta haigusi inimestel ja loomadel (st on mittepatogeensed);
- kasvavad ja paljunevad kergesti orgaaniliste saasteainete poolt tekitatud keskkonnatingimustes.

1.1.4 Süsivesinike biodegradatsioon

Orgaaniliste ainete bioloogilise oksüdeerumise kiirus ja efektiivsus sõltub paljudest teguritest: aine klassist ja struktuurist, molekuli suurusest, funktsionaalsete rühmade olemasolust, nende iseloomust, mikroorganismide liigist, nende adaptatsiooni (kohanemise) kiirusest jms (Henze jt 1990; Horan 1995).

Küllastunud süsivesinikud oksüdeeruvad tavaliselt järgmiselt:

küllastunud süsivesinikud → küllastumata süsivesinikud → alkoholid → ketoonid → rasvhapped → CO₂ ja H₂O (Henze 1990; Horan 1995). Orgaanilised happed oksüdeeruvad bioloogiliselt kiiresti. Sipelghapet kasutatakse isegi energiaallikana teiste orgaaniliste hapete lagundamisel (Henze jt 1990).

Suurt huvi on pakkunud aromaatsete ühendite biodegradatsioon, sest neid leidub paljudes tööstuslikes heitvetes. Benseen nt laguneb alles pärast mikroorganismide pikaajalist adaptiooni. Benseeni homoloogid, mis sisaldavad -CH₃, -CHO, -OOCCH₃, -NH₂ jt funktsionaalseid rühmi, oksüdeeruvad aga tunduvalt kiiremini. Aromaatsed happed (nt bensoehape) ja amiinid (nt aniliin) oksüdeeruvad üldiselt hästi, seevastu nitroühendid aga väga halvasti, nitrobenseen sisuliselt ei oksüdeeru üldse (Henze jt 1990; Horan 1995). Tabelis 5 on esitatud erinevate orgaaniliste ühendite rühmad nende biodegradeeritavuse alusel.

Peamised biodegradatsiooniprotsessid on hüdrolüüs, oksüdeerumine ja redutseerumine.

Tabel 5

Orgaaniliste ühendite struktuuri mõju biodegradeeritavusele aeroobses keskkonnas

	HÄSTI BIODEGRADEERITAV	HALVASTI BIODEGRADEERITAV
Süsivesinikud	lineaarsed alkaanid < C ₁₂ madala ja keskmise molekul- massiga alkaanid lineaarne ahel -C-C-C- alifaatsed ühendid mono- ja bitsüklilised aromaatsed ühendid	Lineaarsed alkaanid > C ₁₂ kõrge molekulmassiga alkaanid hargnenud ahel -C-O-C- aromaatsed ühendid polütsüklilised aromaatsed ühendid
Asendusrühmad aromaatsel tuumal	-OH -COOH -NH ₂ -OCH ₃	-F -Cl -NO ₂ -CF ₃

(Wong jt 1997)

Ainete tinglik jaotamine degradeeruvuse alusel:

- a) kiiresti degradeeruvad ained;
- b) degradeeruvad ained;
- c) aeglaselt degradeeruvad ained.

$$\text{DEGRADEERUVUSE INDEKS} = \text{BHT}_7 / \text{KHT}_{\text{Cr}}$$

Degradatsioonuse indeksi piir (OECD): $\text{BHT}_7 / \text{KHT}_{\text{Cr}} = 0,43$

Kergesti degradeeruvad ained: $\text{BHT}_7 / \text{KHT}_{\text{Cr}} > 0,43$

Raskesti degradeeruvad ained: $\text{BHT}_7 / \text{KHT}_{\text{Cr}} < 0,43$

Reeglina ühendite biodegradeeritavus väheneb nende molekulmassi suurenemisel. Lisaks molekulmassile mõjutab ühendite biolagundatavust nende lahustuvus vees ja viskoossus. Kõrge viskoossusega süsivesinike lagundamine on raskendatud, kuna saasteaine molekulide, mikroorganismide, toitainete ja elektronaktseptorite omavahe-line kontakt on takistatud (Wong jt 1997).

Tabelis 6 on esitatud tüüpilisemad naftasaadused vastavalt oma lahustuvuse ja viskoossusega. Võrreldes diiselkütusega on bensiin märgatavalt paremini biodegradeeritavam, kuna tema lahustuvus külmas vees on 50-100 ppm ja viskoossus 0,5-0,6 sentistokesi, samad parameetrid diislil aga <1 ppm ja 2-4 sentistokesi (Wong jt 1997).

Tabelis 6 toodud ainetest biodegradeerub kõige paremini metanool – tema lahustuvus on väga suur, kuna tegemist on polarse molekuliga, mis moodustab veega kergesti vesiniksidemeid. Biodegradeeritavust soodustab ka metanooli väike molekulmass ning madal viskoossuse aste.

Tabel 6

Erinevate naftasaaduste lahustuvused ja viskoossused

Aine	Lahustuvus külmas vees (20° C juures, ppm*)	Viskoossus (sentistokesides)
Metanool	>100 000	<0,1
Bensiin	50-100	0,5-0,6
1-penteen	150	n/a**
Benseen	1,791	0,5
Tolueen	515	0,5
Etüülbenseen	75	0,6
Ksüleenid	150	0,6
n-heksaan	12	0,4

Tsükloheksaan	210	n/a
i-oktaan	0,008	n/a
Keroseen (petrooleum)	<1	1,5-2
Diisel	<1	2-4
Kerge kütteõli	<1	1,4-3,6
Raske kütteõli	<1	5,8-194
Määrdeõli	<0,001	400-600
Kasutatud õli	<0,001	40-600

(Wong jt 1997)

* ppm – ühik üks miljondikku

** n/a – pole määratud või allapoole määramispiiri

Kuigi biodegradeeruvate saasteainete nimekirjas võib olla nii alkaane, mono- ja polüaromaatseid ühendeid, erinevaid kloroühendeid jt, tuleb arvestada sellega, et biodegradatsiooni ulatus alates esmasest transformatsioonist kuni täieliku mineralisatsiooni ja biomassi moodustumiseni sõltub keskkonnatingimustest ning mikroorganismide kooslusest (Painter 1985; Neilson 1985).

Kloororgaaniliste ühendite puhul kehtib reegel – mida rohkem on ühendi struktuuris kloori aatomeid, seda halvemini ühend degradeerub. Kloreeritud orgaanilisi ühendeid saab lagundada aeroobselt kaasmetaboliitide kasutamisel. Uurimused on näidanud, et bakterid võivad lagundada antud ühendeid aeroobselt, kui neil on võtta mingit teist ühendit nagu toluen, fenool või metaan primaarse substraadina (Sellers 1999).

Mõned kemikaalid võivad olla mikroorganismidele toksilised. Ühendid, mis on madalates kontsentratsioonides kergesti lagundatavad, võivad kõrgetes kontsentratsioonides olla aga mikroorganismidele toksilised.

Keskkonnas leiduvad toksilised ained nagu raskmetallid, pestitsiidid jt orgaanilised ühendid võivad inhibeerida lagundamiseks vajalikke ensüüme või kahjustada rakkude muid struktuure (rakumembraane) ning mõjuda sellega pärssivalt ka bakterite kasvule (Bitton 1994).

1.1.5 Protsessi konstrueerimine ja opereerimine

Jäätmete sobivus kompostimiseks

Enamikke ohtlikke jäätmetest saab kahjutustada kompostimise teel, kuid sellega ei saa eemaldada kõiki ohtlikke ühendeid (nt raskmetalle, mida tuleb eraldi käidelda). Kui mürgiste ühendite kontsentratsioon jäätmetes on väga kõrge, on see mikroobidele

toksiline, seepärast tuleb jäätmeid nn lahjendada, st segada juurde puhast pinnast vm materjali (Lewandowski jt 1998).

Mikroobide tegevus toimub reeglina osakese pinnal, mistõttu väiksema suurusega ja samas suurema eripinnaga osakestel toimub kiirem lagunemine. Kuid kui osakesed on liiga väikesed ja kompaktsed, on õhu juurdepääs omakorda kompostitavale materjalile pärsitud (Lewandowski jt 1998). Seepärast tuleb hoolikalt valida optimaalne kompostsegu osakeste suurus.

Mikroobidel võib tekkida probleeme ka saasteainete kättesaadavusega. Pinnaseosakesed võivad füüsiliselt takistada mikroobide juurdepääsu saasteainetele. Hüdrofoobse pinnase puhul on raskendatud ka hapniku, toitainete ning vee läbilaskvus (Thomas jt 1986). Lisaks võivad osad saasteained olla kättesaadamatud tänu pinnaseosakestele adsorbeerumise tõttu või kuulumisele stabiilsete orgaaniliste ühendite (humiinhapete) koosseisu (Lewandowski jt 1998).

Substraat

Mikroobide kasvusubstraadiks on saasteained koos orgaanilise materjaliga. Mikroobide kasv on tagatud piisava saasteaine kontsentratsiooniga. Kui kontsentratsioon on liiga madal, võib selle tõstmiseks lisada saasteaine analoogi või süsinikuallikat, stimuleerimaks laia spetsialiseerumisega ensüümide tootmist (on võimalik kasutada nii süsinikuallikat kui saasteainet) (Lewandowski jt 1998).

Mõned saasteained ei ole ise ei süsiniku ega energiaallikad, kuid nad transformeeritakse metaboolseteks kõrvalproduktideks lisaenergia- ja süsinikuallika arvel (Keck jt 1989). Mõningaid saasteaineid saab kompostida ainult süsinikuallika lisamisel. Lisasüsinik võib aidata ellu jääda mikroobipopulatsioonidel ebasobivates kasvutingimustes (Lewandowski jt 1998).

Kui kasutada kergesti lagundatavaid süsinikuallikaid (nt suhkrud, lihtsad süsivesikud), tõuseb temperatuur kiiresti, kuid tõus pole püsiv. Raskemini lagundatavad süsinikuallikad (nt saepuru) aga ei anna erilist temperatuuri tõusu. Püsiva kõrge temperatuuri tagab nt mõõdukas loomasõnniku lisamine (Finstein, Hogan 1993; Williams, Miller 1992).

Kui on palju süsinikku, toimub lagundamine kiiremini, kuid on ka suurem vajadus hapniku, vee ja anorgaaniliste toitainete järele. Samuti suureneb käideldava pinnase hulk, tekib rohkem jäätmeid, tõusevad kulutused niisutamisele ja õhustamisele. Seega

tuleks süsinikuallikat lisada täpselt nii palju kui vaja ja nii vähe kui võimalik, et tagada kompostimise efektiivsus ja madal hind.

Kui materjal on kompostimiseks ette valmistatud, siis tuleb leida optimaalsed keskkonnatingimused ohtlike komponentide lagundamiseks. Seega tuleb omada kontrolli mitmesuguste toimuvate füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste protsesside üle. See nõuab komposti töötlemistingimuste muutmist vastavalt olukorrale ja vajadustele.

Ventilatsiooni konfiguratsioon

Ventilatsioon tagab hapniku juurdevoolu süsteemi. Samaaegselt toimub soojuse eraldumine vee aurumise teel (MacGregor jt 1981). Ventileerimine toimub üldjuhul kas surve- või vaakum-indutseeritud puhurite abil. Teoreetilised ja praktilised katsetused on näidanud, et survepuhuritel põhinevad mudelid on energiasäästlikumad ja võimaldavad suuremat kontrolli hapniku ning temperatuuritingimuste üle (Goyal 1983; Miller jt 1982).

Survepuhureid kasutatakse õhu juhtimiseks alt üles läbi kompostitava materjali alumise pinnakihi, milleks üldjuhul on perforatsioonid (augustatud) aluspind. Õhu liikumine vastupidiselt (ülevaalt alla) võib osutada kasulikuks spetsiifilistel juhtudel. Puhuri valik sõltub jahutamiseks vajamineva õhu hulgast, tehniliku aluspinna ja kompostitava materjali (poorsus, kõrgus) poolt avaldatud vasturõhust. Puhurid peavad võimaldama küllaldase õhu juurdevoolu vasturõhu tingimustes (Lewandowski jt 1998).

Oluline on vaadelda ka ventilatsiooni meetodeid. Õhu juhtimine läbi kompostitava aine võib toimuda ühekordselt või korduvalt. Ühekordne õhustamissüsteem on lihtne, kuid korduvõhutamine nõuab juba keerulisemaid kontrollmehhanisme.

Hapniku kontroll

Optimaalne hapniku hulk erinevate jäätmete mikrobioloogiliseks lagundamiseks on ainespetsiifiline. Näiteks anaeroobsed tingimused on eelduseks erinevate benseeni halogeenderivaatide dehalogenatsioonil ja mineralisatsioonil (Sufflita jt 1982). Anaeroobsete tingimuste saavutamiseks süsteemis tuleb lihtsalt vältida õhutust, aeroobsete tingimuste saavutamiseks seevastu peab hapniku juurdevool ületama hapniku maksimumtarbe ajatühikus (Lewandowski jt 1998).

Ventilatsioon tagab õhu liikumise läbi kompostitava materjali, suurendades hapniku hulka ning eemaldades süsihappegaasi ning teisi tekkinud gaasilisiprodukte. Liigne hapniku juurdevool süsteemi võib aga lõppeda liigsete soojus- ja energiakadudega, seetõttu peab hapniku juurdevool olema kindlalt reguleeritud (Lewandowski jt 1998).

Pidevalt vajaliku hapniku kontsentratsiooni tagamiseks on parim lahendus süsteemi automatiseerimine, kus ette on antud kindlad väärtused ja vastavalt ette antud väärtustele toimub pidev hapniku hulga kontrollimine ja reguleerimine. Antud lahendi puuduseks on see, et hapniku hulga automatiseerimist ja kontrolli saab rakendada ainult suletud süsteemide puhul (Lewandowski jt 1998).

Praktikas aga ei pruugi hea õhustussüsteemi olemasolu siiski tagada ühtlast hapnikujaotust kõikjale. Mõned piirkonnad võivad jääda hapnikuvaeseks aeglase difusiooni tõttu, eriti seal, kus vee osakaal on suur. Selle tulemusena võivad välja kujuneda anaeroobsed piirkonnad, ehkki süsteem tervikuna on hea hapnikuvarustatusega. Anaeroobsete tingimuste püsimisel kasvab vastavate mikroobide elutegevus, mis põhjustab omakorda soojuse talletamise. Kontrolli puudumisel võib see mõjuda inhibeerivalt (Lewandowski jt 1998).

Temperatuuri kontroll

Kompostitava materjali temperatuur on määrava tähtsusega soovitud mikroobide maksimaalseks elutegevuseks ja kasvuks. Temperatuur on reguleeritav õhustamisega. Tavaliselt kulub rohkem õhku süsteemi jahutuseks kui hapniku kontsentratsiooni tagamiseks (Lewandowski jt 1998).

Temperatuuri kontrollimiseks kasutatakse automatiseeritud sonde (eelistatult paigaldatud mitmesse kohta kompostsegu). Temperatuuri valik sõltub kompostitavast materjalist ja seatud eesmärgist. Nt erinevate PAH-ühendite optimaalne temperatuur on 35-50° C, kuid 55° C juures on lagunemine juba oluliselt pärsitud (Finstein jt 1990).

Jaheda õhu juurdevool süsteemi loob temperatuuri gradiendi õhu juurdevoolu suunast sõltuvalt, nt on jahedaim punkt sissevoolu juures. Temperatuuri gradiendi suurus sõltub läbivast õhumassi hulgast ning metabolismi käigus toodetud soojuse hulgast. Sõltuvalt bakteriaalsest tegevusest võivad tekkida meso- ja termofiilsed tsoonid samaaegselt ühes massis (Finstein jt 1983; Hogan jt 1989).

Ehkki erinevate temperatuuritsoonide teke soodustab uute mikroobipopulatsioonide teket, ei ole see siiski soovitatav nähe, sest igal substraadil on siiski oma temperatuuri optimum, mille juures toimub kõige efektiivsem lagunemine. Seetõttu tuleks vältida suurte temperatuurigradientide teket. Juba tekkinud gradiente saab kõige kiiremini likvideerida mehhaanilise segamise teel (Lewandowski jt 1998).

Eralduvate gaaside käitlus

Gaase tekib eriti rohkesti ohtlike jäätmete kompostimisel, sest protsess toimub üldjuhul kõrgetel temperatuuridel rohke ventilatsiooniga. Tavamaterjalide kompostimisel eralduvad gaasid on enamasti ammoniaak (ca 67% eralduva gaasi kogusest), amiinid (19%) merkaptaanid (12%) ja muud väiksema tähtsusega gaasid (ca 2%) (Spellman 1997). Erinevate jäätmete puhul küllastatakse mõnikord eralduvad gaasid veega, seepärast tekib ohtralt gaase, mis tuleks kokku koguda, sest paljud neist võivad olla mürgised ning enamus neist on halvalõhnalised. Kõige lihtsamini on see saavutatav sobivate tehnoloogiliste lahendustega, eraldades hapnikutarbeks ja jahutuseks vajalikud õhujuurdevoolu teed (Lewandowski jt 1998). Kasutada võib erinevaid filtreid, muid gaasipuhasteid või gaasikogumissüsteeme (kogutud gaasidega tuleb pärast eraldi tegeleda).

Vee lisamine

Tänu ventilatsioonile toimub ka vee eraldamine, mistõttu niiskustasakaal võib muutuda probleemiks. Seepärast peaks igal konstrueeritud süsteemil olema ka vee lisamise võimalus protsessi käigus.

Kuna ohtlike jäätmete kompostimismaterjali lahtine segamine on vastunäidustatud, peaks vett lisama konteineris. Vee lisamine kompostitavale materjalile ning selle sisseimbumine raskusjõu mõjul on kõige lihtsam meetod, ometi kipub see moodus poore liigse veega täitma, mille tagajärjel halveneb õhu ja vee jaotus kompostitavas materjalis. Lisaks sellele kuivatab ülespoole liikuv õhuvool materjali alumist osa, kuna sissetuleva õhu niiskus on madal (Finstein jt 1983). Seetõttu on ühtlaseks vee jaotuseks vajalik segamine kombineeritult vee lisamisega. Üks võimalus on kasutada ülalt-alla suunaga õhustamist ja vee lisamist ülemisele kihile. See moodus varustaks veega liigselt kuivavaid kohti ja vähendaks vee jaotusega seotud segamise vajadust (Lewandowski jt 1998).

Mehhaaniline segamine

Segamine on üldjuhul hädavajalik vee, substraadi ja mikroobide ühtlase jaotuse ning kompaktse materjali poorsuse tagamise-taastamise puhul. Segamine ei saa tavaliselt täita ainuüksi õhustamise eesmärki gaasivahetuse piiratud, kontrollimatu ja vahelduva loomuse tõttu (Finstein jt 1986).

Segamissüsteemid, mis on tavaliselt kaasatud suuremõõtmelistesse projektidesse, kasutavad selliseid masinaid nagu tigusüsteemid, kaldsegistid jt. Paljude jäätmete suure tiheduse, heterogeensuse ja abrasiivsete omaduste tõttu on need süsteemid püsivalt töös. Horisontaalse pöörleva trumliga süsteemid pakuvad kvaliteetset segamisvõimalust, kuna võimaldavad kogu materjali üheaegset segamist. Samuti hõlbustab see kontrollida niisutamist protsessi kestel. Negatiivseks küljeks on aga sellisele füüsikalisele süsteemile omane ventilatsioon, kus õhk tuleb sisse trumli põhjast ning läheb materjalist üle, selle asemel, et materjalist läbi minna (Lewandowski jt 1998).

1.1.6 Kompostsegu küpsuse hindamine ja klassifikatsioon

Komposti turvaliseks kasutamiseks kehtiv peamine nõue on selle stabiilsuse või küpsuse aste, mis näitab stabiilse orgaanilise aine sisaldust ning fütotoksiliste (taimedele mürgiste) koostisosade ja taime- või loomapatogeenide puudumist. (Iannotti jt 1993). Küpsus on tavaliselt seotud taimekasvu potentsiaali või fütotoksilisusega, samal ajal kui stabiilsus mikroobilise aktiivsusega. Nii või teisiti on stabiilsus ja küpsus üksteisega seotud, kuna fütotoksilisi ühendeid toodavad mikroorganismid ebastabiilses kompostis (Zucconi jt 1985).

Üldise pildi kompostist annavad füüsikalised parameetrid nagu värvus, lõhn ja temperatuur, kuid sellest on vähe, saamaks piisavalt informatsiooni segu küpsusastmest. Seepärast on laialdaselt võetud kasutusele keemilised meetodid nagu nt C/N suhe. Vees lahustuva orgaanilise süsiniku ja orgaanilise lämmastiku suhte avastasid Chanyasak ja Kubota (1981) kui olulise tähtsusega indikaatori küpsusastme suhtes. Sellist C/N suhet on tihti raske kindlaks määrata, kuna orgaanilise lämmastiku kontsentratsioon veelahuse proovis on enamasti väga madal. Sel põhjusel soovitasid Hue ja Liu (1995) kasutada vees lahustuva orgaanilise süsiniku ja kogu orgaanilise lämmastiku suhet kui komposti küpsuse määramiseks sobivat parameetrit, tehes

ettepaneku võtta komposti stabiilsuse indeksi uueks väärtuseks $<0,70$. Komposti küpsust saab määrata ka nitrifikatsiooni abil. Kui NH_4^+ kontsentratsioon väheneb ja kompostsegusse ilmub NO_3^- , võib segu lugeda kasutuskõlblikuks (Finstein, Miller 1985). Küpsusastet saab määratleda ka bioloogiliste meetoditega, kaasates seemne idanemise ja juurdumisaja pikkust (Zucconi jt 1981), kuna ebaküps kompost võib sisaldada fütotoksilisi ühendeid nagu nt fenoolhape ja lenduvad rasvhapped (Kirchmann, Widen 1994).

Komposti küpsust saab kindlaks teha ka selle enda mikroobilise aktiivsusega, mõõtes mikroobse biomassi järku, metaboolset aktiivsust ja kergesti lagunevate koostisosade kontsentratsiooni. Laboratoorsete meetoditega määratakse veel lisaks ka hapniku tarbimine või respiratsiooni (hingamise) aktiivsus ja soojuse tootmine (Zucconi, de Bertoldi 1987). Respiromeetrilisi uuringuid nagu hapniku tarbimine või süsihappegaasi tootmine (põhjustatud orgaanilise aine mineralisatsioonist) on tehtud puhta komposti ning pinnasega segatud kompostiga sellises vahekorras, et segu sobiks põllumajanduslikuks kasutuseks (Bernal jt 1998; Iannotti jt 1993). Ebaküpsel kompostil on suur hapnikuvajadus ning kõrge süsihappegaasi tootmisaste, kuna mikroobidel on üliaktiivne elutegevusjärg, toimub pidev orgaanilise aine lagundamine (st et on veel piisavalt lagundamata ainet). Seega võib öelda, et hapnikutarve ja süsihappegaasi tootmine on komposti stabiilsuse ja küpsuse indikaatoriteks (Hue, Liu 1995).

Tavaliselt määratakse komposti küpsusaste maksimaalse isesoojenemistemperatuuriga, mida mõõdetakse suletud anumal (BGK 1998). See meetod ei sobi küpsusastme määramiseks laboratoorsetes tingimustes, kuna testiks vajaliku materjali kogus on suhteliselt suur (2 liitrit). Teiseks (sama aktsepteeritud) meetodiks on respiratsiooni mõõtmine (perioodiks 4 päeva). Selle meetodi jaoks vajaminev materjali hulk on tunduvalt väiksem (20 g) ning seega laboratoorseteks katseteks palju sobivam.

Erinevad teadlased on küpsusastme määramist käsitletud veidi erinevalt, kuid üldjoontes on põhimõtted siiski samad. Järgnevas tabelis (7) on määratletud komposti küpsusastet Jourdani ja Beckeri põhimõtete järgi (BGK 1998; Becker 1997). Põhimõtteliselt on kõik meetodid võrreldavad. Varased ja keskmised staadiumid võivad tugevalt varieeruda ning klassifikatsioon võib seetõttu erineda. Nii või teisiti võib respiratsiooni mõõtmine anda kasulikku informatsiooni, eriti juhtudel, kus on

vajalik määrata just degradatsiooni edenemist ja segu kvaliteedi astet (Körner jt 2003).

Tabel 7

Küpsusaste mõnede biokeemiliste parameetrite suhtes

Küp- sus- aste	Maksim. Tempe- ratuur (⁰ C)	O ₂ -tarve (mg/g OS*) (Jourdani järgi)	O ₂ -tarve (mg/g OS) (Beckeri järgi)	Segu staatus
I	>60	>40	>80	toores materjal
II	60-50,1	40-8,1	80-50	värske kompost
III	50-40,1	28-16,1	50-30	värske kompost
IV	40-30,1	16-6,1	30-20	küps kompost
V	<30,1	<6,1	<20	küps kompost

(Körner jt 2003)

* OS – *organic solids*, orgaanilised ained (kaovad 105⁰ C kuumutamise juures)

Komposti küpsust on võimalik ka teiste näitajate alusel hinnata ning klassifitseerida. Näiteks on seda võimalik hinnata kogu süsiniku kao järgi (%), mis on seotud ka isesoojenemispotentsiaaliga. Protseduur põhineb süsinikdioksiidi kinnipüüdmisel laboratoorses tingimustes 34⁰ C juures (pärast 24 tundi tasakaalustamisperioodi). Vastavad andmed on klassifitseeritud järgmiselt tabelis 8.

Tabel 8

Orgaanilise aine stabiilsuse sõltuvus süsinikust

Suhteline stabiilsus	Kõrge	Keskmine- Kõrge	Keskmine	Keskmine- Madal	Väga madal
C-kadu, % kogu C-st mg CO ₂ -C/g VS*	<0,2	0,2-0,8	0,8-1,5	1,5-2,5	>2,5
Isesoojenemispotentsiaal	väga madal	madal	keskmine	kõrge	väga kõrge

(Interpretation of Waste ...)

* VS – *volatile solids*, kuumutuskadu (kuumutamisel lenduvad ühendid)

Üheks võimaluseks on kasutada ka Dewar'i isesoojenemistesti. Testi sooritamiseks kasutatakse spetsiaalset 1-liitrist anumad, mis täidetakse võimalikult ideaalselt

niisutatud kompostiga. Vastavalt mikroobide aktiivsusele toimub anumas temperatuuri tõus. Tavaliselt on testi pikkuseks 3-7 päeva (klassifikatsioon esitatud tabelis 9).

Tabel 9

Dewar'i isesoojenemistesti klassifikatsioon

Maksimaalne temperatuuri tõus	Stabiilsuse klass	Kompostsegu stabiilsuse kirjeldus	Isesoojenemise potentsiaal
0-10 ⁰ C	V	küps – väga küps	Väga madal
10-20 ⁰ C	IV	järeloküpsemisel	Madal
20-30 ⁰ C	III	aktiivne, ebaküps	Keskmine
30-40 ⁰ C	II	väga aktiivne, ebastabiilne	Keskmine – Kõrge
40-50 ⁰ C	I	värske, toores	Kõrge

(Interpretation of Waste...)

Lisaks eelnenud testidele on võimalik komposti küpsuse, stabiilsuse ja ka kvaliteedi hindamiseks võimalik lisaks enamlevinutele (nt niiskusesisaldus, pH, lämmastik, C/N, mineraalid, lõhn, värvus jms) veel väga palju muid teste ning uuringuid teha nagu nt uurida soolasisaldust, segu tihedust, raskmetalle, lenduvaid orgaanilisi happeid, fütotoksilisust-idanevust, patogeene jne. Kõik sõltub sihtgrupist – kellele ja mille jaoks komposti vaja on.

Kompostimisprotsessi kulg sõltub sellest, millist süsteemi on kasutatud ning paljudest teistest faktoritest. Enne kompostimisprotsessi algust tehakse mitmeid toiminguid (segamine, purustamine, niisutamine jms), tagamaks segule optimaalsed tingimused. Protsessi käigus tingimused segus aga muutuvad, seepärast on oluline pidevalt protsessi jälgida, et vajadusel üht-teist muuta. Väga raske on tagada protsessi optimaalset kulgu. Mõnikord on vaja jäätmeid töödelda väga lühikese ajaga – kui ei ole nt piisavalt vaba ruumi või on komposti kiiresti vaja, teistel puhkudel võib olla ruumi ja aega, kuid ei jätku majanduslikke ressursse.

Laboratoorsed või väikesemahulised katsed on heaks eeltöök suuremate ettevõtmistele. Laboris saab näiteks erinevaid kompostsegude variante uurida, katsetada, võrrelda ning selgitada välja optimaalseimad tingimused ja süsteemid. Enamasti ei ole suuremahulised katsed võrreldavad laboratoorsete või väikesemahulistega, kuna tingimused võivad väga erinevad olla. Seepärast tehakse tihti

katsetes lihtsustamist, tingimuste muutmist või täpsustamist, kuid üldised põhimõtted jäävad ikka samaks.

1.2 Jääkkalarasv

1.2.1 *Kalarasva mõiste*

Kalarasva all mõistetakse käesolevas töös kalatöötlemisettevõtete rasvapüüdurites heitvee pinnale kerkinud jäätmeid, mis põhiliselt koosneb õlist, rasvast ja limast.

Kalatöötlemisettevõtete reovesi tekib külmutatud kala sulatamisel, kala soolamisel, töötlemisel, pesemisel ning seadmete, põrandate ja ruumide pesemisel. Vees on valku ja selle laguprodukte, rasva, ensüüme, vitamiine, mineraalaineid, kalalima, soomuseid, rappeid, kalatükikesi, desoaineid jms. Sellist väga kõrge reoainekontsentratsiooniga ja kiiresti roiskuvat kalatöötlemisreovett on väga raske puhastada ning on hukutav sisevetesse ja merelahtedesse jõudmisel. Reovee puhastamine võib olla edukas vaid korraliku eelpuhastuse korral, nt kohtpuhastamine (soomuste, kalarasva ja –lima ning toodangutükikeste eemaldamine). Olukorra parendamiseks tuleks jääksaadused kinni püüda otse tsehhides ja utiliseerida sekundaarse toorainena või loomasöödana (Kuusik 1995). Seega on olulise tähtsusega leida efektiivne käitlemisvõimalus ka jääkkalarasvale, kuna praegu on probleem paljudes kalatöötlemisettevõtetes lahendamata ning olukorra lahendamatus võib keskkonnale väga suurt kahju tekitada.

1.2.2 *Kalajäätmete ja –rasva käitlemisest maailmas*

Ugandas on tehtud mitmeid uuringuid, kuidas vähendada kalatöötlemisettevõtetes tekkivaid jäätmeid ning püütud juurutada erinevaid lahendusi, kaasa arvatud muuta veekasutust säästlikumaks ning reovee kontsentratsiooni lahjemaks.

Üheks võimaluseks parandada veekasutuse olukorda, on vältida kalatükikeste sattumist põrandale või kui on juba sattunud, see kohe ära koristada ning nt loomasöödana maha müüa. Teiseks võimaluseks on reovesi läbi sõela lasta, mis püüab tahked osakesed kinni (McDonald jt 1999). Samas tuleks seepide ja muude desoainete kasutamist piirata või valida kalatööstuse jaoks optimaalseimad vahendid, kuna nende liigne tarbimine soodustab rasva- ja õliemulsioonide teket, mis omakorda halvendab rasva ja õli eemaldatavust reoveest.

Kui reovett tahetakse aeroobselt puhastada, tuleks liigne õli ja rasv (*FOG – Fats, Oil and Grease*) enne eemaldada. Seda annab lihtsalt korraldada rasvapüüduritega (Dalzell 1994).

Soomused (*Scales*) moodustavad Uganda kalatööstustes suurima osa jäätmetest. Kui neid enne reovee puhastamist reoveest ei eraldata, kipuvad need põhja settima ning seetõttu võivad puhastusprotsessi tugevalt häirida (McDonald jt 1999). Üheks võimalikuks kasutusviisiks oleks soomuseid kasutada orgaanilise reovee koagulandina (Gonzales 1996), mis peaks hästi aitama väikeste osakeste settimisel või flotatsioonil (soomused eelnevalt kuivatatud ja pulbriks tehtud).

Sisikond (*Viscera*) tuleks samuti eemaldada enne reovette jõudmist (nt kasutada loomasöödana). Kui sisikonna osakesed juba reovees on, käituvad need nagu rasva tahked osakesed, tõustes vee pinnale (kust saab analoogselt rasvaga eemaldada) (McDonald jt 1999).

Jaapanis on kalatööstus väga tähtsal kohal, seetõttu on seal tehtud mitmeid uuringuid, kuidas taaskasutada kalatööstustes tekkivaid jäätmeid. Jaapanis taaskasutatakse ca 14% kalajäätmetest (kalalihana, õlina jm vähemtähtsate ainetena). Kalajäätmetest saadavat õli kasutatakse peamiselt margariini, seebi jms tootmiseks. Selleks otstarbeks toodetakse suuremast osast kalaõlist EPA (*eicosapentaenoic acid*) ja DHA (*docosahexaenoic acid*) rikast õli. DHA parandab nt efektiivselt ajutegevust ning seetõttu müüakse isegi ravimina. EPA õli kasutatakse ateroskleroosi vastu ning samuti parandab see rasvhapete kvaliteeti veres. Mõlemad tooted on looduslikud ja mittemürgised, seega väga kasulikud tervisele (Sakaguchi 1993).

Teisteks suuremateks toodeteks on tauriin (*Taurine*), mis sisaldab aminohapet ning on samuti kasulik tervisele, eriti hästi mõjub silmadele ning maksale, alandab kolesterooli taset veres (müüakse nt vitamiinitablettidena). Kitosaani (*Chitosan*) kasutatakse reoveepuhastuses (tööstus- ja olmereovete) aktiivmuda tihendamiseks ja veetustamiseks. Kitosaani toodetakse krabide ja vähkide koorikutest. Enamus koorikloomade koorikutest kasutatakse purustatuna väetisesegetes või kanade ja loomade söödasegetes (Sakaguchi 1993).

Kalajäätmete kõige põhilisemaks tooteks on taaskasutatud kalaliha, mida kasutatakse lisasöödana kalakasvatustes, loomafarmides (k.a. karusloomafarmid), lemmiklooma-söögiks, väetisena vms (Sakaguchi 1993).

Patagoonias on tehtud katseid kalajäätmete kompostimisega, kasutades selleks tavalist staatilise kuhja põhimõtet, kuna kompostimist peetakse üheks paremaks maakasutuse alternatiiviks, mis on ühtlasi ka tulus (toob kasu sisse, kuna tekib kaupa). Samas on protsessi aeratsiooni soodustamiseks ja süsinikuallika tagamiseks vaja erinevaid tugi- ja/või lisaaineid (Laos jt 1998, 2002).

Eelnimetatud katses on kalajäätmed segatud saepuru ja hõövlilaastudega (kaalu järgi vahekorras 3:1). Kasutatavateks kalajäätmeteks olid sisikonnad, selgrood, pead ja muud töötlemise käigus tekkivad komponendid. Kompostsegu pandi nelja 220 PVC reaktorisse, segu koguhulgaks 67 kg kalajäätmeid ning 22 kg saepuru-hõövlilaastude segu. Katse pikkuseks ca 2x150 päeva (üks periood suvel, teine talvel). Mõõdeti levinumaid näitajaid nagu temperatuuri, pH-d, niiskusesisaldust, ammonium-lämmastikku ($\text{NH}_4^+ \text{N}$), vees lahustuvat süsinikku (WSC, *water soluble carbon*), kogu orgaanilist süsinikku (TOC, *total organic carbon*), üldlämmastikku (TN, *total nitrogen*), lenduvaid rasvhappeid (VFA, *volatile fatty acids*) ja elektrilist konduktiivsust (EC, *electrical conductivity*) (Laos jt 1998, 2002).

Kompostsegu temperatuur ületas 55⁰ C peale 7-ndat päeva (kui segu vahepeal segati, saavutati see piir ca 2 päeva hiljem), termofiilne faas (üle 45⁰ C) püsis ligikaudselt 60 päeva, langedes ümbritseva temperatuuri tasemele uuesti peale 120-ndat päeva. Suvel ja talvel olid protsessi trendid põhimõtteliselt samad, kuid talvel oli kogu protsessi periood ca 20 päeva pikem (Laos jt 1998, 2002).

Muudel näitajatel oli enamasti samuti ühtlane langev trend (nt WSC langes suvel 100-ndaks päevaks 108 g/kg-lt 18 g/kg-ni; $\text{NH}_4^+ \text{N}$ samal perioodil 6,3 g/kg-lt 1,7 g/kg-ni; TOC 537 g/kg-lt 477 g/kg-ni; talveperioodil olid trendid sisuliselt samad), pH jäi suhteliselt kitsastesse piiridesse (suvel 6,2-6,6, talvel 6,5-6,9), niiskusesisaldus samuti (suvel 45-59%, talvel 46-55%). Ainsaks erinevuseks võib tuua üldlämmastiku (TN), mis langemise asemel veidi tõusis (suvel 26 g/kg-lt 27 g/kg-ni; talvel 27 g/kg-lt 30 g/kg-ni) (Laos jt 1998, 2002).

Eelöeldu põhjal võib järeldada, et kompostimise edukus sõltub palju valitud süsteemist ning tugi- ja lisaainetest. Katse tulemused näitasid, et valitud süsteem oli piisav patogeenide hävitamiseks ning orgaanilise aine stabiilsuse saavutamiseks, seda enam, et protsessi on võimalik käivitada edukalt ka talvel. Teisest küljest, kuna

reaktorsüsteem on lahtine, võib see protsessi käigus tekkivate lenduvate ühendite tõttu mitmeid piiranguid seada ning selle kasutust limiteerida.

Kanadas on uurimustöö käigus võrreldud kahe tugiaine (*bulking agents*) ja kahe parendaja (*amendments*) mõju kalajäätmete kompostimisprotsessile. Tugiained on teatavasti materjalid, mis parandavad kompostitava aine struktuuri ja tagavad õhu juurdepääsu kõikjale segusse. Lisaks mõjutavad tugiained pH-d, C/N suhet, niiskusesisaldust jms (Golueke 1991). Tugiained on tähtsad mikroobse degradatsiooni protsessi tagajad, samas ka põhiliseks segu kvaliteedi näitajaks ning kas kompostsegu sobib kasutada väetise, aiakompostina vms (Liao jt 1997).

Parendaja lisamist võib sisuliselt lugeda mõne substraadi lisamist (mida just parajasti puudu on), tagamaks protsessi optimaalne käimaminek. Parendajad (lisaained) jagunevad kaheks: struktuursed ja energeetilised. Struktuursed vähendavad põhimassi kaalu ning suurendavad õhulüngakeste teket, energeetilised suurendavad biodegradeeruva orgaanilise materjali osakaalu segus (Liao jt 1997).

Kuna puidu koostisosad erinevad liigiti, siis erinevad märgatavalt ka nende lagunemistasmed puuliikide saepurus. Uuringutega on saadud teada, et lehtpuude saepuru on enamasti paremini lagunev kui okaspuude saepuru (Allison jt 1963). Seepärast valiti katsesse lepalaastud ja kuuse saepuru, kuna oli ette aimata, et lepalaast tagab kergemalt kättesaadava süsiniku kui kuuse saepuru (Liao jt 1997).

Parendajad võeti samuti veidi erinevad. Turbasammal nagu leppki on hea süsinikuallikas. Näiteks võib turvas tõsta tunduvalt katioonide vahetuse ulatust kompostis (Mathur jt 1990). Vermikuliit (kolmekihiline savimineraal) on uudne parendaja, mis sai valitud selle võime siduda kaaliumiioone pärast (Nõmmik, Vahtras 1982). Kuna kaaliumil ja ammoniaagil on sarnased ioonsuurused, pakuti välja, et ammoniaak võib samuti vermikuliiti kinni jääda. See võimaldaks kompostsegu lämmastikku säilitada (kinni hoida), mis omakorda parandaks segu kasutatavust väetisena. Sama protsessiga kaasnev gaasilise ammoniaagi vähenemine oleks lõhna ja õhu kvaliteedi kontrolli suhtes väga kasulik, kuna mõlemad põhjustavad suuremahulistes kompostimissüsteemides pidevaid probleeme (Liao jt 1997).

Kalajäätmete kompostimisprotsessis võeti peamiste näitajatena vaatluse alla ammoniaak ja lenduvad rasvhapped (VFA), püüdes näidata protsessi edukuse sõltuvust nendest arvudest, kuna kompostimise aktiivse faasi käigus ammoniaagi

kontsentratsioon tõuseb, olles proteiini mikroobse metabolismi saaduseks. Mikroobid lagundavad proteiini algul aminohapeteks, et sellest omakorda toota ammoniaaki ja rasvhappeid. Rasvhapped oksüdeeritakse bakterite poolt edasi süsinikdioksiidiks ja veeks (Liao jt 1997).

Katse läbiviimiseks oli vaja jäätmete vastuvõtumahutit, segamiskoht ning nelja kinnist katusega segatavat kompostbasseini (mõõtmetega 50 m pikk, 2,5 m lai, 1,25 m kõrge). Süsteemis on lisaks ka reovee kogumismahuti ning lõhna kontrollsüsteem (Liao jt 1997).

Katses kasutatud kalajäätmete peamiseks komponendiks oli sisikond. Kompostsegude puhul peeti silmas C/N suhet, saavutamaks vastavalt 25/1 kuni 26/1 vahet. Selleks segati kokku järgmised segud:

- nn kuusesegu – 1 osa kalajäätmeid + 1,3 osa kuuse saepuru (kaalu järgi);
- nn lepasegu – 2 osa lepalaastu + 1 osa kalajäätmeid (kaalu järgi);
- nn turbasambla segu – turbasammal 15% + kuuse saepuru 45% + kalajäätmed 40% (% kogumassist);
- nn vermikuliidi segu – 1 osa kalajäätmed + 1,3 osa kuuse saepuru + 7% vermikuliiti (% kogumassist) (Liao jt 1997).

Käima pandi korraka kõik segud, kompostimise perioodiks oli 18 päeva. Segudest võeti kontrollproovid 1, 5, 9, 13 ja 18-ndal päeval, need viidi laborisse ning mõõdeti soovitud näitajad. Proovid võeti alati kompostmassist 20 cm sügavuselt. Katses mõõdeti temperatuuri, niiskusesisaldust, pH-d, ammoniaaki, Kjeldahli lämmastikku (*total Kjeldahl nitrogen*, TKN) ja lenduvaid rasvhappeid (VFA) (Liao jt 1997).

Temperatuur tõusis kiiresti termofiilsesse faasi (üle 45⁰ C) viiendaks päevaks ning jõudis 55⁰ C-ni kümnendaks päevaks. Edasi jätkus pidev vaikne stabiilne temperatuuri tõus, jõudes 18-ndaks päevaks ca 70⁰ C-ni. Optimaalseim vahemik termofiilsetele bakteritele on aga 55 ja 60⁰ C vahel, selles vahemikus olid kõik segud ca 8 päeva. Niiskusesisalduses erilisi muudatusi ega selgeid trende ei täheldatud, jäädes kõigis segudes kogu perioodi vältel 54,8-61,6% vahemikku (Liao jt 1997).

Jeris ja Regan (1973) täheldasid, et kompostimine on kõige efektiivsem termofiilses faasis siis, kui pH on ca 8. Antud katses täheldati ka pH kiiret tõusu, jõudes 18-ndaks päevaks kõigis segudes 8-ni (v.a turbasambla segu, kus pH oli ca 7,7). pH tõus on

seotud ammoniaagi koguse tõusuga, mis vabaneb teatavasti proteiini degradatsioonil (Liao jt 1997).

Ammoniaagi hulk kasvas esimesed 5 päeva kiiresti, jõudes oma haripunkti siis, kui temperatuur oli üle 45⁰ C. Peale seda algas stabiilne langus. Tuleb täheldada seda, et kuusesegu sisaldas juba algul kõige rohkem ammoniaaki ning just selles segus oli ammoniaagi lenduvus õhku suurim, saavutades segus 18-ndaks päevaks veidi väiksema kontsentratsiooni, kui oli segu algkontsentratsioon, muudes segudes sellist juhtumit ei olnud (st lõppkontsentratsioon jäi kõrgemaks kui algkontsentratsioon) (Liao jt 1997).

Samas mõõdeti ka ammoniaagi hulka reaktorite kohal olevas õhus, kus trendid olid analoogsed temperatuuriga. Kõigil puhkudel ammoniaagi hulk pidevalt tõusis, suurim näitaja oli kuusesegul, väikseim turbasambla segul. Kui temperatuur tõusis, kasvas ka ammoniaagi hulk õhus, kuna ammoniaagi lenduvus teatavasti on sõltuvuses temperatuurist. Järgnev valem (2) näitab ammoniaagi ja pH omavahelist sõltuvust (Liao jt 1997):

$$NH_3 = [NH_3 + NH_4^+] / (1 + [H^+]/K_a) , \text{ kus} \quad (2)$$

NH₃ – ammoniaagi kontsentratsioon;

NH₄⁺ - ammooniumi kontsentratsioon;

H⁺ - vesinikioonide kontsentratsioon;

K_a – ammoniaagi happe ionisatsiooni konstant.

Kõrgema pH juures muunduvad mittelenduvad ammooniumioonid lenduva ammoniaagi vormiks. Seepärast tõuseb pH tõusu puhul ka õhku lenduva ammoniaagi hulk. Antud näitajate põhjal võib öelda, et vähem ammoniaaki lendus õhku lepasegust. Seega on lämmastiku käitluse seisukohast lepalaast paremaks tugiaineks kui kuuse saepuru (Liao jt 1997).

Nagu eelpool nimetatud, on lenduvad rasvhapped (VFA) biodegradatsiooni vaheproduktideks. On arvatud, et selliste komponentide tõus peaks kajastama kompostimisprotsessis mikroobse aktiivsuse astet ning lagundamise efektiivsust. Antud katse mõõtmised näitasid lenduvate rasvhapete kõrget taset, mis omakorda peaks tõestama kompostimisprotsessi kõrget aktiivsust. Mõõdetavateks komponentideks olid äädikhape, isobutüülhape, propioonhape, kapronhape, fenool jt. Lenduvad rasvhapped kasutasid ammoniaagiga analoogset skeemi, tõustes esimeste päevadega kiiresti üles,

saavutades haripunkti ning hakates peale seda vaikselt ja järjekindlalt langema (Liao jt 1997).

Katse tulemuste põhjal võib öelda, et katse oli efektiivne. Temperatuuri tõus ja püsimine piisavalt kõrgel tasemel tagab patogeenide hävimise. Võrreldes erinevaid aineid, selgus, et lepalaast on hea tugiaine, kuna seob suhteliselt hästi ammoniaaki; turbasammal ja vermikuliit sobisid mõlemad kompostimise lisaaineteks. Ammoniaagi emissioone on kompostimise käigu võimalik kontrolli all hoida, leides selleks vaid sobivad tugi- ja lisaained ning kasutades neid õiges vahekorras.

Rasvade lagundamisel on tehtud katseid ka erinevate bakterikultuuridega, püüdes jõuda järeldusele, kas erinevad bakterite liigid või nende segud mõjutavad erinevalt rasvade-õlide jms lagundamist. Üks taoline katsete seeria on viidud läbi Birminghamis, kus lagundatava ainega kasutati peamiselt kiirtoidu resoranide heitvee pinnale tõusnud rasvu, õlisid jms (*fats, oil and grease* – FOG).

Rasvad ja õlid koosnevad põhiliselt sirgeahelaliste rasvhapete estritest glütserooliga (triglütseriidid). Söödavates rasvades ja õlides võivad rasvhapete koostisosad tugevalt varieeruda. Nad võivad erineda ahela pikkuse, küllastatuse/-tamatusena ning ka nt süsiniku aatomite arvu poolest. Laialdaselt kasutatud termin “grease” kaasab rasvu, õlisid, vahasid ning teisi seotud koostisosi, mida leidub reovees (Wakelin, Forster 1997).

Antud katses kasutati nelja bakterite puhaskultuuri: *Rhodococcus rubra*, *Acinetobacter sp.*, *Nocardia amarae* ja *Microthrix parvicella*; lisaks kahte segakultuuri – MC1 ja aktiivmuda. Eelnimetatud kultuurid valiti põhiliselt varasemate analoogsete tööde soovitude põhjal (MC1 kultuuri koostis oli teadmata, pärit rasvapüüdurid jääkidest). Kõigi kultuuridega tehti eelkatset, kus prooviti lagundada erinevaid rasvu ja õlisid, nt maisiõli, oliivõli, kookospähkli õli, rapsiseemne õli ja kiirtoidu restorani rasvajääke, lisaks katsetati segukultuuride peal ka päevalilleõli, riitsinusõli ja searasva (Wakelin, Forster 1997).

Katsete efektiivsust määrati kogu kuivaine sisaldusega (*total suspended solids* – TSS, g/l), rasva eemaldamise tõhususega (*FOG removal*, %) ja tootlikkuse koefitsiendiga (toodetud rakkude mass ühe ühiku eemaldatud rasva massi kohta) (Wakelin, Forster 1997).

Kasutades erinevaid õlisid puhaste kultuuride peal, avaldus selgelt erinevaid trende: *M. parvicella* rasva eemaldamise aktiivsus oli enamasti tagasihoidlik (25-28,8%), suureks erinevuseks võib tuua katse kiirtoidurestoranide rasvaga, kus *M. parvicella* näitas kõige paremat rasvaeemaldusvõimet (83,8%); *Acinetobacter sp.* näitas kõigi segude (k.a. restoranide rasva) puhul sarnast käitumist, jäädes 50,9-65% piiresse; *N. amarae* oli üldiselt kehva rasva eemaldusvõimega, kõikudes 19,4 ja 38,1% vahel; *R. rubra* oli sisuliselt kõige kehvem puhaskultuur, jäädes 17,5-33,1% vahemikku (Wakelin, Forster 1997).

Segakultuuride puhul katsetati tegelikult kolme erineva seguga – MC1, aktiivmuda ja aklimatiseeritud aktiivmuda, kuid kahe viimase vahel erilisi erinevusi ei täheldatud, seega võib rääkida ainult kahest erinevast segust. Võrreldes puhaskultuuridega, olid katsed üldiselt edukamad – aktiivmuda tulemused olid sisuliselt kõigis katsetes head, MC1 kultuur tundus olevad väga substraadispetiifiline, käitudes erinevates õlides-rasvades erinevalt.

MC1 segakultuuri rasvaeemaldusvõime oli üldiselt keskpärane, kuid erinevates substraatides oli tulemused erinevad, nt maisiõlis oli rasvaeemaldusprotsendiks 35%, rapsiõlis 28,8%, kuid samas kookospähkli õlis 71,9% ning restoranide rasvas 72,5%, keskmiseks võiski lugeda kõikumist 45 ja 65% vahel. Aktiivmuda segakultuuril on aga rasvaeemaldusvõime tunduvalt parem, jäädes kõigis segudes 87,4 ja 98% vahele, mis on väga hea tulemus (ainsaks erandiks võib tuua riitsinusõli, kus näitaja oli vaid 65,4% - võimalikuks seletuseks võib olla riitsinusõli kõrge viskoossus). Kiirtoidurestoranide rasva suutis aktiivmuda segukultuur eemaldada väga hästi, näitajaks 95-98% (Wakelin, Forster 1997).

Eelmainitud katsete põhjal võib järeldada, et rasvade ja õlide eemaldamise parimaks kultuuriks saab lugeda aktiivmuda bakterite mitmekesisist kooslust, samas on see ka kõige kergemini kättesaadav, lihtsamini kasutatav ning kindlasti ka odavam variant. Antud uurimustöös on rasvade kompostimiseks vajalike bakterite lisamiseks kasutatud reoveepuhastite jääkmuda, mis on osutunud samuti piisavalt efektiivseks.

1.2.3 Kalarasva käitlemisest Eestis

Kalarasva käitlemisest Eestis

Eestis ei ole kalarasva käitlemisega palju tegeletud, kuna sõltuvalt majanduslikust arengust ja seadusandlikest normatiividest on probleemi lahendamise vajadus suhteliselt uus. Samas ei saa öelda, et probleemi pole varem olnud, kuna nn ranna-eestlased on juba läbi aegade endale kalapüügiga elatist teeninud, tänapäevaks on sellest juba kasvanud eraldi majandusharu ning väikese Eesti riigi kohta on suhteliselt palju kalatööstusi (st probleem ise juba suhteliselt vana).

Enamasti tekib kalatöötlemisettevõtetes jääkkalarasva suhteliselt vähe, seega sellest suurt probleemi ei tekitata ning tekkivad kogused nn sokutatakse kusagile ära - kas maetakse maha koos loomsete jäätmetega (kui on muidugi matmisluba), veetakse koos muude jäätmetega prügilasse, püütakse katlamajas põletada, lastakse läbi reoveepuhasti koos reoveega joosta, segatakse jääkmuda hulka (kogutakse biotiikidesse), jäetakse lihtsalt ettevõtte territooriumile mädanema, antakse üle mõnele jäätmekäitlusettevõttele või püütakse ise kompostida, eraldi tehnoloogilist lahendust probleemile välja ei töötata.

Kalarasva käitlemisest Saaremaal

Saaremaal on olukord üldjoontes analoogne kogu Eestiga – ehkki kalatööstusi on palju, on tekkivad jääkkalarasva kogused väikesed ning erilist probleemi selles ei osata või ei taheta näha. Kus aga seda tekib veidi rohkem, püütakse probleemi lahendada erinevalt – kes püüab kompostida, kes annab jäätmekäitlusettevõttele üle, kes segab jääkmuda hulka, kes ei võta üldse midagi ette ning laseb kogu lägal reoveepuhastisse voolata (mille tulemusena muidugi reoveepuhasti lakkab töötamast).

Katsete käigus kasutatud tugi- ja lisaainetest

Antud töös on uuritud kalatööstusettevõtte rasvapüüdurist pärit kalarasva kompostimise võimalusi. Optimaalseima lahenduse leidmiseks oli vaja katsetada erinevate tugi- ja lisaainetega. Peamisteks tugiaineteks olid saepuru, männikoor ja turvas, lisaaineteks preparaat SR-100, kanasõnnik ja kompostimisprotsessi käimaminekuks vajalikud mikroorganismid peamiselt jääkmuda kujul (katsetati nii vedela kui pressitud mudaga).

Tugiainena on soovitatud kasutada ka puulaastu (sobiv suurus, hoiab hästi niiskusesisaldust ühtlasena, hea süsinikuallikas), kuid antud uurimustöös piirduti saepuruga. Saepurul on üldiselt samad omadused, suurimaks erinevuseks võib lugeda aineosakese suuruse, mis saepuru puhul on tunduvalt väiksem. Seepärast tuleb jälgida aeratsiooni taset kompostsegus ja erinevate toitainete kättesaadavust.

Loomade ja lindude sõnnik on heaks kompostimisel lisatavaks materjaliks, kuna sisaldab erinevaid mikroorganisme ning märkimisväärselt lämmastikku, fosforit ja kaaliumi, seega tõstab ka kompostsegu väärtust hilisemaks kasutamiseks. Samas sisaldab sõnnik tihti umbrohtude seemneid või muid võimalikke kahjulikke aineid või organisme (nt patogeenseid baktereid), sel puhul on kompostimine optimaalseim lahendus ebasoovitavate osakeste hävitamiseks. Tuleb järgida, et kompostsegule ei lisataks puhast sõnnikut, vaid soovitatavalt loomade aluspanuga segunenud sõnnikut (nt põhuga segunenud sõnnik). Kui tahetakse lisada kindlasti puhast sõnnikut, tuleb kompostsegule nii või teisiti lisada ka mõnda tugiainet, muidu jääb segu liiga märjaks ning hapnikuvaeseks (kompostimisprotsess ei lähe käima).

Turvast lisatakse ka tihti kompostitavatele segule kuna, kuid turvas pole enamasti parim lahendus, eriti, kui on tegu liigniiske algmaterjaliga. Turvas jääb niiskudes märjaks tihkeks seguks ega paranda oluliselt kompostsegu omadusi, sellistel puhkudel on tavaliselt suuri probleeme õhustatuse tagamisega. Turvas on juba algselt happeline, seega tuleb jälgida, et kompostsegu pH jääks optimaalseks ka pärast turba lisamist (üheks lahendusvariandiks oleks nt veidi puutuhka lisada, mis neutraliseeriks turba happelisust, või kasutada turvast samaaegselt koos muude tugiainetega). Kui pH liiga palju tõuseb, tekib probleem lämmastiku vähesusega, sest pH tõustes lämmastik lendub ammoniumina ning segus ei ole enam toitainete vahekord õige (kuna turvas on happelisem kui muud tugiained, kasutatakse seda tihti just kadude vältimiseks, sest oma happelisusega seob turvas lämmastikku). Turvast võiks lisada alles protsessi käigus, kui pH on juba liiga kõrgeks tõusnud.

Katsete käigus sai kasutatud ka preparaati SR-100 (E-Tech, USA), mis sisaldab pindaktiivseid aineid. Preparaati kasutatakse toiduainete tööstuses pesemisvahendina. SR-100 sisaldab 8,2% anioonset pindaktiivset ainet (määratud kui metüülisiinisele aktiivne aine, MBAS), 0,24% fosfaatset fosforit, 0,28% ammoniumlämmastikku ning 0,20% nitraatlämmastikku. Katsetes püüti selgitada, kas preparaat mõjutab kuidagi rasvade lagundamise kiirust.

Kuna kalarasv on teatavasti liigniiske ning mikroorganismide vaene, on selle edukaks kompostimiseks vajalik lisada erinevaid aineid. Piisaval hulgal mikroorganisme on üheks põhiliseks nõudeks. Selle tagamiseks lisati katsetesse kas sõnnikut või jääkmuda (sisaldab väga palju erinevaid mikroorganisme), jääkmuda nii vedelal kui ka tahkemal kujul (pressitud muda).

Katsetes kasutatud jääkmuda oli pärit nii Tartust kui Saaremaalt (põhiliselt Saaremaalt). Kuna samaaegselt katsete läbiviimisega katsetati Saaremaal ka mudapressi (jääkmuda mobiilne veetustamise seade PMT 800 EL), kaasati uurimustöö katsetesse ka pressitud muda. Olulist erinevust vedelal ja pressitud mudal katsetes ei täheldatud. Peamine erinevus kajastub muda kuivaine sisalduses (tavalisel jääkmudal 1-3%, pressitud mudal ca 10-15%), mis omakorda tähendab erinevat tugiainete hulka. Kui muda on tahkem, läheb tugiainet tunduvalt vähem vaja ning kompostsegu maht on palju väiksem. Lisaks kulub vähem raha tugiaine ostmiseks (kui seda pole omast käest võtta). Samas ei tähenda see kompostimisprotsessi üldist odavamast hinda, kuna mudapress ise on väga kallis seade ning ka selle teenuse eest tuleb maksta (pole mõeldav, et igal ettevõttel oma mudapress oleks).

Praegusel momendil on eelmainitud muda mobiilne veetustamise seade Saaremaal alles katsetamisjärgus. Seadme jõudlus peaks olema 9 m³ setet tunnis, veetustatud sette minimaalne lubatud kuivainesisaldus 15% (praeguseks seda veel saavutatud ei ole). Protsessi eesmärgiks on vähendada muda mahtu esialgselt kuni 90% (Arikas 2004).

Muda veetustamise seade asub konteineri sees, mis on soojustatud ning paigaldatud sadullitnikuga kärule. Toormuda pumbatakse ekstsentrilise kruvipumbaga otse aerotankist, järelselgitist või mudatihendist muda veetustamise seadmele, mille põhiosadeks on trummeltihendi ning filterpress PMT 800EL. Veetustatud muda transporditakse kruvikonveierite abil järelkärusse või konteinerisse (Arikas 2004).

Muda veetustamise tõhustamiseks lisatakse enne veetustamise seadet polümeeri. Polümeeri vajalikuks annuseks on 2,5-3,5 kg/tonni muda KA kohta. Polümeeri annustatakse 0,1% vesilahusena. Erineva koostisega mudadele lisatakse erinevat polümeeri, selle määramiseks tehakse iga uue muda puhul vastavad katsed ja uuringud. Saaremaal on erinevate mudade peal soovitatud kasutada polümeere Fennopol K 5060 ja Fennopol K 606 (Arikas 2004).

Katsete peamiseks vajalikuks komponendiks oli kalarasv, mis võeti Pihtla vallas Vätal asuvast kalatööstusest Vettel, mis tegeleb erinevate kalaliikide nt ahven, koha fileerimise, glasuurimise, külmutamise, konserveerimise, pakendamise, jms-ga. Põhitoodang eksporditakse Euroopasse, Ameerikasse.

2 PRAKTILINE OSA

2.1 Materjal ja meetodid

2.1.1 Kompostitava materjali uurimine

Kompostsegude algmaterjalideks olid juba eelnimetatud kalarasv, jääkmuda, kanasõnnik, turvas, segasaepuru, männikoor ning reagent SR-100.

Katsete algul mõõdeti kõigi algmaterjalide üldnäitajad, mis võeti aluseks kogu katsete seeria vältel (kõik mõõtmised on sooritatud Tartu Ülikooli keemiahoone laboris, põhimõõtmised suvi-sügis 2003). Kuna kalarasva proovid võeti pidevalt samast kohast ning tugiained olid ka samadest algallikatest pärit, on alust arvata, et antud näitajad oluliselt ei muutunud. Algmaterjalide andmed on esitatud tabelis 10. pH määrati destilleeritud vees, kalarasva pH-d ei olnud võimalik määrata.

Tabel 10

Kompostseeriaste algainete üldandmed, mg O₂/g kuivaine (KA) kohta

	KHT	Nüld	Püld	pH
Saepuru	1114	1,23	0,12	4,55
Turvas	888	1,78	0,02	4,12
Männikoor	972	0,49	0,11	3,88
Jääkmuda	144	3,72	3,91	7,2
Kanasõnnik	236	17,38	12,1	7,7
Kalarasv	338	5,25	3,62	-

Tabelist lähtuvalt võib öelda, et suurim KHT on saepurul ning väikseim jääkmudal, lämmastiku leidub ülirohkest kanasõnnikus, mõõdukalt kalarasvas ning mudas; fosforit on samuti kõige rohkem kanasõnnikus, järgnevad muda ja kalarasv; pH jäi optimaalseimatesse piiridesse kanasõnnikul ja mudal.

Viimased kompostkatsed on sooritatud suurema mahuga, seepärast tehti katsete algul uuesti kindlaks kalarasva üldnäitajad. Kalarasva KHT oli 338 mg O₂/g (kuivaine kohta). Üldlämmastik oli 3,2 mg/g ning üldfosfor 1,2 mg/g (mõõtmised sooritatud detsember 2003).

2.1.2 Pinnase hapnikutarbe määramine

Pinnase mikroobse aktiivsuse hindamiseks kasutatakse mikrobioloogilisi meetodeid, kus mõõdetakse mikroorganismide liigilist koosseisu või arvukust keskkonnas (Allard jt 1997; Herigstad jt 2001; Iwamoto, Nasu 2001; Wrenn, Venosa 1996). Kuid nende puhul on vajalikud eritingimused, seepärast eraldatakse mikroorganismid keskkonnast. Vee proovide analüüsiks kasutatakse biokeemilise hapnikutarbe (BHT) määramist, mis on üldine meetod vee kvaliteedi hindamiseks. Tahkete pinnaseproovide jaoks sellist üldist ning laialt kasutatavat meetodit ei ole.

Üheks enamkasutatavaks parameetriks pinnaste mikroorganismide uurimisel on pinnase respiratsiooni (hingamise) aktiivsuse mõõtmine CO₂ eraldumise või O₂ neeldumise kaudu (Brohon jt 2001; Liebeg, Cutright 1999; Margesin jt 2000). Erinevate autorite tööde võrdlemiseks on vaja aga aktsepteeritavaid standardeid.

OECD aktsepteerib kolme põimõttelist testsüsteemi (Pagga 1997):

- testsüsteemid kiire biodegradeeritavuse kohta;
- testsüsteemid loodusliku biodegradeeritavuse kohta;
- simulatsiooni testsüsteemid.

“Kiire biodegradeeritavuse” testsüsteemides kasutatakse aeroobse biodegradeeritavuse jaoks mitteoptimaalseid tingimusi (temperatuur, toitained, substraat). Kui selles testis uuritavad ained olulisel määral lagunevad, siis võib oletada, et degradatsioon toimub kindlasti ka looduslikes või kunstlikes ökosüsteemides. “Loodusliku biodegradeeritavuse” testsüsteemides luuakse biodegradatsiooniks sobivamad tingimused. Antud testis on biomassi ja orgaanilise testaine massisuhe kõrgem kui nn kiire biodegradeeritavuse testsüsteemides. Simulatsiooni testsüsteemides uuritakse degradatsiooni äärmuslikes keskkonnatingimustes ning need tulemused kehtivad vaid antud tingimuste (temperatuur, substraat, toitained) kohta.

Kiire biodegradeeritavuse kohta on kokku kuus testsüsteemi, milles mõõdetakse konkreetseid parameetreid (Pagga 1997):

- 301A: Lahustunud orgaanilise aine vähenemise test;
- 301B: CO₂ produktsiooni test;
- 301C: MITI (I) test (kemikaalide biodegradatsiooni test);
- 301D: Isoleeritud süsteemi test;
- 301E: OECD modifitseeritud eeltest;

301F: Manomeetriline hingamistest (respiromeetria).

Eelnimetatud testsüsteemides määratakse järgmisi üksikparameetreid:

- lahustunud orgaanilise aine vähenemine 301A, 301B;
- CO₂ produktsioon 301B;
- O₂ tarbimine 301C, 301D, 301F.

Kolmes testsüsteemis on hapniku tarbimine kõige tähtsam mõõdetav parameeter, see rõhutab respiromeetria tähtsust.

Et vähendada testsüsteemide hulka ja teha üksiktestid usaldusväärsemaks, võib ühendada mitu parameetrit ühte testsüsteemi. Võimalikud on järgmised kombinatsioonid:

1. Lahustunud orgaanilise aine vähenemine ja CO₂ tekkimine;
2. O₂ tarbimine ja CO₂ tekkimine;
3. Lahustunud orgaanilise aine vähenemine ja O₂ tarbimine;
4. Lahustunud orgaanilise aine vähenemine, O₂ tarbimine ja CO₂ tekkimine.

Eelpool nimetatud kombinatsioone juba kasutatakse, kuid püütakse arendada ka uusi teste.

Multikomponentsete testsüsteemide eelisteks on järgmised tegurid (Pagga 1997):

1. Erinevad parameetrid tagavad mõõtmistes kõrgema usaldusväärsuse;
2. Kineetilisi parameetreid saab kergemini mõõta;
3. Massibilansi on lihtsam koostada;
4. Lag-faasi saab usaldusväärsemalt määrata;
5. Tulemusi on parem võrrelda.

Pinnase respiratoorse aktiivsuse uurimisel ja mõõtmisel on üheks lihtsamaks meetodiks manomeetrilised mõõtmised. Nende sisuks on suletud süsteemis rõhumuutuste registreerimine. Hapniku manomeetrilise mõõtmise korral toimub samaaegselt hapniku tarbimine ja CO₂ eraldamine organismide poolt. Kui eralduv CO₂ absorbeerida (siduda), siis vastab rõhu langemine ainult hapniku tarbimisele. Mõõtesüsteem (-anum) peab olema hermeetiliselt suletav, et rõhu muutumist saaks täpselt mõõta (Platen 1999).

Manomeetriliseks hapnikutarbe mõõtmiseks kasutatakse kahte erinevat süsteemi – SAPROMAT ja OxiTop.

SAPROMAT koosneb reaktorist, kus asub pinnase proov. Reaktor on manomeetri kaudu ühendatud elektrolüüseriga. Eralduv CO₂ seotakse KOH-ga ning hapniku tarbimine tekitab rõhu languse, mis omakorda käivitab manomeetri kaudu hapniku genereerimise. Selle tulemusena hoitakse reaktoris püsiv hapniku kontsentratsioon ning elektrolüüseri andmetest arvutatakse tarbitud hapniku hulk (Brohon jt 2001; Reuschenbach jt 2003; Wachter 2000).

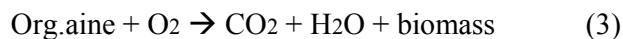
OxiTop süsteem kasutab standardsuurusega klaasnõusid, mis suletakse hermeetiliselt. Pinnase proovide poolt eraldatud CO₂ seotakse NaOH-lahusega ja hapniku tarbimisest tekkinud rõhu langus fikseeritakse spetsiaalsete tundlike mõõtepeade poolt (Reuschenbach jt 2003; Platen 2000; Wachter 2000). OxiTop ja SAPROMAT mõõtesüsteemide võrdlemisel saadud tulemused on olnud kokkulangevad (erinevus ≤ 10%), kuigi süsteemidel on erinev põhimõte (Reuschenbach jt 2003).

Antud uurimustöös kasutati pinnase bioloogilise aktiivsuse määramiseks OxiTop® manomeetrilist mõõtmisüsteemi. OxiTop® mõõtmisüsteem ja katsetingimused vastavad rahvusvahelistele standardmeetoditele (Reuschenbach jt 2003).

Süsteem koosneb järgmistest komponentidest:

- Anumad CO₂ siduva absorbendi jaoks;
- Klaasist gradeeritud mõõtmisanumad MG 1.0 (ruumalaga 1 liiter);
- Klambrid mõõtmisanumate sulgemiseks;
- Kummitihendid;
- Mõõtmisanumate kaaned koos absorbendianuma hoidjatega;
- OxiTop®-C mõõtepead (sisaldavad andureid rõhumuutuse fikseerimiseks);
- OxiTop® Controller OC 110 (katsetingimuste määramiseks, protsessi pidevaks jälgimiseks, andmete ülekandeks mõõtepeadest arvutisse);
- ACHAT OC tarkvara andmete esitamiseks digitaalkujul.

Manomeetiline hapnikutarbe määramine põhineb rõhumuutuse (rõhulanguse) fikseerimisel suletud reaktsioonianumas. Orgaaniliste süsinikuühendite täielikul oksüdatsioonil (biodegradatsioonil) tarbivad mikroorganismid hapnikku ja sams vabaneb CO₂ (valem 3).



OxiTop® süsteemi korral võtavad mikroorganismid oma elutegevuseks ja biodegradatsiooniks vajalikku hapnikku suletud mõõtmisanumas olevast õhust.

Et määrata tarbitud hapniku hulka, tuleb protsessis vabanev CO₂ siduda absorbendi abil. See põhjustab suletud süsteemis rõhu vähenemise. OxiTop® süsteem fikseerib rõhu muutumise mõõteanumas, ideaalsel juhul on rõhu muutus seotud ainult O₂ hulga vähenemisega reaktsioonianumas ehk tarbitud CO₂ seotakse absorbendi poolt. OxiTop® süsteemi mõõtmistäpsus on 1 mbar, valitud mõõtmisperioodi jooksul tehakse 360 mõõtmist. Rõhumuutuse andmetest arvutatakse uuritava süsteemi hapnikutarve valemite 4 ja 5 abil (Platen 1999, 2000).

Hapnikutarve arvutati järgmise valemi järgi:

$$BA = \frac{M_R(O_2)}{R \times T} \times \frac{V_{fr}}{m_{Bt}} \times \Delta p, \quad (4)$$

BA – hapnikutarve, mg O₂/kg KA

M_R (O₂) – hapniku molaarmass, 32 000 mg/mol

V_{fr} – õhu ruumala mõõtmisanumas, liitrites (L)

R – universaalne gaasikonstant, 83.14 L·mbar/mol·K

T – mõõtmistemperatuur, K

m_{Bt} – kuivaine mass mõõtmisüsteemis, kg KA

Δp – rõhu langus mõõtmisüsteemis, mbar (1 mbar = 1 hPa)

Mõõtmisüsteemis oleva rõhu ruumala arvutati järgmise valemi järgi:

$$V_{fr} = V_{ges} - V_{AG} - V_{AM} - V_{Bf}, \quad (5)$$

V_{fr} – õhu ruumala mõõtmisanumas, L

V_{ges} – mõõtmisanuma üldruumala (ilma mulla absorbendianuma ja absorbendita), L

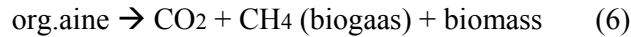
V_{AG} – absorbendianuma ruumala, L

V_{AM} – absorbendi ruumala, L

V_{Bf} – niiske proovi ruumala, L

Hapnikutarbe andmete esitamisel tuleb näidata nii temperatuur kui ka mõõtmise aeg.

Protsess tuleb läbi viia aeroobsetes tingimustes, sest anaeroobsel degradatsioonil eraldub lisaks CO₂-le ka metaan CH₄ (valem 6), mis põhjustab süsteemis rõhu suurenemise, sest absorbent ei seo metaani.



Normaalrõhul on hapniku partsiaalrõhk süsteemis 213 hPa (= 1013 x 0,21). Seega, kui rõhk langeb -200 hPa-ni, on süsteemis suurem osa hapnikust tarbitud. Et vältida süsteemi muutumist anaeroobseks, tuleb mõõtmisanumad mõneks ajaks avada ja proove ventileerida. Soovitav on mõõteanumad juba varem, et vältida hapniku madalast sisaldusest põhjustatud degradatsiooniprotsesside aeglustumist. Enne katsete jätkamist ja katseanuma uuesti õhutihedalt sulgemist saab vajadusel lisada proovile toitaineid või asendada absorbent (1 M NaOH-lahus) uue vastu (Wachter 2000).

Kuni mõõtesüsteemis on õhu ruumala (V_{fr}) konstantne ja temperatuur (T) hoitakse samuti mõõtmisperioodil konstantsena, kehtib tarbitud O₂ koguse (BA) ja rõhumuutuse (Δp) vahel lineaarne seos, sest molaarmass (MR) ja universaalne gaasikonstant (R) on konstantsed suurused (Platen 1999, 2000).

Mõõtmiskeskkonna mõju katsetulemustele

Temperatuur on üheks katsetulemusi mõjutavaks teguriks. Temperatuuri muutumisel muutub mikroorganismide bioloogiline aktiivsus, sams omab temperatuuri muutus otsest mõju rõhu muutumisele, mida iseloomustab valem 7 (Platen 2000).

$$p_{T_2} = p_{T_1} x \frac{T_2}{T_1} \quad (7)$$

Mõõtmistingimuste $T = 239 \text{ K}$ ja $p = 1 \text{ bar}$ juures põhjustab temperatuuri muutus $\pm 1 \text{ K}$ rõhumuutuse $\pm 3.5 \text{ mbar}$. Eeltoodu näitab selgelt, et temperatuuri muutus võib mõjutada oluliselt mõõtmistulemusi. Seepärast tuleb temperatuurimuutusi vältida ja proove inkubeerida konstantsel temperatuuril. Praktikas on osutunud efektiivseks mõõtmisanumate ja proovide eeltermostateerimine, et temperatuurimuutuse tõttu toimuv rõhu muutus oleks minimaalne. Teiseks variandiks on esimese 3 tunni jooksul saadud tulemusi mitte arvestada.

Teine oluline mõõtmistulemusi mõjutav faktor on hapniku jaotumine gaasifaasi ja veefaasi vahel. Teatud hulk O₂ on alati lahustunud veefaasis (mullavees), mida tuleb

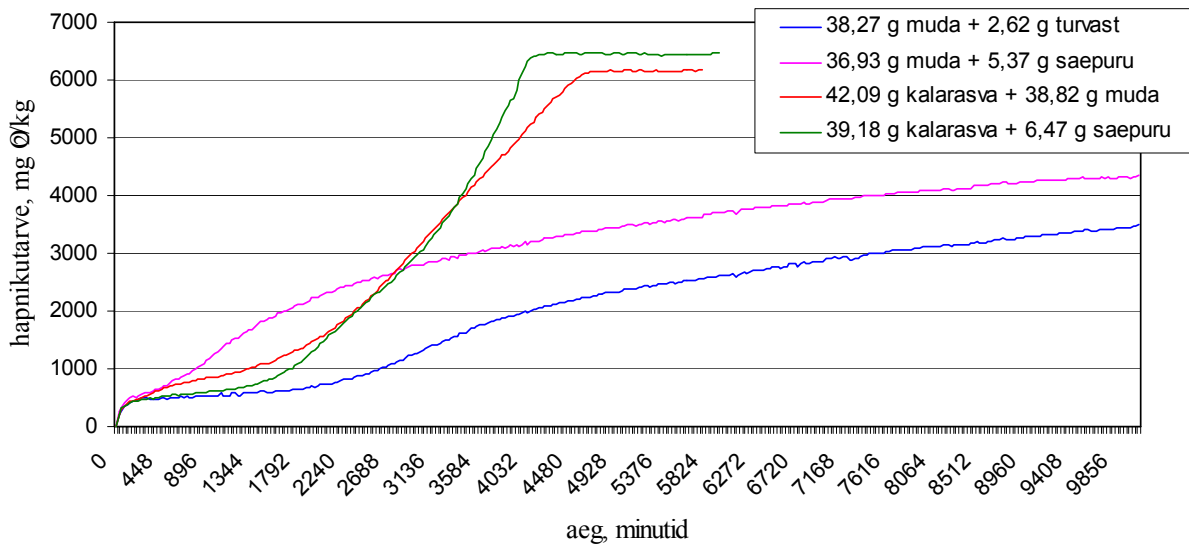
samuti arvesse võtta kvantitatiivsel O₂ tarbe määramisel. Kui kasutada väiksemaid proovikoguseid (<300 g) ja väiksema niiskusesisaldusega proove, on veefaasis lahustunud hapniku kogus suhteliselt väike, võrreldes kogu süsteemis oleva O₂ kogusega ning seepärast võib veefaasis olevat ja tarbitavat O₂ kogust mitte arvesse võtta (Platen 2000).

2.2 Tulemused ja arutelu

Kompostsegude hapnikutarbe mõõtmine

Antud uurimustöö eesmärgiks on välja selgitada kalarasva kompostimise võimalikkus ning selle efektiivsus/kiirus, sõltuvalt erinevatest tugi- ja lisaainetest. Töö peamiseks praktiliseks väljundiks on erinevate ainete omavaheline kokkusobitamine, nende segude hapnikutarbe mõõtmine protsessi alguses, st segudele tehti enamasti 7 kuni 14-päevane mõõtmiste seeria. Sellest saab teha omakorda järeldusi, millised tugi- ja lisaained on sobivad kalarasva kompostimiseks, millises vahekorras neid kokku segada, millised ained võivad tekitada erinevaid probleeme, kas segudel esineb ka nn lag-faasi või läheb protsess kohe käima jms. Järgnevalt on kajastatud katsete seeriaid ajalisel järjekorras ning jälgitud uuritavate katsete edukust ja võimalikke probleeme.

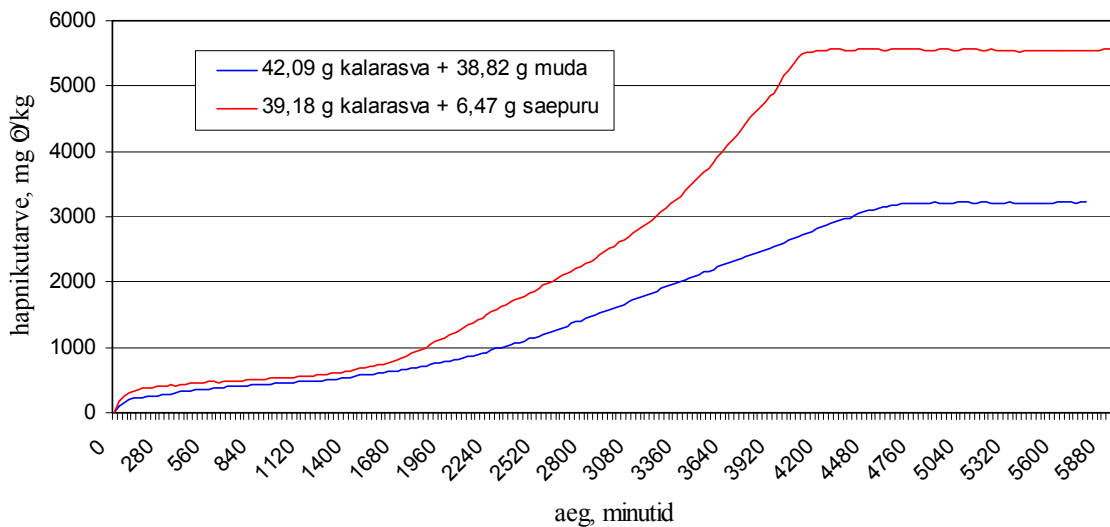
Esimese katsena prooviti erinevate algmaterjalide kõige lihtsamaid segusid. Omavahel segati kokku muda-turvas, muda-saepuru, muda-kalarasv, kalarasv-turvas ning kalarasv-saepuru, kõik segud vahekorras 1:1 (iga ainet 40 ml), lisaks pandi prooviks käima ka eraldi muda (võrdluse saamiseks). Iseloomulikud reaktsioonid on esitatud



Joonis 1. Kalarasva hapnikutarve 25.07-01.08.2003; muda ja kalarasva kuivaine massi kohta

joonisel 1, kus kahe esimese segu hapnikutarve on arvatud muda kuivaine massi kohta ning kahe viimase segu hapnikutarve kalarasva kuivaine massi kohta. Ehkki segud segati kokku mahu järgi, arvutati siiski ka massid välja ning graafikud on esitatud massi järgi (grammides).

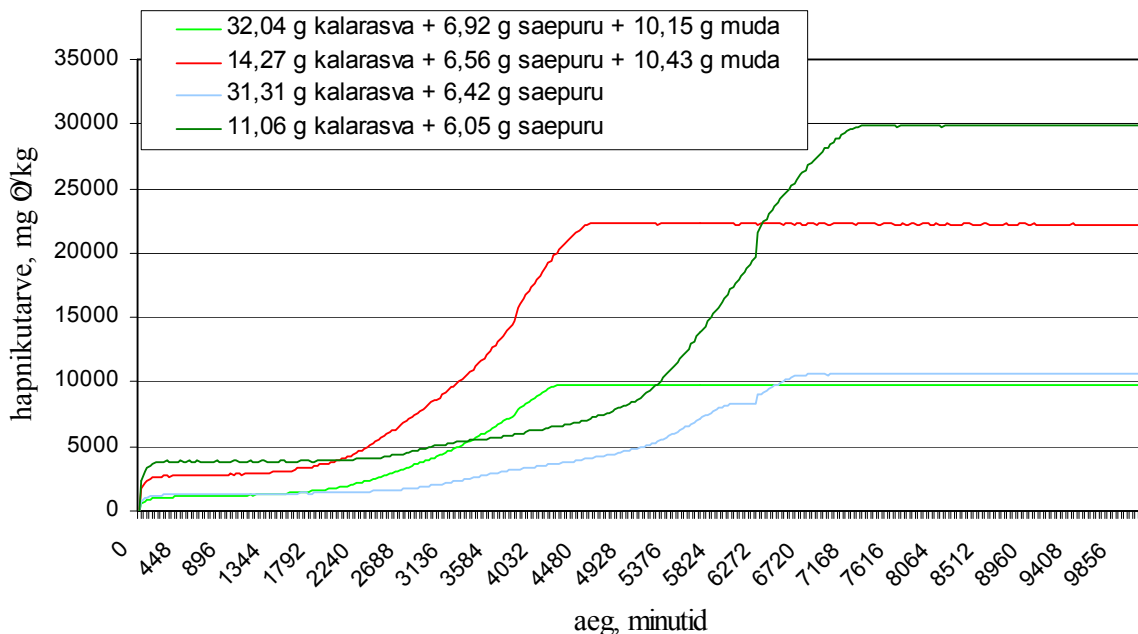
Hapnikutarbe kõverate kulgusid vaadeldes on ilmselgelt näha kaks erinevat trendi: segud, kus ei ole kalarasva, on tunduvalt aeglasemad ja kulgevad ühtlasemalt, võrreldes nende segudega, kuhu on kalarasva lisatud. Kalarasvaga segude hapnikutarve oli algul suhteliselt aeglane, kuid protsessi käima minnes tunduvalt kiirema kuluga. Ehkki esimese proovisegude katse võis lugeda edukaks, kuna näitas kohe erinevate segude erinevaid trende, on joonisel 2 esitatud kahe viimase segu hapnikutarve kogu kuivaine massi kohta, mis omakorda näitab, et hapnikutarve, arvatuna kogu kuivaine massi kohta, on siiski märgatavalt väiksem (avaldub eriti selgelt järgnevatel katsetel). Jooniselt 2 avaldub selgesti kahe viimase segu hapnikutarve, mis, sõltuvalt segu koostisest on märgatavalt erinev (see ei kajastunud ainult kalarasva kuivaine massi järgi). Juba esimesest katsest võib järeldada, et kalarasv, segatuna saepuruga annab häid tulemusi, tuleb vaid leida õiged ainete vahekorrad. Kalarasva ja muda segu hapnikutarve jäi veidi väiksemaks, mille põhjuseks võib lugeda ilmselt segu liigse niiskuse ning sellest omakorda puuduliku aeratsiooni.



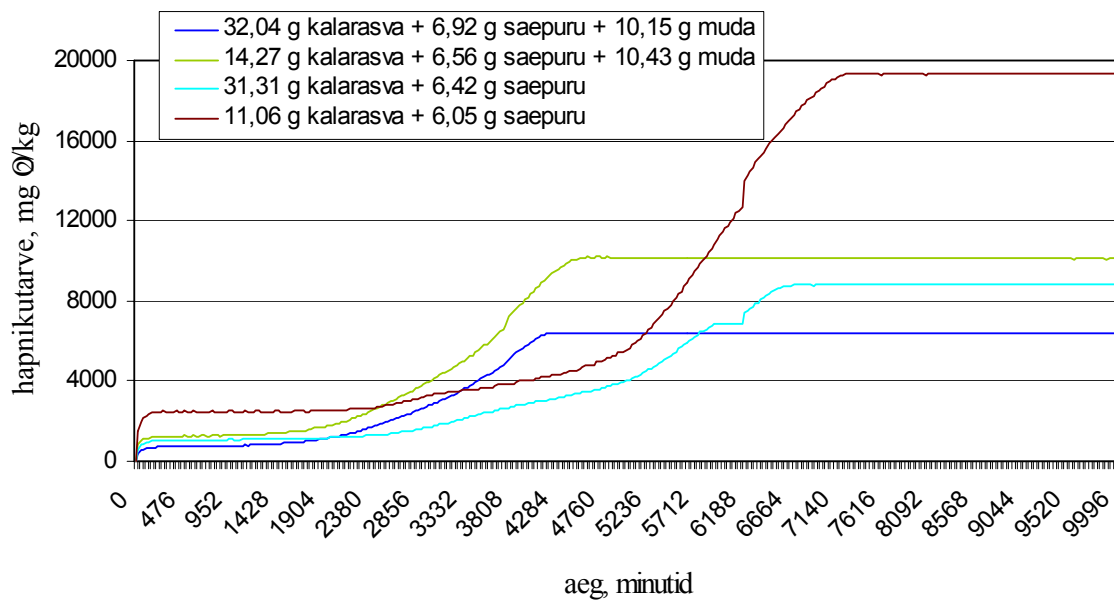
Joonis 2. Kalarasva hapnikutarve 25.07-01.08.2003; kogu kuivaine massi kohta

Kuna esimeses katses avaldus selgelt saepuru potentsiaal, võeti see järgmises katsete seerias täpsema vaatluse alla. Põhirõhk oli kalarasva ja saepuru mahulisel vahekorral, lisapunktina vaadeldi, kas muda lisamine omakorda mõjutab katsetatavate segude biodegradatsiooni kiirust. Katse jaoks segati kokku saepuru (40 ml) ja kalarasv (10-30 ml) ning pooltele segudele lisati ka 10 ml muda (vt joonis 3). Erinevate koguste kokkusegamine andis nähtavalt erinevaid tulemusi, häid tulemusi andsid segud, kus oli saepuru ja kalarasv mahulises vahekorras 4:1 (olenemata muda sisaldusest). Veidi kiirema tõusuga aga oli juba kahest paremast segu, mis sisaldas muda – samas saavutas see segu hapnikutarbe maksimumi kiiremini, kuid jäi võrreldes teise seguga väiksema hapnikutarbe maksimumiga. Hapnikutarbe kiiruste erinevust väljendab selgelt ka kiiruskonstant k , mis mudaga segu puhul oli $172,53 \text{ min}^{-1}$, mudata segu puhul kõigest $72,89 \text{ min}^{-1}$ (kiiruskonstant sai välja arvatatud kõigi graafikute puhul, haarates konstandi arvutamiseks ca 50 järjestikust arvu igast andmerekast).

Võrdluseks on kõrvale toodud sama katse kohta hapnikutarbe kogu kuivaine massi suhtes (joonis 4), kus eraldi tõuseb esile saepuru-kalarasva segu, mis lagunes tunduvalt paremini kui sama segu koos mudaga, põhjuseks võib jälle olla liigne niiskus, kuna nii kalarasv kui muda on suhteliselt väikese kuivaine sisaldusega, misõttu sama saepuru koguse kohta andis häid tulemusi ainult ühe nn liigniiske komponendi lisamine.

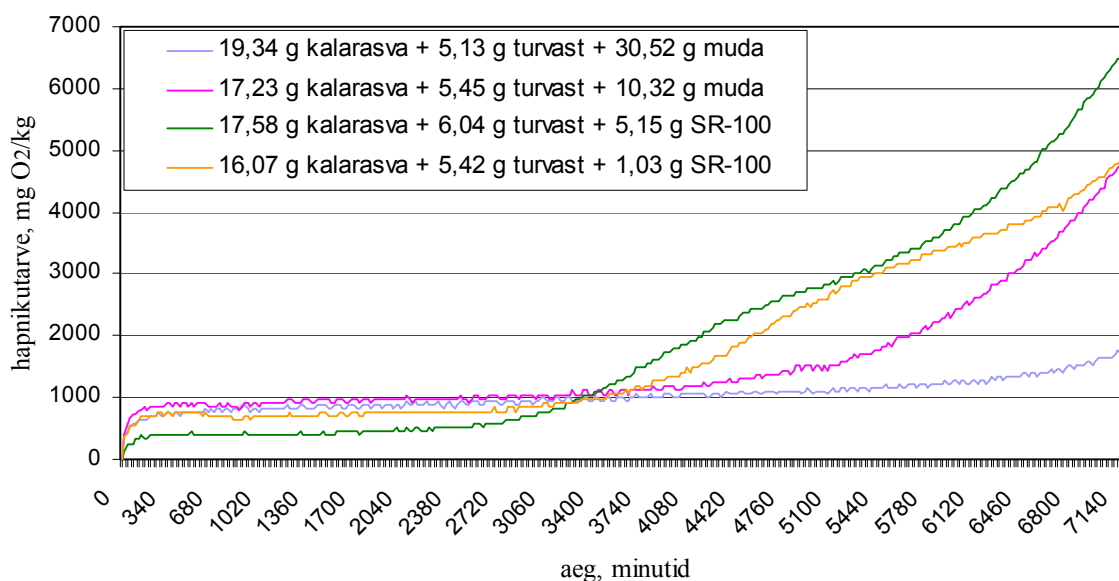


Joonis 3. Kalarasva hapnikutarve 02.08-09.08.2003; kalarasva kuivaine massi kohta



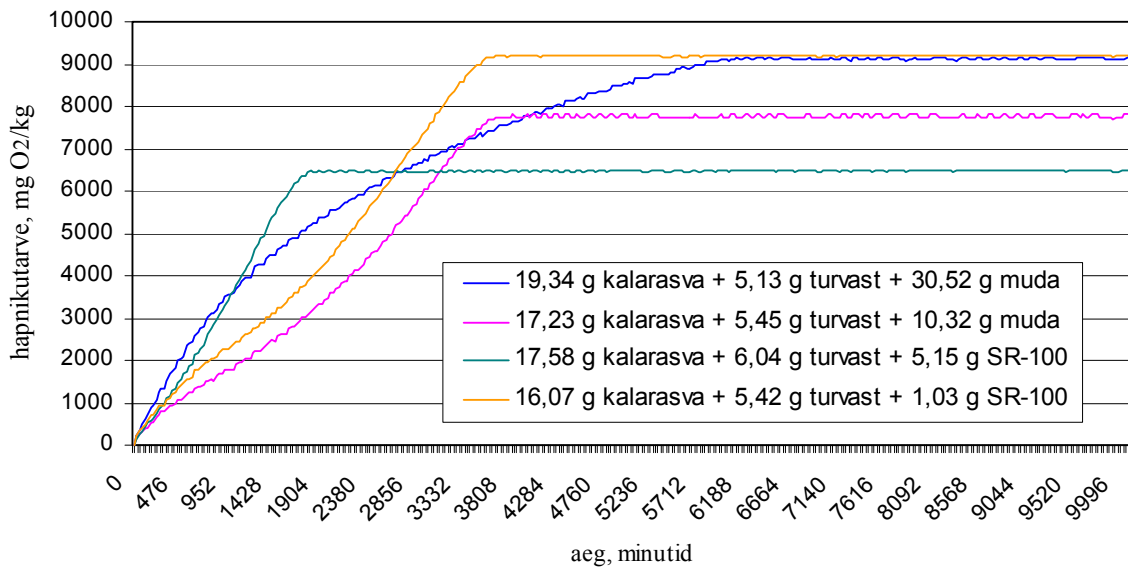
Joonis 4. Kalarasva hapnikutarve 02.08-09.08.2003; kogu kuivaine massi kohta

Kuna saepuruga saadud kompostsegude tulemused olid head, otsustati vaadelda ka turba käitumist kompostsegudes. Sel eesmärgil segati kokku järgmised proovisegud: turvas ja kalarasv (mahus 2:1, vastavalt 40 ja 20 ml) + muda (10-30 ml) ning turvas ja kalarasv (samas mahus) + reagent SR-100 (1, 3 ja 5 ml). Kuna tugiaienena kasutati siin turvast, jäid hapnikutarbe numbrid tunduvalt tagsihoidlikumaks kui eelmises katses, reagent SR-100 eelis mudale kajastus kergelt hapnikutarbe kõveratelt. Katse iseloomulikumat tulemusi on esitatud joonisel 5.



Joonis 5. Kalarasva hapnikutarve 11.08-16.08.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

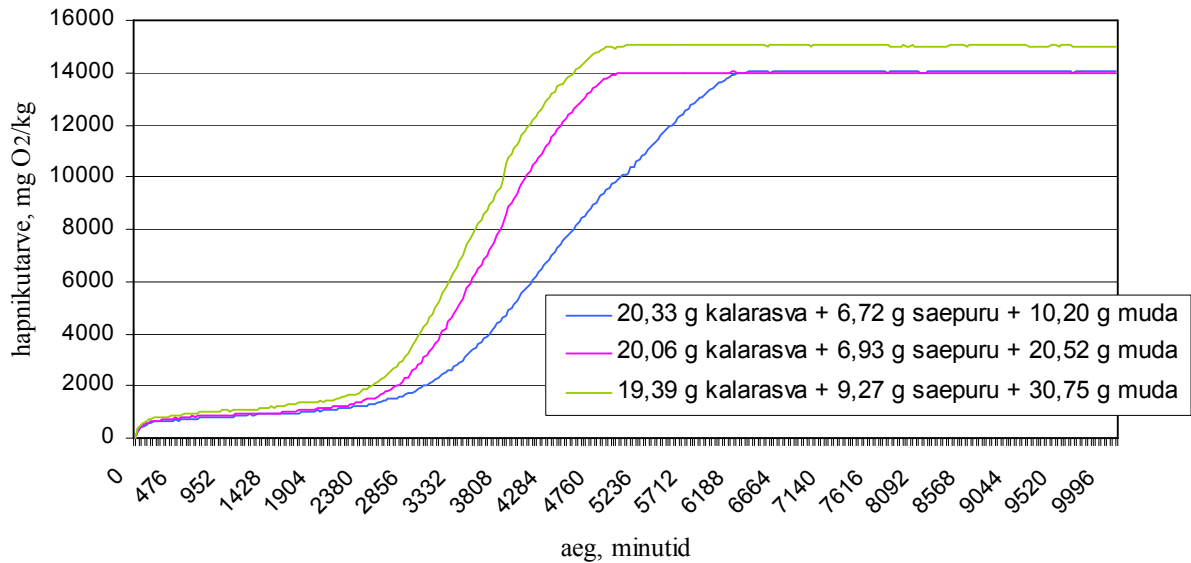
Hapnikutarve oli antud katses suhteliselt väike, sama näitasid ka kiiruskonstandid, mis jäid kõigest 3,5 ja 21,65 min⁻¹ piiresse. Väiksem mudakogus näis pikemas perspektiivis optimaalsem olevat, samas kui suurema hulga reagent SR-100 mõju avaldus poole lühema ajaga. Järgmine katse on sisuliselt eelmise katse (joonis 5) jätk. Kuna mõõtmiste seeria sai läbi, avati vahepeal pudelid ning pandi uuesti algusest peale lugema. Kui silmas pidada seda, et katse on eelmise jätk, on näha, et olukord on täiesti erinev eelmisest joonisest. Kui enne andis paremaid tulemusi 5 ml SR-100, siis joonisel 6 on aktiivsemaks osutunud segu, mis sisaldas vaid 1 ml SR-100. Sellest võib järeldada, et SR-100 on efektiivne protsessi käimapanekuks, millega saab lag-faasi (nn seisuperiood katse algul, mille jooksul organismid kohanevad antud tingimustega) aega vajadusel nt lühendada, pikema aja jooksul, kui protsess on juba käima läinud, ei oma SR-100 enam nii olulist tähtsust. Sama tendents oli ka muda puhul – kui algul tundus, et 10 ml muda lisamine andis efektiivsema tulemuse, siis hiljem avaldub, et 10 ml muda lisamine pani protsessi veidi kiiremini käima kui 30 ml muda lisamine, kuid pikema aja vältel jääb tõenäoliselt 10 ml-st väheks (saab liiga ruttu otsa) ning protsess seiskub kiiremini ja vähemlagunenud faasis kui segu protsess, kuhu lisati 30 ml muda. Kiiruskonstandid jäid antud katses 110,47 ja 45,32 min⁻¹ piiresse.



Joonis 6. Kalarasva hapnikutarve 17.08-24.08.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

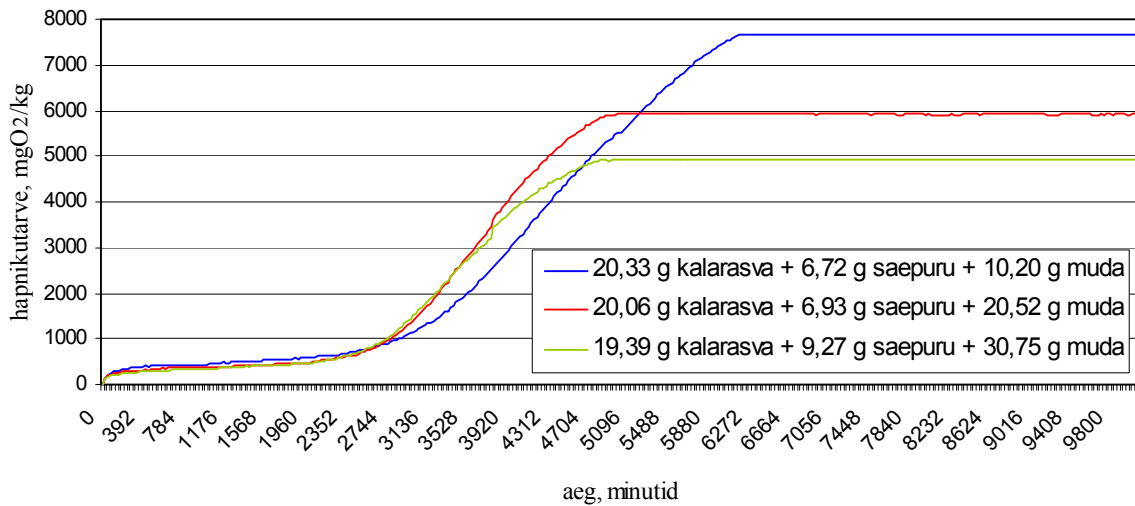
Sellest võib järeldada, et kui tugiainena kasutada turvast, on hästi oluline teha kindlaks optimaalseim lisatava muda kogus – sellest oleneb kogu edasise protsessi edukus (turbasegu puhul vale koguse muda lisamisel on tulemused palju kehvemad, kui lisada vale kogus muda saepurusegusse).

Järgmises katseseerias on pöördutud tagasi saepuru juurde, kuna turba kasutamine tugiainena uuritava algmaterjali (kalarasv) suhtes ei olnud parim lahendus. Järgmises katses on käima pandud ainult kolm uuritavat segu – kalarasv ja saepuru (mahulises vahekorras 1:2 – 20 ja 40 ml) + muda (10-30 ml). Katsesegud käitusid ootuspäraselt – hapnikutarve tõusis peale mõningast lag-faasi kõigi segude puhul kiiresti, mis näitab head biolagunevust.



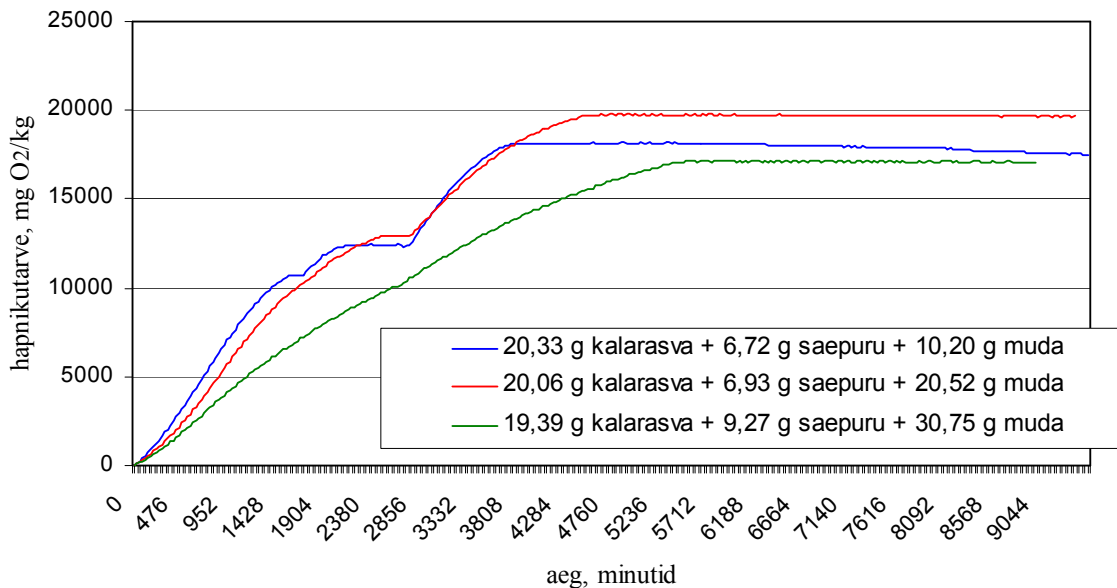
Joonis 7. Kalarasva hapnikutarve 16.09-23.09.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

Erinevuseks võib aga lugeda hapnikutarbe graafikute erinevust, sõltuvalt mis kuivaine massi kohta on arvatatud. Kui joonisel 7 on hapnikutarve arvatatud kalarasva kuivaine massi kohta ning suurim hapnikutarve on segul, kuhu on lisatud 30 ml muda, siis joonisel 8 on hapnikutarve arvatatud kogu kuivaine massi kohta ning suurim hapnikutarve on segul, kuhu on lisatud 10 ml muda. Kiiruskonstandid on pika lag-faasi pärast väga väikesed, jäädes kõigest 8,27 ja 16,61 min⁻¹ vahemikku.



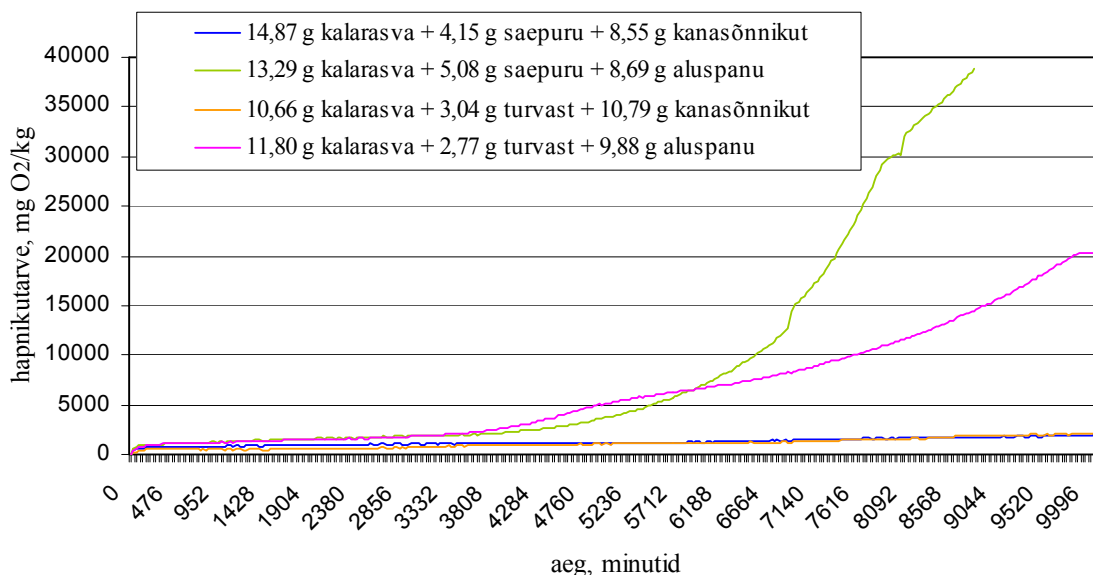
Joonis 8. Kalarasva hapnikutarve 16.09-23.09.2003; kogu kuivaine massi kohta

Joonisel 9 esitatud katse on sisuliselt eelmise katse (joonis 7 ja 8) jätk. Graafikul esitatud segude hapnikutarbed on nüüd palju kiirema arenguga (kuna lag-faasi polnud) ning kiiruskonstandid on märkimisväärselt suuremad, võrreldes katse esimese osaga (katse segud on samad, ainult vahepeal avatud, kuna mõõtmiste seeria sai täis, ning siis uuesti algusest peale mõõtma pandud). Esimese segu hapnikutarbe kiiruskonstant oli $196,67 \text{ min}^{-1}$, teisel segul vastavalt $150,67 \text{ min}^{-1}$ ning kolmandal $125,78 \text{ min}^{-1}$. Hapnikutarbe kõverate trendid on kõigil segudel suhteliselt sarnased.



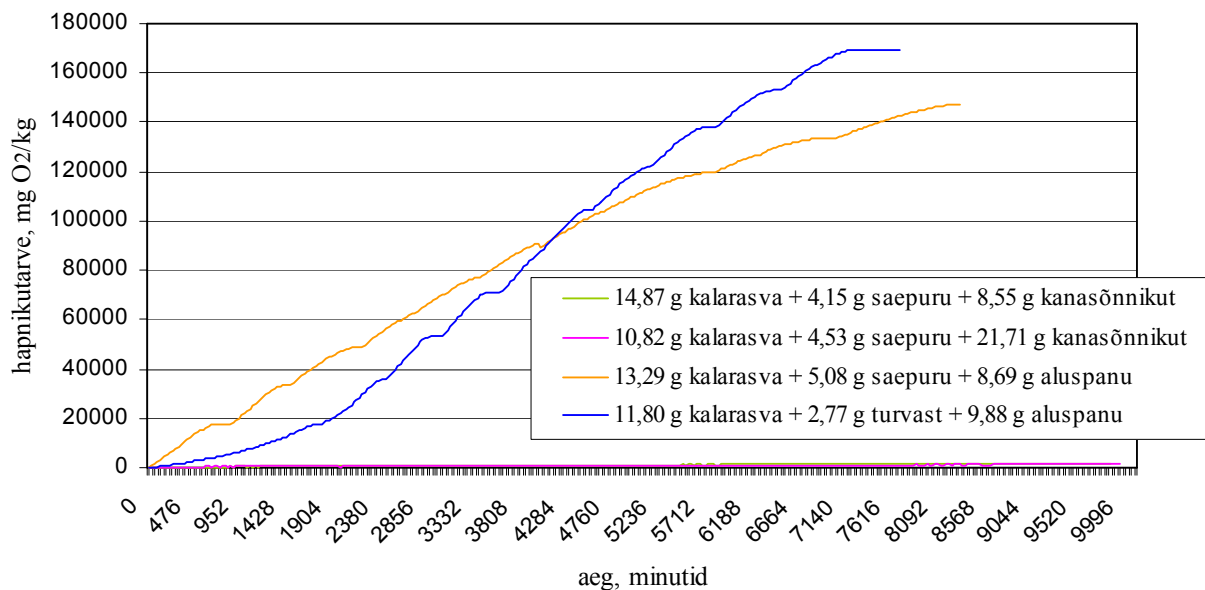
Joonis 9. Kalarasva hapnikutarve 24.09-01.10.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

Seitsmenda katseseeria eripäraks on katsetatavate materjalide loetellu kanasõnniku ja –aluspanu lisamine (sõnnik on väljaheited puhtal kujul, aluspanu on väljaheited koos põhuga). Neid materjale katsetati nii saepuru kui turbasegudes. Kokku segati kalarasva ja saepuru/turvast (mahulises vahekorras 1:1, 20 ml) + sõnnik (10-20 ml) või aluspanu (20 ml). Saadud tulemused on esitatud joonisel 10, kus väljendub selgelt aluspanu efektiivsus, sõltumata tugiainest (kas turvast või saepuru). Sõnnikuga segatud katsed aga jäid äärmiselt passiivseks, millest võib järeldada, et (kana)sõnnik puhtal kujul jääb liiga niiskeks, tihkeks koos liigniiske kalarasvaga kompostimiseks. Antud järeldusele jõuti kaudselt juba teises katseseerias (joonis 3 ja 4). Samas on selgelt näha ka saepuru eelis turbale (joonis 10), mille hapnikutarve kiirenes järsult peale lag-faasi. Kiiruskonstandid olid suhteliselt väikesed, vahemikus $3,44-93,17 \text{ min}^{-1}$.



Joonis 10. Kalarasva hapnikutarve 01.10-08.10.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

Joonisel 11 jätkub joonise 10 katse (samad segud, pudelid vahepeal avatud ning uuesti mõõtma pandud). Joonisel avaldub veelgi selgemalt aluspanu efektiivsus ning puhta sõnniku passiivsus (võrreldes aluspanuga).

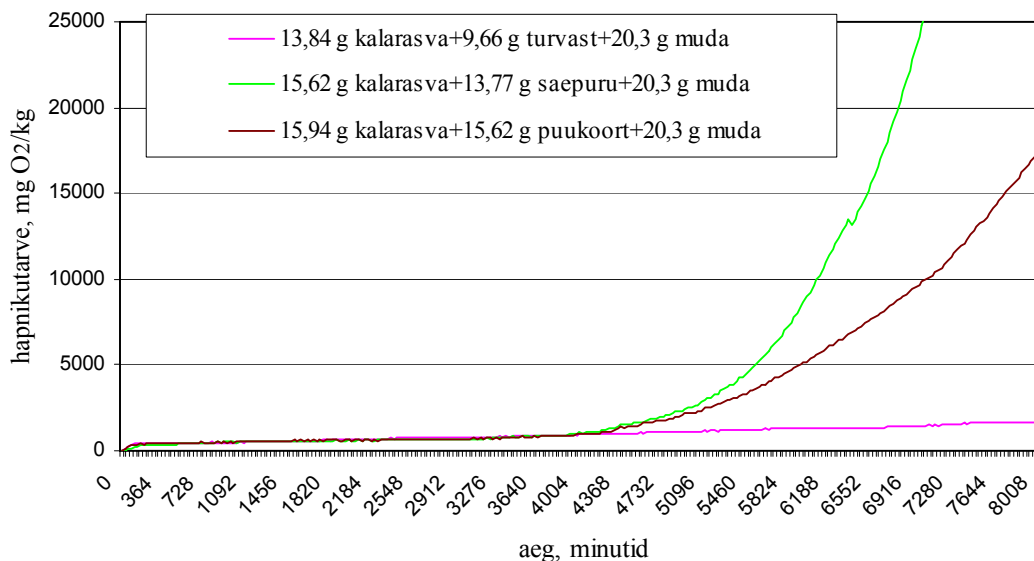


Joonis 11. Kalarasva hapnikutarve 09.10-16.10.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

Lisaks on erinevalt katse esimesest osast (joonis 10) graafikul (joonis 11) esitatud turba ja sõnniku segu asemel saepuru ja sõnniku segu, näitamaks, et olenemata tugiainest ei ole sõnnikusegu ka katse teises pooles efektiivne (kui sõnnikusegu oleks hiljem toimima hakanud, siis suure tõenäosusega just saepurusegus, kuid seda ei toimunud). Kiiruskonstandid olid sõltuvalt segude koostisest äärmiselt erinevad: sõnnikusegudes vastavalt graafikule 10,78 ja 12,07 min⁻¹ ning aluspanusegudes vastavalt graafikule 824,64 ja 935,05 min⁻¹.

Katse teisel perioodil ei avaldu enam saepuru eelis turbale, vaid hapnikutarve on päris võrdne ning poole perioodi pealt läheb turbasegu hapnikutarve saepuru segu omast isegi aktiivsemaks. Järeldus on see, et turbasegud lähevad alati aeglasemalt käima ning on suurem oht protsessi seiskumiseks (kui mingit ainet lisatakse vales koguses), kui aga ainete vahekorrad on õiged sattunud ning segu lagunemisprotsess ükskord käima läinud, võib see olla sama edukas kui saepurusegu komposteerimine.

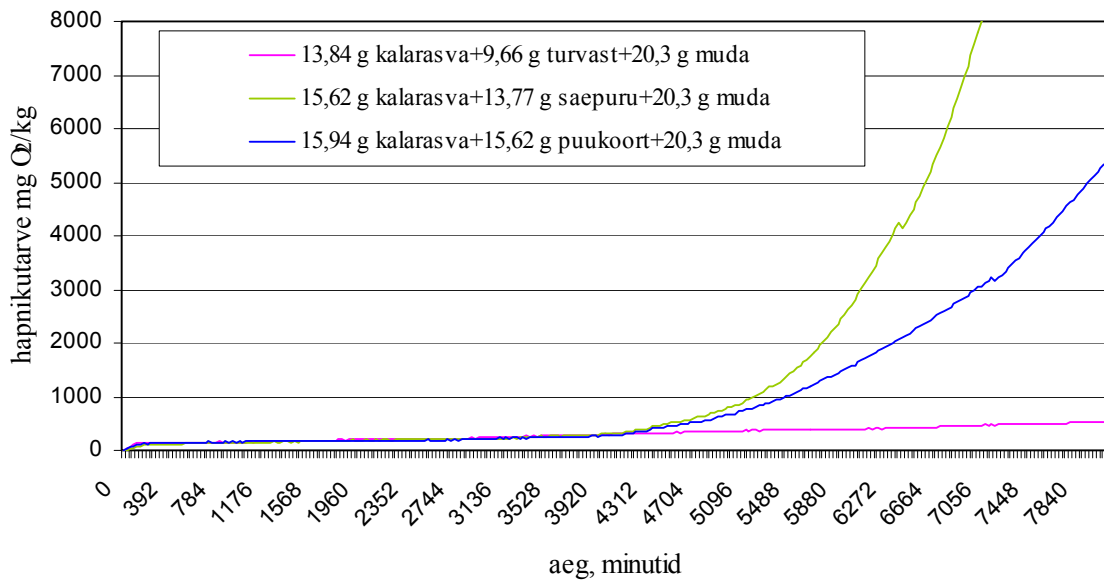
Üheksandas katseseerias (joonis 12) on järgmise uue tugiainena toodud sisse puukoor, mille efektiivsust prooviti vastavalt varem väljakujunenud ainete mahulisele vahekorrale (on alust arvata, et ka puukoort läheb umbes sama palju vaja kui teisi tugiaineid), samas on edasi proovitud turba ja saepuruga.



Joonis 12. Kalarasva hapnikutarve 18.10-24.10.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

Veidi erinevalt eelmistest katsetest, on seekord kokku segatud turvas/saepuru/puukoor kalarasvaga mahulises vahekorras 3:1 (60 ja 20 ml) + 10-20 ml muda, soovides teada saada, kui palju tugiainet ikkagi oleks optimaalseim hulk. Nagu jooniselt näha, on ootuspäraselt saepurusegu aktiivseim ning turbasegu passiivseim, üllatavalt aktiivselt käitus männikoor, ehkki jäi siiski saepurule veidi alla. Samas on männikoor turbast tunduvalt parem variant. Kiiruskonstandid on võetud lag-faasi lõpust, et veidi paremini iseloomustada kõverate tõusu aktiivsust, konstandid olid vastavalt graafikule 4,87; 627,21 ja 88,34 min⁻¹.

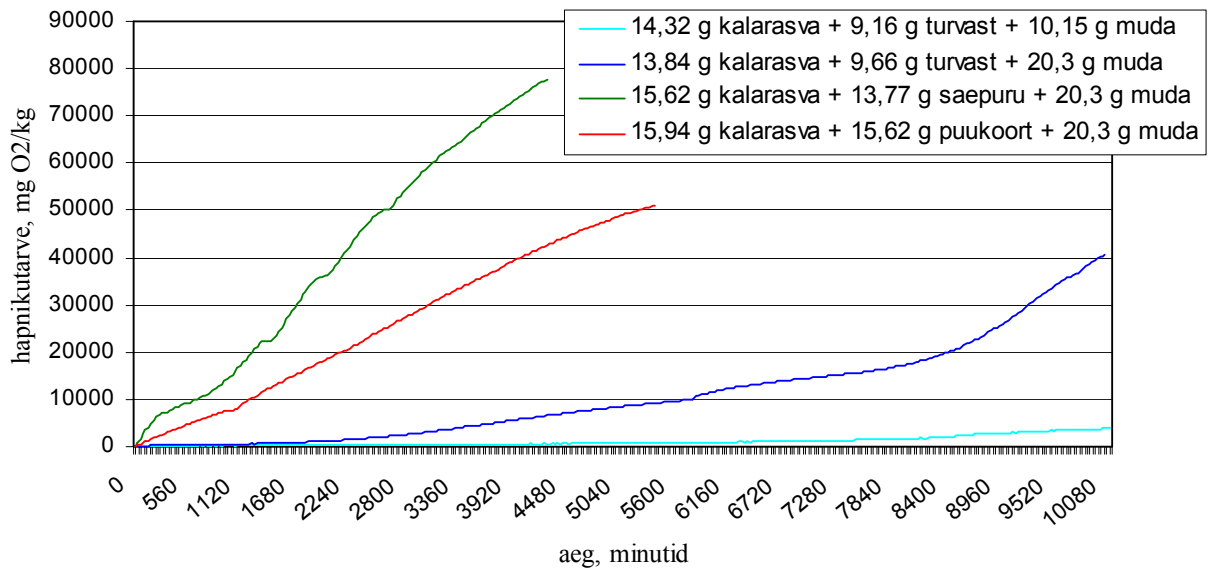
Võrdluseks on esitatud samade katsesegude graafik, kus hapnikutarve on arvatud kogu kuivaine massi kohta (joonis 13), näitamaks, et protsess ei ole siiski nii aktiivne, kui ekslikult arvata võib, sest enamuse graafikutel on hapnikutarve arvatud ainult kalarasva kuivaine massi kohta. Joonisel 13 on kiiruskonstandid vastavalt graafikule 1,62; 178,69 ja 34,2 min⁻¹.



Joonis 13. Kalarasva hapnikutarve 18.10-24.10.2003; kogu kuivaine massi kohta

Kümnes katseseeria (joonis 14) on analoogselt teistega eelmise seeria jätk, kus lisaks eelpool kajastatud kolmele graafikule ol lisatud veel üks (turbasegu, kuhu on lisatud 10 ml muda). Kui teiste segude kõverad olid väga sarnased 10 ja 20 ml muda puhul, siis turbasegu erines tunduvalt (sõltuvalt muda sisaldusest), mis näitab, et turbasegule on ülioluline lisada õige mudakogus, sellest sõltub kogu protsessi efektiivsus.

Kuna katseseeria on eelmise jätk, ei kajastu siin enam lag-faas ning hapnikutarve on



Joonis 14. Kalarasva hapnikutarve 24.10.-31.10.2003; kalarasva kuivaine massi kohta

väga aktiivne. Kiiruskonstandid on jällegi sõltuvalt segust väga erinevad - vastavalt graafikule 3,33; 76,47; 489,04 ja 215,56 min⁻¹. Saepuru segu on jätkuvalt aktiivsem, puukoore segu hapnikutarve on samuti väga kõrge. Suur erinevus on kahe turbasegu vahel, see näitab, et juba 10 ml asemel 20 ml muda lisamisel tõusis aktiivsus mitu korda ning protsessi läks lõpuks edukalt käima (ehkki mõnevõrra aeglasemalt kui saepuru ja puukoore segud).

Selle katseseeria lõpuks oli tehtud enam-vähem kindlaks, millised segud toimivad, millised mitte. Kuna saepuru näitas üles kõige suuremat aktiivust ning saepurusegud läksid alati käima, otsustati järgmiseks teha üks suurem kompostkatse, kus saepuru oleks tugiaineks.

Selleks kasutati kompostrit, mis on tehtud plastkonteinerist, mahuks 14 liitrit. Temperatuuri säilitamiseks oli komposter ümbritsetud vahtplastist kestaga. Kompostris oli termomeeter ja hapnikuandur Oxi 340. Hapnikuanduriga mõõdeti segus õhu hapnikusisaldust, hapnikusisaldust hoiti kompostis olevas õhus 5%-st kõrgemana, et toimuks kindlalt aeroobne lagundamine. Õhku juhiti kompostri põhja paigutatud vooliku kaudu aeraatorist. Kompostrisse segati 6 liitrit segasaepuru (1320 g), 2 liitrit kalarasva (1630 g) ja 1 liiter tahendatud muda (910 g).

Kompostsegust tehti mitmeid mõõtmisi (üldandmed, mõõdeti käimapanekul, 3-ndal, 8-ndal, 13-ndal ja 60-ndal päeval), et näha, kas ja kuidas protsess edeneb. Antud katses mõõdeti ka konkreetselt rasva sisaldust (HEM-ina, st kalarasva sisaldus määrati heksaaniga ekstraheerides). Üldnäitajad on esitatud tabelis 11, kus saab jälgida nende muutusi protsessi käigus. Kalarasva KHT oli 15.12 338 mg O₂/g, kompostsegu pandi käima 15.12.03.

Tabel 11

Kompostsegu üldandmed, mg O₂/g kohta

	15.12.03	18.12.03	23.12.03	28.12.03	21.02.04
Kompost-segu KHT	590	617	752	770	787
Nüld	3,2	0,56	3,7	2,29	2,5
Püld	1,2	0,57	0,9	0,38	1,28
pH	6,75	6,56	6,5	6,47	6,35

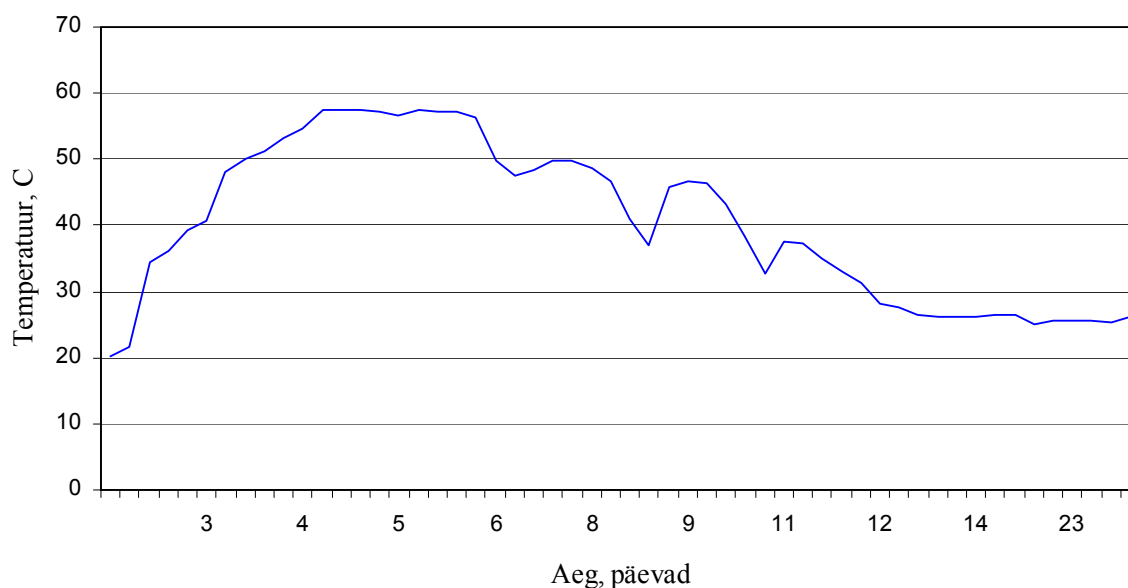
Lisaks mõõdeti ka aeg-ajalt rasva sisaldust kompostis, arvnäidud on esitatud tabelis 12, vastavalt mõõtmise kuupäevadele, samad andmed on esitatud graafiliselt joonisel 16.

Tabel 12

Kalarasva sisaldus kompostis, mg/kg (HEM)

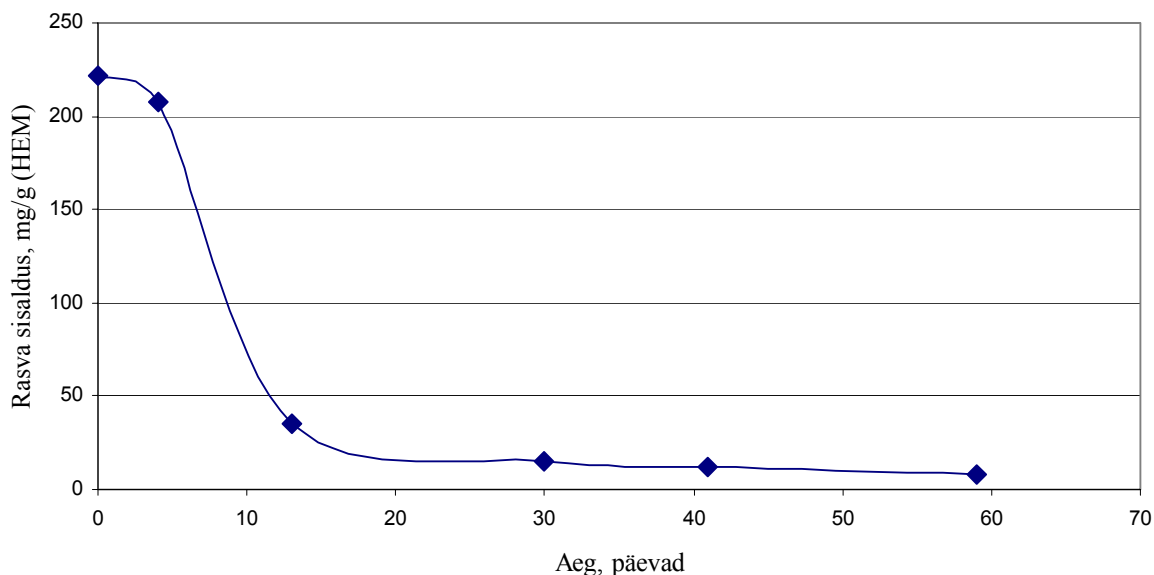
15.12.03	221,6
19.12.03	207,5
28.12.03	35,1
14.01.04	15,5
25.01.04	11,7
12.02.04	8,1

Joonisel 15 on esitatud kompostimisprotsessi jooksul mõõdetud temperatuur, kus on näha, et protsessi algul tõusis temperatuur suhteliselt kiiresti, ületades 50 °C paari päevaga, maksimum 57,5 °C saavutati ca 4 päevaga, kus temperatuur püsis ca 40 h, peale seda hakkas temperatuur langema.



Joonis 15. Kalarasva kompostimine 15.12.2003-10.01.2004

Joonisel 16 on esitatud kalarasva sisaldus, sõltuvalt protsessi kulust. Nagu näha, on protsess väga aktiivne ning rasva sisaldus langeb väga kiiresti suhteliselt madalale, mis tähendab, et protsess oli edukas.



Joonis16. Kalarasva kompostimine 15.12.2003-12.02.2004

Viimasest katses võib järeldada, et kalarasva kompostimine koos saepuru ja muda on võimalik, kui ainete vahekorrad optimaalsed on. Antud katses oli saepuru segatud kalarasvaga mahu järgi 3:1 + 1 liiter tahendatud muda (kokku vahekorras 3:1:1), tulemuseks oli aktiivne kompostsegu, kus rasv efektiivselt ära lagundati. Mahu järgi on vahekord pandud 3:1:1 seepärast, et ehkki muda lisati 1 liiter, oli see tahendatud muda (st vedelat muda oleks vaja läinud ca 2 liitrit).

Kompostimisprotsessi algul vähenes järsult lämmastiksisaldus, mille pärast lisati kaheksandal päeval kompostsegule 250 cm³ 0,1% karbamiidilahust (lämmastikuallikas) ning kümndal päeval 250 cm³ vett (optimaalse niiskusesisalduse säilitamiseks).

Kompostsegu esialgne kalarasva sisaldus oli 221 mg HEM/kg, millest lagunes 13-ndaks päevaks 84% ja 60-ndaks päevaks 96%. Kompostsegu hapnikutarbe kiiruskonstandiks oli 0,068 h⁻¹ (siin on kiiruskonstant arvatud tundide järgi, kuna

katse oli pikk ja aega mõõdeti päevades mitte minutites). Võrdlusena on tabelis 13 esitatud enamuuritud kompostsegude kiiruskonstandid tundides ning segude vahekorrad mahu järgi.

Tabel 13

Kompostsegude kiiruskonstandid ja vahekorrad (mahu järgi)

Kompostsegu	Segu vahekord	Kiiruskonstant, h ⁻¹
Turvas+kalarasv+muda	6:2:2	0.024
Turvas+kalarasv+muda	6:2:1	0.022
Turvas+kalarasv+muda	4:2:2	0.023
Turvas+kalarasv+muda	4:2:1	0.020
Saepuru+kalarasv+muda	6:2:2	0.068
Saepuru+kalarasv+muda	6:2:1	0.054
Saepuru+kalarasv+muda	4:2:3	0.062
Saepuru+kalarasv+muda	4:2:2	0.055
Saepuru+kalarasv+muda	4:2:1	0.046
Puukoor+kalarasv+muda	6:2:2	0.045
Puukoor+kalarasv+muda	6:2:1	0.052

Biojäätmete aeroobse käitlemise puhul on tähtsaks faktoriks eralduvate gaaside-lõhnade maksimaalne vähendamine. Antud uurimuse käigu selgus, et selle jaoks tuleb kalarasva segada kahe või kolmekordse tugiaine hulgaga (saepuru, turvas vms). Väiksemad kogused ei olnud piisavad nn lõhnatuks kompostimiseks.

Uurimuse käigus on selgunud, et ainult kalarasva ja saepuru kokkusegamisest ei piisa efektiivseks protsessi käimaminekuks, kuna kalarasv sisaldab väga vähe baktereid. Selleks tuli kasutada erinevaid lisaaineid, kus oleks piisav hulk mikroorganisme. Kanasõnnik ja jääkmuda olid headeks lisaaineteks, seda enam, et ka need on jätmed, millele tuleb kasutusvõimalusi leida.

Kiiruskonstantide põhjal võib öelda, et turbasegudel olid väiksemad hapnikutarbe ulatused kui saepuru ja puukoore segudel. Lisatav jääkmuda ei omanud väga olulist tähtsust segude hapnikutarbe seisukohast. Parima tulemuse andis (kiiruskonstantide põhjal) saepuru, kalarasva ja muda kokkusegamine mahus 3:1:1. Nimetatud mahu

järgi segati ka kokku viimane, suuremahulisem katse, mis oli edukas (segus olev kalarasv lagundati 60 päeva jooksul ära 96% ulatuses).

KOKKUVÕTE

Töö eesmärgiks oli selgitada välja kalarasva kompostimise võimalikkus, saada ülevaade olukorrast Eestis ja Saaremaal, uurida erinevate tugi- ja lisaainete kasutusvõimalusi, efektiivsust ning leida optimaalseim kompostsegu ainete vahekord.

Uurimuse käigus selgus, et antud valdkonna kohta on tehtud vähe praktilisi töid (maailma mastaabis) ning avaldatud kirjandus napp. Eestis ei ole aga probleemiga tahetud üldse tegeleda - puudub vastav andmebaas, kus midagi toimub/tehtud on, pole välja töötatud erinevaid lahendusvariante ning enamasti puudub kalatööstustel kalarasva käitlemisel praktiline kogemus.

Praktiliste katsetuste jooksul selgus, et kalarasva on võimalik kompostida, on vaja vaid kasutada efektiivseid tugi- ja lisaaineid optimaalses vahekorras. Katsete edukust hinnati peamiselt hapnikutarbe aktiivsuse ja kiiruskonstantide (reaktsiooni kiirust iseloomustav suurus) põhjal. Antud uurimuses leiti katsete seeriade põhjal, et parimaks tugiaineks on saepuru, häid tulemusi andis ka puukoore kasutamine, turba kasutamisel jäid tulemused kõige tagasihoidlikumaks.

Lisaainetena kasutati jääkmuda ja kanasõnnikut (puhtal kujul ning aluspanuna) just mikroorganismide lisamiseks, jääkmuda ning kanade aluspanu panid protsessi aktiivselt käima, puhas sõnnik tegi segud liigniiskeks ning protsess ei läinud hästi käima. Reagent SR-100 kasutamine näitas, et preparaati paneb protsessi just alguses kiiremini käima (nn lag-faas lüheneb), hilisemat edu teiste segude ees ei täheldatud.

Katsete seeria lõpetuseks tehti üks suuremahulisem kompostkatse (segu kokku 9 liitrit), kus segati kokku saepuru, kalarasv ning muda, mahu järgi 3:1:1. Katse pikkuseks oli 60 päeva, mille jooksul mõõdeti segus ka kalarasva sisaldust. Kompostsegu esialgne rasvasisaldus oli 221 mg HEM/kg, millest 60-ndaks päevaks oli biolagunenud 96% (rasva lõppsisalduseks 8,1 mg HEM/kg).

Kokkuvõtvalt – uurimuse eesmärgiks oli tõestada kalarasva kompostimise võimalikkust ning eesmärk sai täidetud. Loodetavasti leiab antud uurimustöö edaspidi ka praktilisi väljundeid ning nii mõnigi kalatööstus hakkab oma kalarasva edukalt kompostima.

SUMMARY

The aim of the research work was to examine the possibility to compost residual fish fat, to get review of fish waste treatment in Estonia and in Saaremaa, to examine different bulking agents and additives, their usage possibilities and effectiveness and to find the optimal ratio of materials for composting mixture.

Sawdust, peat and pine bark were studied as bulking agents and sewage sludge, agent SR-100 and poultry manure were studied as additives for composting of fish fat. The optimal ratios of bulking agents and additives were determined by the oxygen consumption of mixtures measured with OxiTop[®] manometric respirometer.

The results of research showed that sawdust was the best bulking agent, pine bark was good enough too, but peat was not as effective as the others. Poultry manure and sewage sludge were both good additives, SR-100 appeared to shorten a lag-phase to some extent.

The optimal mixture of fish fat with sawdust and sludge was composted in laboratory composter during 60 days. The highest rate of oxygen consumption was achieved of the mixture containing sawdust, fish fat and sewage sludge at 3:1:1 ratio by volume. The initial content of fish fat was 221 mg HEM/kg, it reduced 96% in 60 days (the final content was 8,1 mg HEM/kg).

It is possible to compost the residual fish fat, but optimal ratio of bulking agents and additives is necessary for fast and effective treatment.

Keywords: fish fat, composting, respirometer, peat, sawdust, pine bark, sludge, oxygen consumption

KASUTATUD KIRJANDUS

- Al-Daher, R., Al-Awadhi, N., El-Nawaway, A. 1998. Bioremediation of damaged desert environment using the windrow soil pile system in Kuwait. *Environment International*, 24, 175-180.
- Allard, A.-S., Neilson, A.H. 1997. Bioremediation of Organic Waste Sites: A Critical Review of Microbiological Aspects. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 39, 253-285.
- Allison, F.E., Murphy, R.M., Klein, C.J. 1963. Nitrogen requirements for the decomposition of various kinds of finely ground woods in soil. *Soil Science*, 95, 187-190.
- Becker, G. 1997. Der Rottegrad als Gewährleistungskriterium für Kompostierungsanlagen. Dissertation, Universität-Gesamthochschule Essen, Fachgebiet Bauwesen, Essen, Germany.
- Bernal, M.P., Paredes, C., Sanchez-Moneredo, M.A., Cegarra, J. 1998. Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, 63, 91-99.
- BGK. 1998. Methodenbuch zur Analyse von Kompost. Bundesgütegemeinschaft Kompost. Verlag Abfall Now. e.V., Stuttgart, Germany (Germany Compost Association, Test Manual 1998)
- Bitton, G. 1994. *Wastewater Microbiology*. New York: A John Wiley & Sons.
- Brohon, B., Delolme, C., Gourdon, R. 2001. Complementarity of bioassays and microbial activity measurements for the evaluation of hydrocarbon-contaminated soils quality. *Soil Biology & Biochemistry*, 33, 883-891.
- Chanyasak, V., Kubota, H. 1981. Carbon/organic nitrogen ratio in water extract as measure of compost degradation. *J. Ferment. Technology*, 59, 215-219.
- Dalzell, J.M. 1994. Food Industry and the Environment – Practical Issues and Cost Implications. *Blackie Academic and Professional*, London, UK.
- Dickson, N., Richard, T., Kozlowski, R. 1991. Composting to Reduce the Waste Stream: A Guide to Small Scale Food and Yard Waste Composting. Available from the Northeast Regional Agricultural Engineering Service, Cornell University, Ithaca.
- Finstein, M.S., Hogan, J.A. 1993. Optimization of Biological Soil Remediation, *Report to the Hazardous Substance Management Research Center*, New Jersey Institute of Technology, Newark, NJ.

- Finstein, M.S., Hunter, J.V., Hogan, J.A. 1990. Treatment of Industrial Solid Wastes Through Composting: Process Optimization at Mesophilic and Thermophilic Temperatures, *Final Report, Hazardous Substance Management Research Center*, New Jersey Institute of Technology, Newark, NJ.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F. 1986. Waste treatment composting as a controlled system. In *Biotechnology, a Comprehensive Treatise, Vol. 8: Microbial Degradation*. ed W. Schienbom. New York: VCH Publication, pp. 363-398.
- Finstein, M.S., Miller, F.C. 1985. Principles of composting leading to maximization of decomposition rate, odor control, and cost effectiveness. In *Composting of agricultural and other wastes*, ed. J.K.R. Gasser. Elsevier Applied Science Publ., Barking, Essex, pp. 13-26.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F., MacGregor, S.T., Psarianos, K.M. 1983. Composting Ecosystem Management for Waste treatment, *BioTech*, 1, 347-353.
- Golueke, C.G. 1991. Principles of composting. In *The Biocycle Guide to the Art&Science of Composting*. The JG Press Inc., Emmaus, PA, pp. 14-27.
- Gonzalez, J.F. 1996. Wastewater Treatment in the Fishery Industry, *Food and Agriculture Organisation Fisheries Technical Paper 355*, FAO, Rome, Italy.
- Goyal, S. 1983. Choosing Between Induced and Forced-Draft Fans. *Chem. Eng*, 7 February, pp. 92-93.
- Henze, M., Herremoës, P., Jansen, J., Arvin, E. 1990. *Wastewater Treatment*. Springer-Verlag, Berlin.
- Herigstad, B., Hamilton, M., Heersink, J. 2001. How to optimize the drop plate method for enumerating bacteria. *Journal of Microbiological Methods*, 44, 121-129.
- Hogan, J.A., Miller, F.C., Finstein, M.S. 1989. Physical Modeling of the Composting Ecosystem. *Appl. Environ. Microbiol.*, 55 (5), 1082-1092.
- Horan, J. 1995. *Biological Wastewater Treatment Systems*. Chichester: A John Wiley&Sons.
- Hue, N.V., Liu, J. 1995. Predicting compost stability. *Compost. Sci. Utilization*, 3, 8-15.
- Iannotti, D.A., Pang, T., Toth, B.L., Elwell, D.L., Keener, H.M., Hoitink, H.A.J. 1993. A quantitative respirometric method for monitoring compost stability. *Compost Sci. Utilization*, 1, 52-65.
- Interpretation of Waste & Compost Tests. *Journal of the Woods End Research Laboratory* © 1998-2000, Vol. 1, No 4.

- Iwamoto, T., Nasu, M. 2001. Current bioremediation practice and perspective. *Review. Journal of Bioscience and Bioengineering*, 92, 1-8.
- Jeong, Y.-K., Kim, J.-S. 2001. A new method for conservation of nitrogen in aerobic composting processes. *Bioresource Technology*, 79, 129-133.
- Jeris, J. S., Regan, R.W. 1973. Controlling environmental parameters for optimum composting. *Composting Science*, 14, 16-22.
- Jørgensen, K.S., Puustinen, J., Suortti, A.-M. 2000. Bioremediation of petroleum hydrocarbon-contaminated soil by composting in biopiles. *Environmental Pollution*, 107, 245-254.
- Keck, J., Sims, R.C., Coover, M., Park, K., Symons, B. 1989. Evidence for Cooxidation of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Soil. *Wat. Res.*, 23 (12), 1467-1476.
- Kirchmann, H., Widen, P. 1994. Separately collected organic household wastes. *Swedish J. Agric. Res.*, 24, 3-12.
- Kuusik, A. 1995. *Reoveeväikepuhastid Eestis*. Tallinna Tehnikaülikool, Keskkonnatehnika Instituut, Tallinn.
- Körner, I., Braukmeier, J., Herrenklage, J., Leikam, K., Ritzkowski, M., Schlegelmilch, M., Stegmann, R. 2003. Investigation and optimization of composting processes – test systems and practical examples. *Waste Management*, 23, 17-26.
- Laos, F., Mazzarino, M.J., Walter, I., Roselli, L., Satti, P., Moyano, S. 2002. Composting of fish offal and biosolids in northwestern Patagonia. *Bioresources Technology*, 81, 179-186.
- Laos, F., Mazzarino, M.J., Walter, I., Roselli, L. 1998. Composting of fish waste with wood-by products and compost quality as a soil amendment: experiences in the Patagonia Region of Argentina. *Compost. Sci. Utilization*, 6, 59-66.
- Lewandowski, G.A., DeFilippi, L.J. 1998. *Biological treatment of hazardous wastes*. New York: A John Wiley & Sons.
- Liao, P.H., Jones, L., Lau, A.K., Walkemeyer, S., Egan, B., Holbek, N. 1997. Composting of fish wastes in a full-scale in-vessel system. *Bioresource Technology*, 59, 163-168.
- Liebeg, E.W., Cutright, T.J. 1999. The investigation of enhanced bioremediation through the addition of macro and micro nutrients in a PAH contaminated soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 44, 55-64.

- MacGregor, S.T., Miller, F.C., Psarianos, K.M., Finstein, M.S. 1981. Composting Process Control Based on Interaction Between Microbial Heat Output and Temperature, *Appl. Environ. Microbiol.*, 41, 1321-1330.
- Margesin, R., Zimmerbauer, A., Schinner, F. 2000. Monitoring of bioremediation by soil biological activities. *Chemosphere*, 40, 339-346.
- Mathur, S.P., Patni, N.K., Levesque, M.P. 1990. Static pile, passive aeration composting of manure slurries using peat as a bulking agent. *Biological Wastes*, 34, 323-333.
- McDonald, C., Ince, M.E., Smith, M.D., Dillon, M. 1999. Fish processing in Uganda: waste minimisation. *25th WEDC Conference, Integrated Development For Water Supply And Sanitation*, Addis Ababa, Ethiopia.
- Miller, F.C., MacGregor, S.T., Psarianos, K.M., Cirello, J., Finstein, M.S. 1982. Direction of Ventilation in Composting Wastewater Sludge. *J. Water Pollution Contr. Fed.*, 54 (1), 111-113.
- Nakasaki, K., Ohtaki, A., Takano, H. 2000. Biodegradable plastic reduces ammonia emission during composting. *Polymer Degradation and Stability*, 70, 185-188.
- Neilson, A.H., 16, A.-S., Remberger, M. 1985. Biodegradation and transformation of recalcitrant compounds. In *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 2, part C, Berlin, Springer-Verlag, pp. 29-86.
- Nõges, T. 1993. *Sissejuhatus vee mikrobioloogiasse: õppevahend hüdrobioloogia ja mikrobioloogia eriala üliõpilastele*, Tartu.
- Nõmmik, H., Vahtras, K. 1982. Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. In *Nitrogen in Agricultural Soils*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wisconsin, pp. 123-166.
- Pagga, U. 1997. Testing biodegradability with standardized methods. *Chemosphere*, 35, 2953-2972.
- Painter, H.A., King, E.F. 1985. Biodegradation of water-soluble compounds, in *The Handbook of Environmental Chemistry*, Vol. 2, part C, Berlin, Springer-Verlag, pp. 87-120.
- Platen, H. 2000. Validation of the OxiTop® measuring system for the determination of respiratory activity in soils and other solids. *1st Symposium on "Biological degradability..." 26th September*.

- Platen, H., Witz, A. 1999. Application of analysis no 1: Measurement of the respiration activity of soils using the OxiTop® Control measuring system. Basic principles and process characteristic quantities. *1st edition, WTW Weilheim.*
- Reuschenbach, P., Pagga, U., Strotmann, U.A. 2003. Critical comparison of respirometric biodegradation tests based on OECD 301 and related test methods. *Water Research*, 37, 1571-1582.
- Sakaguchi, K. 1993. The utilization of fish waste in Japan. *Rapport no 007/15 in Norwegian Industrial Attaches Tokyo Office, Jun 1993, 5-12-2 Minami Azabu, Minato-ku, Tokyo 106, Japan.*
- Sellers, K. 1999. *Fundamentals of hazardous waste site remediation.* CRC Press.
- Semple, K.T., Reid, B.J., Fermor, T.R. 2001. Impact of composting strategies on the treatment of soils contaminated with organic pollutants. *Environmental Pollution*, 112, 269-283.
- Spellman, F.R. 1997. *Wastewater biosolids to compost.* Technomic Publishing Company.
- Suflita J.M., Horowitz, A., Shelton, D.R., Tiedje, J.M. 1982. Dehalogenation: A Novel Pathway for the Biodegradation of Haloaromatic Compounds. *Science*, 218 (10), 1115-1116.
- Thomas, J.M., Yordy, J.R., Amador, J.A., Alexander, M. 1986. Rates of Dissolution and Biodegradation of Water-Insoluble Organic Compounds, *Appl. Environ. Microbiol.*, 52 (2), 290-296.
- Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y. 2000. Fate of nitrogen during composting of chicken litter. *Environmental Pollution*, 110, 535-541.
- U.S. Environmental Protection Agency. 1996. *Seminar Series on Bioremediation of Hazardous Waste Sites: Practical Approaches to Implementation*, May-June 1996.
- Wachter, S. 2000. Soil respiration measurements with the OxiTop® Control – experimental report of a service provider. *1st Symposium on “Biological degradability...” 26th September.*
- Wakelin, N.G., Forster, C.F. 1997. An investigation into microbial removal of fats, oils and greases. *Bioresource Technology*, 59, 37-43.
- Williams, T.O., Miller, F.C. 1992. Odor Control Using Biofilters, *Biocycle*, 33 (10), 72-77.
- Wong, J.H.C., Lim, C.H., Nolen, G.L. 1997. *Design of remediation systems.* CRC Press.

Wrenn, B.A., Venosa, A.D. 1996. Selective enumeration of aromatic and aliphatic hydrocarbon degrading bacteria by a most-probable-number procedure. *Canadian Journal of Microbiology*, 42, 252-258.

Zucconi, F., de Bertoldi, M. 1987. Compost specifications for the production and characterization of compost from municipal solid waste. In *Communication of the European Communities*. Elsevier Applied Science, London, pp. 30-50.

Zucconi, F., Monaco, A., Forte, M., de Bertoldi, M. 1985. Phytotoxins during the stabilization of organic matter. In *Composting of agricultural and other wastes*. ed J.K.R. Gasser. Elsevier Applied Science Publ., London, pp. 73-85.

Zucconi, F., Pera, A., Forte, M., de Bertoldi, M. 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22, 54-57.

Käsikirjalised materjalid

Arikas, P. 2004. Jääkmuda mobiilse veetustamiseadme hinnapakkumine ja dokumentatsioon. Kaarma Vallavalitsus. Kuressaare, 2004.

LISAD

Lisa 1. Vaated muda veetustamisseadmest (fotode autor P.Arikas, Saaremaa, 2004)

Foto 1. Jääkmuda mobiilse veetustamisseadme külgsvaade



Foto 2. Jääkmuda veetustamisseadme tagantvaade koos kuivmuda transportööriga



Foto 3. Jääkmuda veetustamiseadme polümeeri segamiseade



Foto 4. Veetustamiseadme mudapress eestvaates



Foto 5. Veetustamiseadme mudapress tagantvaates

