



TALLINNA TEHNIKAÜLIKOOL

INSENERITEADUSKOND

Energiatehnoloogia instituut

**BIOGEENSE JA FOSSIILSE OSA MÄÄRAMINE
SEGAOLMEJÄÄTMETEST SORTEERITUD
JÄÄTMEFRAKTSIOONIDES
DETERMINATION OF BIOGENIC AND FOSSIL CONTENT
IN FRACTIONS OF WASTE SORTED FROM MIXED
MUNICIPAL WASTE
BAKALAUREUSETÖÖ**

Üliõpilane: Helen Puškin

Üliõpilaskood: 213695EACB

Juhendaja: Kati Roosalu, doktorant-nooremteadur

Tallinn 2024

AUTORIDEKLARATSIOON

Olen koostanud lõputöö iseseisvalt.

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

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

"31.".....mai.....2024

Autor: Helen Puškin

/ allkirjastatud digitaalselt /

Töö vastab bakalaureusetöö esitatud nõuetele

"31.".....mai.....2024

Juhendaja: Kati Roosalu

/ allkirjastatud digitaalselt /

Kaitsmisele lubatud

".....".....2024 .

Kaitsmiskomisjoni esimees

/ nimi ja allkiri /

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks¹

Mina Helen Puškin (sünnikuupäev: 17.12.2001)

1. Annan Tallinna Tehnikaülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose, „Biogeense ja fossiilse osa määramine segaolmejäätmetest sorteeritud jäätmefraksioonides“, mille juhendaja on Kati Roosalu

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

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

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

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

/allkirjastatud digitaalselt/

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

TalTech Energiatehnoloogia instituut

LÕPUTÖÖ ÜLESANNE

Üliõpilane: Helen Puškin

Õppekava, peaariala: EACB17/21 Keskkonna-, energia- ja keemiatehnoloogia
Juhendaja(d): dotsent-nooremteadur Kati Roosalu, +372 620 3916 (amet, nimi, telefon)

Konsultant:..... (nimi, amet)

..... (ettevõte, telefon, e-post)

Lõputöö teema:

„Biogeense ja fossiilse osa määramine segaolmejäätmetest sorteeritud jäätmefraktsioonides“

(inglise keeles) „Determination of Biogenic and Fossil Content in Fractions of Waste Sorted from Mixed Municipal Waste“

Lõputöö põhieesmärgid:

1. Saada ülevaade jäätmete biogeense ja fossiilse osa määramise meetoditest.
2. Reaalselt katsetada selektiivse lahustamise meetodit.
3. Saada ülevaade Eesti olmejäätmete keemilisest koostisest

Lõputöö etapid ja ajakava:

Nr	Ülesande kirjeldus	Tähtaeg
1.	Taustmaterjalidega tutvumine	11.03.2024
2.	Katsete läbiviimine	20.04.2024
3.	Lõputöö kokkukirjutamine ja järelduste tegemine	20.05.2024

Töö keel: eesti keel

Lõputöö esitamise tähtaeg: "31.".....mai...2024 a

Üliõpilane: Helen Puškin "31."....mai....2024 a
/allkiri/

Juhendaja: Kati Roosalu "31.".....mai....2024 a
/allkiri/

Konsultant: ".....".....2024 a
/allkiri/

Programmijuht: Oliver Järvik ".31.".. mai.... 2024 a
/allkiri/

SISUKORD

SISSEJUHATUS	6
1. JÄÄTMEARUANDLUS	8
2. JÄÄTMEMAJANDUS	9
3. SORTIMISANALÜÜS	12
4. MÄÄRAMISMEETODID.....	16
4.1 Meetodite piirangud.....	17
4.2 Meetod 1 – süsinik-14 sisalduse mõõtmine.....	17
4.3 Meetod 2 – manuaalne sortimine	18
4.4 Meetod 3 – selektiivne lahustamine	19
5. KATSEMETOODIKA.....	21
5.1 Tulemuste arvutuskäik.....	22
6. KATSE EESMÄRK	24
7. PRAKTILINE KATSE	25
8. KATSETULEMUSED JA ANALÜÜS	28
8.1 Puuvill	28
8.2 Kartongi fraktsioon.....	28
8.3 Pehme plasti fraktsioon.....	29
8.4 Kõva plasti fraktsioon	29
8.5 Tekstiili fraktsioon	30
8.6 Kummi fraktsioon.....	31
8.7 Peenfraktsioon.....	32
8.8 Jäätmefraktsioonide võrdlus	34
KOKKUVÕTE	36
SUMMARY	37
KASUTATUD KIRJANDUS	38

SISSEJUHATUS

Tarbimisühiskonna vältimatu kaasnähtus on suurenev jäätmete kogus. Jäätmetest vabanemiseks on mitmeid mooduseid: materjalide taaskasutus, jäätmete põletamine ning jäätmete ladestamine prügilasse. Kuna prügilasse ladestamisega kaasneb paratamatult negatiivseid kõrvalnähtusid, siis on jäätmete põletamine energia tootmise eesmärgil eelistatum jäätmekäitlusmeetod prügi puhul, mida ühel või teisel põhjusel pole võimalik muul viisil taaskasutada. Eestis põletatakse jäätmeid, mis pole liigiti kogutud – segaolmejäätmeid. Teadmata segaolmejäätmete liigilist koostist ja jäätmetes leiduvate materjalide päritolu, on aga raske hinnata põletamise kasutegurit ning keskkonnamõju.

Selleks, et määrata segaolmejäätmete koostist, korraldatakse Eestis sortimisuuringuid. Sortimisuuringute abil määratakse jäätmete liigiline koostis, kuid sellest ei piisa, et hinnata jäätmete põletamisest tekkiva süsihappegaasi päritolu. Jäätmefraktsioonide biogeense ja fossiilse osakaalu määramiseks peab tegema lisauuringud. Sisalduse teadmine on oluline, sest biogeenset päritolu jäätmete põletamist peetakse keskkonnasõbralikumaks.

Antud bakalaureusetöö teostati, et uurida 2023.–2024. aasta sortimisuuringu käigus segaolmejäätmetest väljasorteeritud jäätmefraktsioonide koostist. Töös läbiviidud katsetes ja arvutustes toetuti peamiselt EVS-EN ISO 21644:2021 standardile. Jäätmefraktsioonides leiduva biomassi ning mitte-biomassi sisalduse määramiseks kasutati selektiivse lahustamise meetodit. Lisaks määrati töö käigus uuritud jäätmefraktsioonide keskmine tuhasus. Kõik sooritatud katsed viidi läbi Tallinna Tehnikaülikooli Energiatehnoloogia instituudi laboris.

Antud töö koosneb kaheksast peatükist: „Jäätmearuandlus“, „Jäätmemajandus“, „Sortimisanalüüs“, „Määramismeetodid“, „Katsemetoodika“, „Katse eesmärk“, „Praktiline katse“ ning „Katsetulemused ja analüüs“. „Jäätmearuandluse“ peatükk tutvustab Eestis tekkivate jäätmetega seotud statistikat ning seadusandlust, „Jäätmemajanduse“ peatükk aga jäätmete käitlemisega seotud taustainfot. „Sortimisanalüüsi“ peatükis tutvustatakse varasemate sortimisuuringute metoodikat ja tulemusi. „Määramismeetodite“ ja „Katsemetoodika“ peatükid tutvustavad töös kasutatud EVS-EN ISO 21644:2021 standardil põhinevaid meetodeid ning „Katse eesmärgi“ peatükk põhjendab läbiviidava katse vajalikkust. „Praktilise katse“ peatükis on kirjas, mida ja kuidas päriselt laboris tehti ning viimases peatükis –

„Katsetulemused ja analüüs“ –tuuakse välja katsetulemused ja tehakse nende põhjal järeldused.

1. JÄÄTMEARUANDLUS

Jäätmeseaduse kohaselt jagatakse Eestis olmejäätmed kodumajapidamisest kogutud segajäätmeteks, liigiti kogutud jäätmeteks ning muudest allikatest kogutud segajäätmeteks ja liigiti kogutud jäätmeteks, mis aga peavad oma koostise ja omaduste poolest olema kodumajapidamisjäätmetele sarnased. Liigiti kogutud jäätmed jagunevad omaette paberi ja kartongi jäätmeteks, metalli-, klaasi-, bio-, plast-, puidu-, tekstiili- ja pakendijäätmeteks, elektri- ja elektroonikaseadmetest tekkinud jäätmeteks, patareideks ja akudeks ning suuremõõtmelisteks jäätmeteks. [1]

Liigiti kogutakse jäätmeid selleks, et valmistada neid ette korduskasutuseks ja et lihtsustada või parandada ringlussevõttu ning muid taaskasutamistoiminguid. Liigiti kogutud jäätmeid hoitakse eraldatuna teistest jäätmetest ja muudest materjalidest, millel puuduvad kattuvad omadused. Selleks, et võimaldada segaolmejäätmete taaskasutamist võimalikult suures ulatuses, tuleb aga ka need enne prügilasse ladestamist sortida. Sortimata segaolmejäätmete ladestamine prügilasse on keelatud. [1]

Seaduse kohaselt tuleb jäätmeid taaskasutada, kui see on võimalik tehnoloogiliselt ning kui see pole muude jäätmekäitlusmoodustega võrreldes liiga kulukas. Üks jäätmete taaskasutamismoodustest on jäätmete energiakasutus. Põletuskõlblikke jäätmeid kasutatakse energia tootmiseks nende eraldi põletamisel või muude jäätmete või kütusega koos põletamisel, kasutades ära tekkinud soojuse. [1]

Statistikaameti andmetel tekkis 2022. aastal Eestis 22,85 miljonit tonni jäätmeid, millest 495 tuhat tonni (267,0 kg elaniku kohta) moodustasid olmejäätmed. Olmejäätmetest ligi kolmandik (32,9%) võeti tagasi ringlusse. Kogu tekkinud jäätmetest 324,4 tuhat tonni ehk kõigest 1,42% põletati energiatootmise eesmärgil; prügilasse ladestati 7,40 miljonit tonni jäätmeid. [2]

2. JÄÄTMEMAJANDUS

Kui segaolmejäätmete biomassafraktsiooni kasutatakse energia tootmiseks, siis loetakse seda taastuva energia allikaks ning see on Eesti seadusandluse mõistes sobiv toetuse saamiseks. Ka süsihappegaasi emissioone loetakse nende päritolu põhjal: kui tegemist on biogeense (jäätmete biomassafraktsioonist tekkinud) päritoluga süsihappegaasi emissioonidega, loetakse need kliimaneutraalseks ja nende eest ei pea tasuma süsinikumaksu, kui aga on tegemist fossiilset päritolu jäätmetega, siis peab nende eest tasuma süsinikumaksu. Seepärast on oluline, et jäätmepõletusjaamade operaatorid oskaksid määrata biogeense ja fossiilse süsiniku osakaalu jäätmetes, mida põletatakse. [3]

Keskkonnatasude seaduse kohaselt on Eestis süsinikdioksiidi (CO₂) saastetasumäär 2 eurot tonni kohta ning süsinikdioksiidi (CO₂) välisõhku heitmise eest maksab saastetasu soojuse tootja vastavalt soojuse tootmisel välisõhku heidetud CO₂ kogusele. [4]

Segaolmejäätmete taaskasutamine energia tootmise allikana on paljudes riikides muutumas järjest olulisemaks nii jäätmemajandus- kui ka energiatööstussektoris. Jäätmepõletus pakub kiiret lahendust Euroopa Liidu rangetele jäätmete taaskasutuse ja prügilatesse ladestamisega seotud nõuetele. Seetõttu on paljudes Euroopa Liidu liikmesriikides, kaasaarvatud Eestis, kus eelnevalt on prügi peamiselt ladestatud prügimäele, investeeritud jäätmepõletusvõimekus suurendamisse. Jäätmeenergiast toodetud soojus- ja elektrienergia asendavad tavapärase elektri jaamade toodetud energia, kus sageli kasutatakse endiselt fossiilkütuseid. [3]

Enamasti on segaolmejäätmed segu fossiilsest orgaanilisest materjalist (nt. plastid) ja biogeensest materialist (nt. toit, paber, puit). Biolagunevat fraktsiooni segaolmejäätmetest defineeritakse kui biomassi ning seega loetakse seda taaskasutatava energia allikaks. Taastuv biopõhine energiakomponent on Eesti seadusandluse alusel toetuskõlbulik ning seetõttu oluline jäätmepõletustehaste käitajate jaoks. Saastetasu süsihappegaasi välisõhku viimise eest kehtestati Eestis 2000. aastal. Praegu kohustab keskkonnatasude seadus jäätmepõletustehase operaatorit atmosfääri paisatava CO₂ eest tasuma. Süsinikdioksiidi heitkoguseid arvestatakse vastavalt nende allikale kas biogeenseteks ehk jäätmete biomassist või biolagunevast fraktsioonist tulenevaks ja seega kliimaneutraalseks või fossiilseks ja seega CO₂ eritamise tõttu Saastetasu seaduse alusel maksustatavaks. Seetõttu on

oluline, et jäätmepõletustehased suudaksid määrata biogeense ja fossiilse süsiniku suhet põletatavates jäätmetes. [3] [5]

Eestis on andmed põletatavate segaolmejäätmete biogeense ja fossiilse osa sisalduse kohta olnud vähesed. Jäätmete sortimisuuringuid on tehtud alates Eestis 2004. aastast, kuid jäätmepõletustehases põletatavate jäätmete kohta hakati uuringuid tegema alles viimase kümnendi jooksul. Enne seda on Eestis olmejäätmete põletusprotsesside fossiilsete CO₂ emissioonide arvutamiseks kasutatud erinevate kirjandusallikate üldandmeid ja vaikeväärtusi. [6] [3]

Selleks, et olla vastavuses EL jäätmepoliitika ning direktiivide põhimõtete ja eesmärkidega, on Eesti pidanud arendama oma jäätmekäitlussüsteemi. Kuni 2013. aastani oli prügilasse ladestamine Eestis peamine moodus segaolmejäätmetest vabanemiseks. See aga oli vastuolus Euroopa Liidus edendatava jäätmehierarhiiaga, mistõttu vajas Eesti jäätmemajandus kiiret edasiarendust. [3]

Teiste Euroopa Liidu liikmesriikide eeskujul peeti jäätmepõletust realistlikumaks viisiks, kuidas jõuda prügilate ümbersuunamisega seotud õiguslike eesmärkideni. Täiendavat survet investeerida jäätmete taaskasutamise lahendustesse avaldas suurenev prügilamaks ja töötlemata jäätmete prügilasse ladestamise keeld. Investeeringud põletustehasesse on võimaldanud Eestil oluliselt vähendada tahkete jäätmete ladestamist prügilasse (70%-lt 2010. aastal alla 10%-le 2015. aastal). [3]

Enne 2010. aastat tootis Eesti riigile kuuluv energiakontsern Eesti Energia AS suurema osa oma energiast Iru elektri ja soojuse koostootmisjaamas kõrge heitkogusega fossiilkütustest. 2010. aastal muutis Eesti Energia AS energiaallikate mitmekesistamiseks ja süsihappegaasi heitkoguste vähendamiseks Iru elektrijaama, lisades sinna ka jäätmepõletusploki. Uus üksus alustas tööd 2013. aastal. [3]

Iru tehase jaoks valitud põletustehnoloogia võimaldas ilma eelneva eeltötluseta põletada erinevaid jäätmevooge ning toota soojust ja elektrit, mida sai müüa konkurentsivõimelise hinnaga. Iru jäätmeenergiaplokk on võimeline taaskasutama rohkem kui poole Eestis tekkivast segaolmeprügist ehk 250 000 tonni jäätmeid aastas. Jäätmeploki valmimisel muutus kogu Eesti jäätmemajandus: suuremahuline prügi ladestamine prügilates on lõppes. [3] [7]

Irus on kasutusele võetud kõige nüüdisaegsem ja keskkonnasõbralikum põletustehnoloogia, mille abil muundatakse soojuseks ning elektriks ligikaudu 82%

jäätmetes sisalduvast energiast. Aastas toodab Iru jäätmeplakk ca 134 000 MWh elektrit. [7]

Põletusjaamas põletatakse peamiselt Eesti päritolu segaolmejäätmeid, mis pärinevad peamiselt Tallinnast ja seda ümbritsevatest omavalitsusüksustest. Stabiilse jäätmete läbilaskevõime tagamiseks on aga lisaks jäätmeid imporditud ka Iirimaalt ja Soomest. Imporditud jäätmed moodustavad alla 10% kogu põletatavast kogusest. Tegemist on esimese tehasega Balti riikides, mis toodab tahketest olmejäätmetest soojust ja elektrit. [3]

3. SORTIMISANALÜÜS

Jäätmeseaduse kohaselt peavad kõik Eesti kohaliku omavalitsuse üksused esitama jäätmekava iga viie aasta järel. Kohaliku omavalitsuse üksuse esitatud jäätmekava peab muuhulgas sisaldama tekkivate jäätmete koguseid liikide ja päritolu kaupa ning hinnangut jäätmevoogudele tulevikus. [1]

Iga viie aasta tagant tuleb koostada jäätmefraktsioonide põhjal sortimisuuring nelja uurimisetapiga. Sortimisuuringu eesmärk on põletatavate segaolmejäätmete liigilise koostise (biogeense ja fossiilse materjali osakaalu määramiseks) väljaselgitamine ning jäätmekütuse kvaliteedi kontrollimine. Jäätmetele tehakse keemiline analüüs oluliste omaduste – alumine kütteväärtus, niiskus, lenduvad ained, tuhasus jt – määramiseks. Analüüsimisel kasutatakse riiklikke või muid rahvusvahelisi standardeid, mis tagavad samaväärse teadusliku kvaliteediga andmed. [8]

Olmejäätmete koostis on enamasti ebaühtlane. Jäätmete kogus ja koostis erineb olenevalt näiteks piirkonnast ja aastaajast. Õigusaktide nõuetest tulenevalt ning jäätmete taaskasutamise edendamise eesmärgil tuleb olmejäätmevoogusid perioodiliselt uurida. Olmejäätmete põletamise kavandamisel tuleb muuhulgas kindlaks määrata jäätmete energeetiline väärtus ehk mittepõleva ning põleva fraktsiooni osakaal. Eeltöötlemata olmejäätmete prügilasse ladestamine põhjustab prügilas nõrgvee ja prügilagaasi (eelkõige metaani) teket; metaan on kasvuhoonegaas ja selle atmosfääri vabastamine on ebasoodne. Seetõttu tuleb Euroopa Liidu prügiladirektiivi nõuete kohaselt prügilasse ladestatavate biolagunevate jäätmete kogust järguti vähendada ning ladestamisele suunatavates olmejäätmetes on vaja määrata biolaguneva fraktsiooni osakaal. [9]

Olmejäätmetes võib sisalduda nii tava- kui ka ohtlikke jäätmeid. Segaolmejäätmed koosnevad liikide kaupa eraldamata materjalidest. Eelnevalt on koostise analüüsi teostanud Keskkonnaministeeriumi tellimisel SA Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna Keskus, Säästva Eesti Instituut. Sortimisuuringu eesmärk on erinevates Eesti piirkondades tekkivate segaolmejäätmete, liigiti kogutud paber- ja pakendijäätmete ning elektroonikaromu koostise analüüsimine. Segaolmejäätmete koostise analüüs aitab välja selgitada Eesti erinevates piirkondades ja asulates tekkivate segaolmejäätmete liigilist koostist. Analüüsi tulemuste põhjal saab teha järeldusi jäätmete liigiti kogumiseks rakendatud kogumissüsteemi toimivusest, hinnata elanikkonna teadlikkust, kontrollida õigusaktides sätestatud nõuete saavutustasemeid ning hinnata jäätmearuandlusesse esitatavaid andmeid. [10]

Jäätmeseaduse paragrahv 134-ga sätestatakse prügilasse ladestatavate biolagunevate jäätmete kogusele protsendiline piirang. Piirangu kohaselt ei tohi alates 2020. aasta 16. juulist biolagunevaid jäätmeid olla üle 20 massiprotsendi. Prügilasse toodud segaolmejäätmetes biolagunevate jäätmete osakaalu määramiseks on lihtsaim meetod vahetu sortimisuuring. [1]

Sortimisuuringute käigus analüüsitakse enamasti prügilasse toodud jäätmekoormatest võetud proove. See, millised fraktsioonid eraldatakse, sõltub sortimisuuringu eesmärgist. Eraldatavad fraktsioonid võivad olla nt erinevad pakendijäätmete liigid, paber ja papp, plast, metallid, mittepõlev materjal või biolagunev materjal. Sortimisuuringutega saab samuti määrata erinevate pakendimaterjalide kogust üldises pakendijäätmete massis. Olmejäätmete sortimisuuringute tulemuste võrdlemist on seniajani raskendanud erinevalt sõnastatud või määratletud jäätmefraktsioonid. Seetõttu peaks eriti õigusaktide nõuetele vastavuse tagamiseks mõeldud uuringute puhul uuritavad jäätmefraktsioonid üheselt määratlema. Vajaduse korral täpsustatakse uuringute tulemusi jäätmeproovide laboris analüüsimisega. Laborianalüüsid on asjakohased biolagunevate jäätmete iseloomustamiseks: näiteks nende kuivainesisalduse ja lagundatavuse määramiseks. Sortimisuuringute ja laborianalüüside kooslust kasutatakse ka teistes Euroopa Liidu liikmesriikides, näiteks Saksamaal, Inglismaal ja Põhjamaades. [9]

Eelmine sortimisuuring viidi läbi 2019. aasta oktoobrist 2020. aasta augustini. Sortimisuuring koosnes neljast etapist, mis teostati neljal aastaajal. Esimene etapp viidi läbi oktoobris 2019, teine etapp veebruaris 2020, III etapp 2020. aasta mai-juuni ja IV etapp 2020. aasta augustis. [10]

Sortimisuuringu läbiviimiseks kaasati erinevaid piirkondi, mille valikul arvestati, et piirkonnad hõlmaksid tüüpilisi segaolmejäätmete tekkepiirkondasid, – Tallinnat, mis on Eesti suurim linn ja olmejäätmetekitaja, ja selle erinevaid linnaosi. Samuti uuriti muid linnalisi asulaid (suurema rahvaarvuga Narva linna ja väiksema rahvaarvuga Rakvere linna) ja ka maapiirkonda (Rakvere valda). Uuringusse kaasati seega kuus Eesti piirkonda. Tallinnas võeti proove Iru Elektrijaamast ja uuringupiirkondadeks olid Mustamäe, Kesklinna ja Nõmme linnaosa. [10]

Jäätmeproovide arvu määramisel arvestati, et analüüsitulemustel oleks tagatud võimalikult kõrge usaldatavus. Usaldatavuse tase on seda kõrgem, mida suurem on proovivõtmiste arv. 2019. aasta sortimisuuringus võeti igast väljavalitud piirkonnast

kõigil neljal aastaajal 4 jäätmeproovi. Seega võeti kokku segaolmejäätmete analüüsimiseks 96 proovi. [10]

Sortimisuuringu läbiviimiseks segati analüüsitav jäätmekoorem ühtlaseks kihiks ja laotati laiali. Esimesena korjati välja suuremahulised jäätmed – lehekotid, puitkastid jms –, mis kaaluti ära eraldi. Ülejäänud laialilaotatud jäätmed jaotati nelja rühma. Ühendproov võeti eraldatud jäätmerühmadest järgides kindlat meetodit. Ühendproov, mis oli ligikaudu 100-kilogrammiline, asetati labidatega 600-liitrisesse konteinerisse. Proovi analüüsimine algas käsitsi sorteerimisest. Kogukaal koosnes käsitsi sorteerimise teel saadud proovi kaalust, millele liideti eraldi välja korjatud suuremahuliste jäätmete kaaluosa. Liites käsitsi sorteeritud jäätmeliigi kaalule sama jäätmeliigina välja korjatud suuremahuliste jäätmete kaaluosa, saadi antud jäätmeliigi kogukaal proovis. [10]

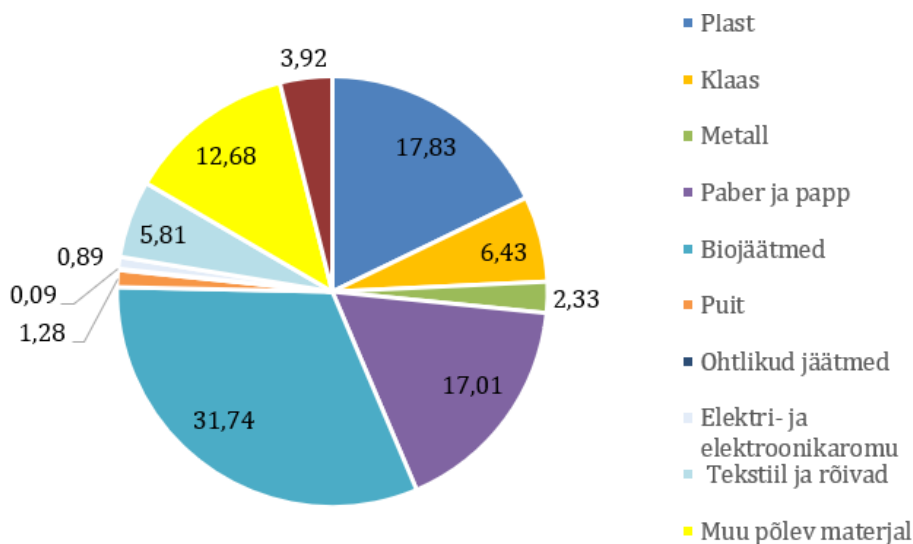
Proovi analüüsi käis sortimise teel eelnevalt ettevalmistatud sortimisplatsil, kasutades selleks spetsiaalset sortimislaua. Jäätmed sorditi erinevateks liikideks nende füüsikaliste omaduste põhjal. Eristati 11 põhijäätmeliiki (joonis 3.1) ja 30 alajäätmeliiki. Segaolmejäätmete sorteerimisuuringul peab arvestama, et mitmete jäätmeliikide – eelkõige paber- ja pappjäätmete – niiskus pärineb suures osas kokkupuutest köögi- ja sööklajäätmetega. Seetõttu oli oluline analüüsi usaldatavuse suurendamiseks saadud vanapaberi kaalust keskmiselt 5%, kiudmaterjali kaalust 8% ja paber- ja papp-pakendi kaalust 6% maha arvestada ning see mass tagasi arvestada köögijäätmete kogusele. [10]

Üks eraldatav jäätmefraktsioon oli plast, mis omakorda jagunes pehmeteks plastpakenditeks, kõvadeks plastpakenditeks ja muuks plastiks, kuhu kuulusid näiteks määrdunud kilekotid. Pehme plasti ehk kile fraktsioon, mis 2019. aasta sortimisuuringus moodustas 55% kogu plastjäätmetest, koosneb peamiselt kilekottidest ja pakkekilest. Kõva plasti fraktsiooni moodustavad plastkarbid, kastid, alused, topsid, pudelid, konteinerid jms. Peamised polümeerid, millest kõva plasti fraktsiooni moodustavad jäätmed koosnesid, olid suure tihedusega polüetüleen (19%), polüstüreen (17%), polüpropüleen (42%) ja polüetüleentereftalaat (16%). 6% ulatuses koosnesid plastpakendijäätmed ka segaplastist. [10]

Klaasijäätmete fraktsioon ja metallijäätmete fraktsioon jagunevad mõlemad vastavast materjalist pakenditeks ning muudeks klaasi- ja metallijäätmeteks. Puidu fraktsioon jagunes samuti puidust pakendijäätmeteks ja muuks (majapidamises tekkivaks) puiduks. Biojäätmete alajäätmeliigid olid köögijäätmed, aiapäätmed, muud

biojätmed. Paberi ja papi jäätmete omad vanapaber, pehmepaber ning paber- ja papp-pakend, mille hulka loeti ka joogikartong. Muu põleva materjali seast toodi eraldi välja mähkmed ning tekstiil ja rõivad jaotati selle põhjal, kas tegemist oli looduslikust või tehnilisest kiust tekstiili või rõivaesemega. Veel fraktsioneeriti jäätmed ohtlikeks jäätmeteks, elektri- ja elektroonikaromuks ning mittepõlevateks jäätmeteks, mis ei kuulunud teiste jäätmeliikide alla. [10]

Kõikides uuritud piirkondades moodustas mittepõlev materjal kogu proovist ligikaudu 12-13% ning põlev materjal ligikaudu 87-88%. Pea kõikides piirkondades moodustasid kogu proovist poole biolagunevad jäätmed – vähim Mustamäel (48,46%). Pakendijätmed moodustasid osakaalu vahemikus 26,28-37,37%, kusjuures kõige vähem leiti pakendijätmeid Rakvere vallast ning enim Rakvere linnast. [10]



Joonis 3.1 2020. aasta jäätmete sortimisuuringu käigus leitud jäätmefraktsioonide osakaalud

4. MÄÄRAMISMEETODID

Biomassisisalduse teadmine tahketes jäätmekütustes on oluline, et hinnata energiatootmise mõju kasvuhoonegaaside tekkele. Taastuenergia fraktsiooni arvutamiseks on olemas instrumentaalsed, märgkeemilised ja manuaalsed protseduurid. Instrumentaalsed meetodid põhinevad jäätmetes süsinik-14 ehk radiosüsiniku sisalduse määramisel, manuaalsed protseduurid aga erinevate fraktsioonide eraldamisel visuaalse vaatluse abil. Märgkeemilise protseduuriga eristatakse biomass mittebiogeensetest (fossiilsetest) materjalidest happes lahustamise meetodil. Biomassi osa väljendatakse massi, energiasisalduse või süsinikusisalduse järgi. Biomassisisalduse määramiseks on peamiselt kasutusel kolm meetodit. [11]

Esimene meetod on instrumentaalne süsinik-14 (radiosüsiniku) meetod, mis põhineb süsinik-14 ja süsiniku kogusisalduse suhte määramisel. Radiosüsinik on võrdeline tahketes jäätmekütustes leiduva biomassisisaldusega. Süsinik-14 meetod sobib igat liiki kütuseproovide koostise määramiseks. Vedeliktsintillatsiooniloenduriga (LSC) süsinik-14 meetodi puhul peetakse madalamaks rakendusvahemikuks biogeense süsiniku 10% väärtust. [11]

Teine alternatiiv biomassisisalduse määramiseks on selektiivse lahustamise meetod. Biomassisisalduse määramine lahustusmeetodil põhineb biomassi omadusel lahustuda väävelhappe/vesinikperoksiidi segus. Selektiivne lahustusmeetod on sobilik, kui biomassi osakaalu protsent jääb 10%–90% vahele. [11]

Kolmas meetod materjalide biomassisisalduse määramiseks on manuaalne sortimismeetod. Biomassisisalduse määramine manuaalsel sortimismeetodil põhineb jäätmefraktsioonide visuaalsel uurimisel ja nende eraldamisel olemuse ja päritolu alusel. Meetod sobib proovidele, milles osakeste läbimõõt on suurem kui 10 millimeetrit. [11]

4.1 Meetodite piirangud

Meetodite puhul, millega määratakse materjali kindlat omadust ühe või mitme fraktsiooni üksteisest eraldamisel, kasutatakse selleks nende fraktsioonide ühe või enama omaduse erinevust. Separatsiooni meetoditega ei suudeta aga kunagi saavutada täielikku eraldatust. See puudus kehtib peaaegu iga määramis- ja separatsiooni meetodi puhul. Igal meetodil on situatsioonid, mille korral selle täpsusaste väheneb sekkuvate komponentide või omaduste tõttu. [11]

Biogeensus ei ole aine eriomadus vaid selle päritolu klassifikatsioon. Jäätmetes leidub suur hulk erinevaid materjale, millest palju transformeeruvad või moonduvad keemiliselt ja/või füüsikaliselt mitmeid kordi. Jäljed nende päritolust võivad kaduda, mistõttu on võib alati materjali päritolu klassifitseerimisel esineda erandeid. Erandite tekkimist saab vältida, kui kogu (orgaanilise) süsiniku sisaldus biomassis määratakse süsinik-14 meetodiga. [11]

Kõik kolm biomassisisalduse leidmise meetodit on arendatud biomassi määramiseks segus bio- ja mitte-biomassist. Manuaalsel sortimismeetodil ja selektiivsel lahustamismeetodil tekivad probleemid usaldusväärseusega kui biomassi kontsentratsioon on vähem kui 5% või ületab 95%. Mittetavapäraste ainete mõju võib nendes vahemikes võib märkimisväärselt tulemusi mõjutada. Kontroll süsinik-14 meetodiga lahendab selle probleemi.

4.2 Meetod 1 – süsinik-14 sisalduse mõõtmine

Süsinik-14 meetodil radiosüsiniku osakaalu määramiseks on välja pakutud kaks meetodit: proportsionaalne stsintillatsiooni meetod (PSM) ja kiirend-mass-spektromeetria (AMS). Katse läbiviimist raskendab see, et kuigi katse ettevalmistamine instrumentaalanalüüsiks võib olla ka osa tavapärasest rutiinsest laboritööst, siis on mõlema meetodi läbiviimiseks vaja väljaõpetatud personali ja spetsiifilisi seadmeid. Selle meetodi abil määratakse biomassisisaldus süsinik-14 sisalduse põhjal: biogeense süsiniku sisaldus tahkes jäätmekütuses on proportsionaalne süsinik-14 sisaldusega. [11]

Proovis sisalduv süsinik muundatakse põlemisreaktsiooni kaudu CO₂-ks. Põletusreaktsioon viiakse läbi vastavalt nõuetele nii, et järgnevalt oleks võimalik mõõta süsinik-14 sisaldust. Mõõtmine viiakse läbi kiirend-mass-spektromeetria või proportsionaalse stsintillatsiooni meetodil. Meetodeid loetakse võrdselt tõhusaks, andes samaväärseid ja samal täpsusskaalal tulemusi. Tulemused väljendatakse biomassis leiduva süsiniku protsendina kogusüsinikust. Biomassi osakaal massi järgi ja biomassi osakaal energiasisalduse järgi arvutatakse biomassi süsinikisisaldusest, kasutades proovis leiduva biomassi süsiniku- ja energiasisaldust. [11]

Igas nõuetekohaselt varustatud laboris saab läbi viia proovi CO₂-ks muundamist, kuid süsinik-14 sisalduse mõõtmine vajab kõrgtasemel spetsialiste ja laborivarustust, mis limiteerib süsinik-14 meetodi kasutamise võimalikkust. Samuti on süsinik-14 meetodi täpsusastet vähendanud 1950ndatel vesinikupommide katsetamisel atmosfääri vabastatud radiosüsinik. Fossiilsete kütuste kasutamise tõttu on suurenenud atmosfääris leiduva radiosüsiniku taseme hindamise ebatäpsus. [11]

Piirangute kvantitatiivset mõju on raske ennustada ja seetõttu peab neid arvesse võtma süsinik-14 meetodit kasutades. [11]

4.3 Meetod 2 – manuaalne sortimine

Sortimismeetodi puhul tahke jäätmekütuse proov sorteeritakse käsitsi alamosadeks (alamfraktsioonideks), milleks on näiteks plastid, papp ja paber, puit, köögiviljad, puuviljad, aiajäätmed või inertne materjal. Biomassisisalduse leidmine massiprotsendina sisaldab komponentide eraldamist fraktsioonideks, mis on kas (peamiselt) biomass või (peamiselt) mitte-biomass. [11]

See meetod ei sobi aga tahketele jäätmekütustele, mille osakeste suurus on väiksem kui 10 mm ega jäätmekütustele, mis on tehtud pelletiteks. Veel mõjutavad sortimismeetodi tõhusust materjalide või osakeste kuju ja koostis, sest meetod põhineb bio- ja mitte-biomassi lahutamisel füüsikaliste omaduste erinevuse põhjal. [11]

Sortimismeetodil on kolm peamist kitsaskohta. Esimene probleem tekib kui jäätmetes leidub materjalisegu, mida pole võimalik manuaalselt lahutada. Selline segu koosneb

nii biomassi kui ka mitte-biomassi osakekest, mis on visuaalselt eristamatud ning omavahel ühendatud.

Teine piirang tekib kui osakesed on väiksemad minimaalsest meetodi jaoks sobivast suuruselt. Kui osakesed on sellest väiksemad, siis ei saa neid lahutada ilma mikroskoopi kasutamata. Viga võib tekkida ka siis, kui segus leidub materjale, mis on füüsiliste omaduste poolest sarnased mõne muu ainerühmaga: näiteks biolagunevad plastid sarnanevad teiste plastidega. Nende vigade kvantitatiivset mõju on raske hinnata, mistõttu on sortimismeetod kolmest meetodist ebatäpsem. [11]

4.4 Meetod 3 – selektiivne lahustamine

Selektiivse lahustamise meetodil saab biomassisisaldust määrata kolmel viisil: massiprotsendina, kütteväärtusena, süsinikusisaldusena. Selektiivse lahustamise meetod baseerub sellel, et biomass oksüdeerub oluliselt kiiremini kui mitte-biomass. [11]

Selektiivse lahustamise meetod biomassisisalduse määramiseks tähendab materjali töötlemist kontsentreeritud väävelhappega, millele on lisatud vesinikperoksiidi. Üldreeglina lahustub täielikult ära tahkes jäätmekütuses leiduv biomass, kuid mitte-biomass säilib järgis. [11]

Massiprotsendina väljendatud biomassisisalduse määramiseks kaalutakse proovi enne ja pärast selektiivset lahustamist. Leitud massiprotsenti korrigeeritakse karbonaatide sisalduse suhtes tuhasuse mõõtmisega (vastavalt EVS-EN ISO 21656 meetodile A) enne ja pärast lahustamist. [11]

Biomassisisalduse määramine kütteväärtuse järgi koosneb kahest protseduurist. Esimese protseduuriga määratakse kütteväärtused kogu proovile ja mitte-biomassi fraktsioonile. Teise protseduuriga arvutatakse biomassisisaldus välja energiasisalduse põhjal. Olenevalt sellest, mis eesmärgil tulemusi tahetakse kasutada, võib biomassisisaldust arvutada protsentides alumise kütteväärtuse või ülemise kütteväärtuse järgi. Enne katse sooritamist otsustatakse, kas biomassi osa määratakse alumise kütteväärtuse või ülemise kütteväärtuse põhjal. [11]

Biomassisisalduse määramine süsiniku sisalduse järgi hõlmab süsiniku kogusisalduse määramist enne ja pärast biogeense jäätmefraktsiooni selektiivset lahustamist. Tulemusi kasutatakse biomassisisalduse arvutamiseks protsendina süsiniku kogusisaldusest. Biomassisisalduse maksimaalne suhteline viga süsiniku kogusisalduse järgi arvutades on 0,4% 1,0 tuhafraktsiooni massiprotsendi kohta. Seetõttu tehakse tulemustes parandus tuhas sisalduvat karbonaadi osas, kui tuhasisaldus esialgses proovis on suurem kui 10 massiprotsenti kuivaines. Minimaalne proovikogus igas katses peab olema vähemalt 5 g ja materjali pealispinna nimisuurus peab olema 1 mm või vähem. [11]

Selektiivse lahustumisprotsessi puhul eeldatakse, et biomassi sisaldavad materjalid lahustuvad lahuses täielikult ja mitte-biomassi sisaldavad materjalid ei lahustu üldse. Enamikel biogeensetel materjalidel on EVS-EN ISO 21644:2021 standardi kohaselt ligi 100-protsendiline lahustuvus. On aga materjale, mille puhul esineb kõrvalekaldeid: mõni täielikult biomassi sisaldav materjal lahustub vaid osaliselt. See juhtub tavaliselt materjalidega, mis on vastupidavad ka loomulikule lagunemisele. [11]

Enamik mitte-biomass materjale ei ole lahustuvad ja sobivad seetõttu hästi selektiivse lahustumise meetodi kasutamiseks; nende lahustuvus on enamasti 0-protsendiline. Siiski on mitte-biomass materjale nagu polüamiid ja polüuretaan, mis lahustuvad selektiivsel lahustusmeetodil. [11]

Varasemate uuringute tulemused näitavad, et enamik olmejäätmevoogudes esinevad materjalid käituvad lahustusmeetodil „korrektselt“. Nende proovide puhul, mis sisaldavad märkimisväärses koguses mittetavapäraseid aineid, tuleks teha arvutustes parandus. See on aga võimatu paljude tahketes jäätmekütustes sisalduvate ainete keerukuse ja mitmekesisuse tõttu. Üldiselt on biogeensete ja fossiilsete materjalide segust koosnevate tahkete jäätmekütuste puhul selektiivne lahustusmeetod usaldusväärne, kuid mõne materjali puhul väljaspool kontsentratsioonivahemikku 10% kuni 90% usaldusväärsus väheneb. [11]

Sellel meetodil on aga piiranguid, mis vähendavad selle tõhusust. Kui loodusliku ja/või sünteetilise kautšuki sisaldus uuritavas materjalis on üle 10% või kui kivi- või pruunsöe, koksi, ligniidi, fossiilse päritoluga biolagunevate plastide, biogeense päritoluga mitte-biolagunevate plastide, õli või rasva summa biomassi, villa, viskoosi, nailoni, molekulaarseid aminorühmi sisaldavate polümeeride või silikoonkautšuki koostises on rohkem kui 5%, siis ei peeta meetodit sobivaks. [11]

5. KATSEMETOODIKA

Kaitsemetoodika põhineb standardil EVS-EN ISO 21646:2021. Selektiivse lahustamismeetodi katse läbiviimiseks vajalikud kemikaalid, seadmed ja vahendid:

- 98%-ne H₂SO₄ (Honeywell, laborianalüüsideks vajaliku puhtusastmega),
- 35%-ne H₂O₂ (Honeywell, laborianalüüsideks vajaliku puhtusastmega),
- Tüüp GF 6 klaaskiudfiltrid (Macherey-Nagel GF-6, 90 mm) (filtritüüp, mis on võimeline kinni pidama osakesi suurusega >1 µm). Filtri Ø 10 cm; kui analüüsitavas materjalis on suur biomassisisaldus, siis sobivad ka 5 cm filtrid. Filtrid peavad olema vastupidavad 550 °C temperatuurile,
- demineraliseeritud vesi (toodetud seadmega Millipore SAS Milli-Q Integral 10),
- filtreerimisseade, (näiteks Büchner filtreerimissüsteem koos vaakumpumbaga),
- koonilised kolvid (500 ml),
- eksikaator,
- muhvelahi (Nabertherm L9), mis võimaldaks temperatuuril tõusta 550 °C-ni,
- kuivatusahju (Mettmert UF160),
- inertsest materjalist laborinõud (näiteks portselanist),
- purustusseade (Fritch Pulverisette 19),
- tõmbekapp,
- pH-meeter (Mettler Toledo SevenEasy),
- laborikaal (Precisa 404A), täpsusega 0,1 mg või kõrgem. [11]

Selektiivse lahustamismeetodi läbiviimiseks on vaja järgida järgmisi etappe:

1. Kaaluda välja kaks 5-grammist proovi (paralleelproovid A ja B), mille osakese suurus ei ületa 1 mm. Märkida üles mõlema proovikoguse täpne mass
2. Määrata tuhasisaldus proovis A, lähtudes standardi ISO 21656 meetodist A
3. Kuivatada proov B tiiglis 105 ± 2 °C juures konstantse massini ning jahutada eksikaatoris
4. Kaaluda kuivatatud ja jahtunud proov B 0,0001 g täpsusega. Märkida üles proovi mass
5. Asetada proov B tühja 500 ml kolbi
6. Veenduda, et tiigel on peale proovi kolbi tühjendamist täiesti tühi; vastasel juhul määratakse tiigli mass enne ja pärast kolvi tühjendamist, mis võimaldab proovi massi ümberarvutuse

7. Lisada koonilises kolvis olevale proovile 150 ml 78% H₂SO₄. Segada käsitsi loksutades ettevaatlikult, kuid põhjalikult. Proov peab olema täielikult niisutatud H₂SO₄-ga. Jätta kolb tõmbekapi alla seisma 16 ± 2 h (võib vajada jahutamist)
8. Pärast 16 ± 2 h möödumist lisada 30 ml 35% H₂O₂. Lisada aeglaselt, et reaktsioon oleks kontrollitav. Segada ettevaatlikult, kuid põhjalikult. Proov peab olema täielikult niisutatud H₂O₂-ga. Asetada kooniline kolb tõmbekappi 5 ± 1 h (võib vajada jahutamist)
9. Kuivatada klaaskiudfilter 105 ± 2 °C juures ca 2 h, jahutada eksikaatoris toatemperatuurini ja märkida üles filtri mass
10. Pärast 5 ± 1 h möödumist, lahjendada proov B 300 ml destilleeritud veega ning seejärel filtreerida proov 39klaaskiudfiltriga kasutades Büchneri filtreerimissüsteemi
11. Eemaldada väävelhape loputades filterpaberit ja sellele jäänud jääki 6 x 50 ml destilleeritud veega. Veenduda, et kogu 50 ml vett on eemaldunud enne uue 50 ml lisamist ja kontrollida, et viimase filtraadikoguse pH oleks vähemalt 3,0
12. Kuivatada proovi B tahke jääk koos filtriga 105 ± 2 °C juures konstantse massini
13. Kaaluda kuivjääk B koos filtriga 0,0001 g täpsusega. Märkida üles jäägi mass
14. Määrata proovi B tuhasisaldus tahkes jäägis vastavalt standard ISO 21656 meetodile A
15. Arvutada välja proovi biomassi ja mitte-biomassi sisaldused. [11]

5.1 Tulemuste arvutuskäik

Tuhasus arvutati EVS-EN ISO 21656:2021 standardi metoodika põhjal. Arvutamiseks kasutati valemit

$$A_{SRF} = \frac{m_S - m_C}{m_{SRF}} \cdot 100\%, \quad (5.1.1)$$

kus A_{SRF} – proovi tuhasus,

m_S – tiigli mass koos tuhastatud prooviga,

m_C – tühja tiigli mass,

m_{SRF} – jäätmefraktsioonist võetud proovi mass. [12]

Biomassi osakaalu arvutamiseks kasutati järgmist valemit:

$$w_B = \left[1 - \left(\frac{m_{residue} - m_{residue-ash}}{m_{SRF}} + \frac{A_{SRF}}{100\%} \right) \right] \cdot 100\%, \quad (5.1.2)$$

kus w_B – biomassisisaldus massprotsendina,

A_{SRF} – proovi tuhasus

$m_{residue}$ – filtrijääk massprotsendina,

$m_{residue-ash}$ – filtrijäägist tekkinud tuha kogus massprotsendina. [11]

Mitte-biomassi sisaldus leitakse, kasutades väljaarvutatud biomassisisaldust ning tuhasust:

$$w_{NB} = 100 - w_B - A_{SRF}, \quad (5.1.3)$$

kus w_{NB} – mitte-biomassi sisaldus massprotsentides. [11]

6. KATSE EESMÄRK

EVS-EN ISO 21644:2021 standardi kohaselt loetakse jäätmefraktsioonidest biojäätmel, papp- ja paberjäätmel, puidujäätmel, kiudmaterjalid ja nahajäätmel biomassiks. Täielikult mitte-biomassiks loetakse vaipu ja matet; inertseks klaasi, kive, rauda ning muid metalle. Tekstiili-, kummi-, plastijätmete ja peenfraktsioonide puhul tuleb standardi kohaselt aga viia läbi katsed, millega selgitada biogeense ning fossiilse massi osakaal. [11]

Varasema standardi alusel loeti tekstiili ja rõivaste fraktsioon 50% biogeenseks ja 50% fossiilseks, nii nahkjätmete kui ka kummifraktsiooni peeti 80% ulatuses biogeenseks ja 20% ulatuses fossiilseks. Peenfraktsioone ehk alla 10 mm terasuurusega jäätmefraktsioone loeti nagu tekstiiligi 50% fossiilseks ning 50% biogeenseks. Inertsete ainete sisaldust ei võetud arvesse. [6]

Edaspidised tulemused on aga näidanud, et need oletused ei vasta alati tõe: esineb varieeruvusi. Samuti on oluline määrata fraktsioonide tuhasus, sest see näitab kui suur massosa jäätmetest on inertne. Mida suurem on tuhasus ehk inertse osa sisaldus materjalis, seda väiksem on selle materjali kütteväärtus ning kasutegur.

7. PRAKTILINE KATSE

Lõpututöö raames valiti biogeense ja fossiilse osakaalu määramise katseobjektideks järgmised jäätmefraktsioonid: tekstiil, kumm, pehme ja kõva plast, joogikartong ning erinevate sortimisuuringute peenfraktsioonid. Samuti viidi selektiivse lahustamise katse läbi 100 % puuvillase riidega. Katsed viidi läbi Tallinna Tehnikaülikooli Energiatehnoloogia instituudi laboris.

Vastavalt standardi EVS-EN ISO 21644:2021 suunistele tuleks biomassi ja mitte-biomassi katseline määramine läbi viia tekstiili, naturaalse kummi, peenfraktsiooni ja plastiku jäätmefraktsioonidele.

Katseks kasutatud jäätmed olid eelnevalt juba fraktsioonideks sorteeritud ja purustatud. Segaoalmejäätmetest välja sorteeritud tekstiili koondproov purustati löikeveskiga. Lõikuriga purustati proov alla 1 mm suurusega osakesteks.

Juba purustatud proovi puhul oli katse esimene etapp kaalutise välja mõõtmine. Standardikohaselt pidi proovi olema vähemalt 5 grammi, kuid proovide puhul, milles eeldatav fossiilne osa on suurem kui biogeenne osa, mõõdeti väiksem proovi suurus (3–4 g). Kaalutis mõõdeti 0,0001-grammise täpsusega kaaluga. Väljakaalutud proov valati 500-milliliitrisesse koonilisse kolbi. Igale proovile tehti paralleelproov, et kontrollida katsetulemuste korrektsust.

Selektiivse lahustamise katse läbiviimiseks on vaja 150 ml 75-protsendilist väävelhappelahust. 75-protsendilise lahuse segamise jaoks mõõdeti mõõtesilindris välja 98,83 ml (ligikaudu 100 ml) 98-protsendilist väävelhapet ning ülejäänud kogus destilleeritud vett. Kõikide katsete läbiviimisel kasutati Milli-Q vett. Kokku segades valati hapet destilleeritud vette. Vee kogus oli ligikaudu 50 ml. Happe-vee reaktsioon on eksotermiline, mistõttu viidi katset läbi vesivannis (ja tõmbekapis). Katses kasutati väävelhapet firmalt.

Kui valmistatud 78% väävelhappe lahus oli jahtunud ja kaalutised mõõdetud kolbidesse, valati väävelhape proovidele. Valamise ajal segati lahust pidevalt aeglaselt loksutades. Seejärel seisis proov 16 h (üle öö) laboris tõmbekapis (joonis 7.1). 16 tunni mõõddudes lisati proovile 30 ml >30% vesinikperoksiidi lahust. Seda tehti taas vesivannis ning aeglaselt ja osade kaupa, sest reaktsioon peroksiidi ja happe vahel on kiire ja vastasel juhul tekib oht, et segu kerkib üle kolvi ääre. Järgnevalt

vesinikperoksiidi valades segati proovi aeglaselt. Siis jäeti proov 5 tunniks seisma tõmbekappi. Katses kasutati vesinikperoksiidi firmalt.



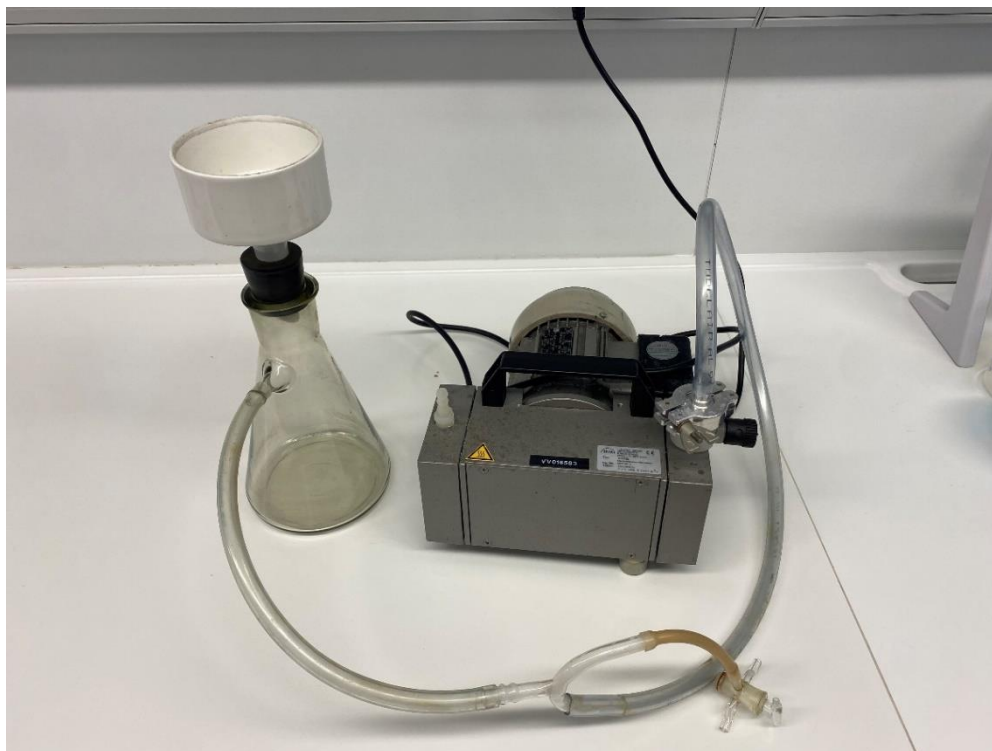
Joonis 7.1 Jäätmefraktsioonide proovid väävelhappes

Enne filtreerimisetappi oli vaja kuivatada ning ära kaaluda klaaskiudfilterpaberid. Filterpaberid pandi 105 ± 2 °C juurde kuivatusahju kuivama, et kaaludes oleks nendes niiskussisaldus minimaalne. Enne kaalumist asetati filterpaberid eksikaatorisse jahtuma. Filtrite mass kirjutati üles 0,0001-grammise täpsusega.

Sarnaselt filterpaberitele valmistati ette ka tuhastamistiigid. Tiigleid hoiti muhvelahjus 550 ± 10 °C juures 2 h. Tiigid jahutati eksikaatoris toatemperatuurini ja kaaluti koheselt 0,0001 g täpsusega kaaluga. Enne filtreerimise alustamist, lisati igale katseproovile 300 ml destilleeritud vett. Seda tehti mitmes osas ja vesivannis, kuna taas on reaktsioon eksotermiline. Filtreerimiseks kinnitati 9 cm läbimõõduga filterpaberi jaoks sobiv Büchneri lehter koonilise kolviga, mis omakorda ühendati kummivoolikuga vaakumpumba (Ilmvac MPC 301 Z) külge (Joonis 7.2).

Filtreerimiseks asetati filterpaber pintsettide abil ettevaatlikult Büchneri letrisse. Seejärel käivitati vaakumpump. Filterpaber kasteti esmalt destilleeritud veega üle, et tekiks vahetu kontakt leetri ja filterpaberi vahel. See aitab vältida proovi sattumist filterpaberi alla. Proov valati letrisse, mida vaakumfiltratsiooni abil läbib vaid väävelhappe-vesinikperoksiidi lahus koos lahustunud biogeense massiga. Fossiilse päritoluga ained, mis ei lahustunud, jäävad filterpaberile. Proovikolbi loputati destilleeritud veega veendumaks, et kogu kolvi sisu on kantud filterpaberile; et vältida kadude teket. Peale proovi filtreerimist, pesti filterpaberit destilleeritud veega.

Destilleeritud vett lisati 50 milliliitri kaupa 5 korda. Seejärel valati filtreerimissüsteemi kolvist välja filtraat ning filterpaberit pesti veel üks kord 50 milliliitri destilleeritud veega. Viimase pesuvee pH-taset mõõdeti pH-meetriga. Kui pH-tase oli üle 3,0, siis oli proovi piisavalt pestud, vastasel juhul pidi pesemisega jätkama kuni pH-tase tõuseb üle 3,0.



Joonis 7.2 Vaakumfiltratsiooniseade kokkupandud kujul

Järgmise etapina asetati filterpaber ettevaatlikult tiiglisse, veendudes, et kogu tahke jääk on filterpaberil. Tiiglit märja filterpaberiga esmalt kaaluti ning siis asetati kuivatusahju 105 ± 2 °C juurde kuivama. Peale kuivatamist võeti uus kaalutis, kusjuures tiiglit kaaluti mitu korda tunniajaste vahedega veendumaks, et filter ja proov on täielikult kuivatatud. Proov loetakse kuivanuks, kui kahe kaalumise vahel kaalutiste kaal enam ei muutu (muutus on vähem kui 0,0002 g). Tiigel kuivatatud prooviga asetatakse külma muhvelahju, kus see tuhastatakse 550 ± 10 °C juures 4 h jooksul. Tuhastatud proov jahutatakse eksikaatoris toatemperatuurini ja kaalutakse koheselt ja 0,0001 g täpsusega.

Paralleelselt selektiivse lahustamisega viidi läbi algsete proovide tuhasuse katsed. Selleks kuivatati ja kaaluti taas tiigid (550 ± 10 °C, 2 h). Kõikidest jäätme fraktsioonidest kaaluti ligikaudu 1-grammine proov. Igast fraktsioonist kaaluti kolm paralleeli. Proovid tuhastati muhvelahjus 550 ± 10 °C juures 4 h jooksul, jahutati eksikaatoris ning kaaluti.

8. KATSETULEMUSED JA ANALÜÜS

Selektiivse lahustamise katse viidi läbi seitsme erineva jäätme fraktsiooniga. Katsed sooritati kolmes osas ning nende läbiviimine võttis aega ligikaudu 6 päeva. Samuti viidi läbi testkatse meetodi korrektsuse hindamiseks. Katse sooritati kartongi, pehme plasti, kõva plasti, tekstiili, kummi- ning peenfraktsioonidega.

8.1 Puuvill

Esimene katse viidi läbi 100% puuvillase kangaga. Puuvilla keskmiseks tuhasuseks tuli 7%. Puuvillase riide proovile paralleeli ei tehtud, kuna tegu polnud mitte jäätme fraktsiooniga vaid kontrollkatsega, et veenduda meetodi tõhususes. EVS-EN ISO 21644:2021 standardist võetud arvutusvalemi tulemusena tuli puuvillase riide biogeenseks osakaaluks ligikaudu 99,24% ja fossiilseks ligikaudu 0,69%. See on vastavuses EVS-EN ISO 21644:2021 standardis toodud näitega, mille kohaselt on puuvillas biomass 99%.

8.2 Kartongi fraktsioon

Teine katse viidi läbi joogikartongi pakenditega. Katses kasutatud proov oli kokku segatud kahe sortimisanalüüsi etapi (sügis, talv) käigus segaolmejäätmetest välja sorteeritud kartongipakendite segust. Kartongifraktsioon koosneb peamiselt tetrapakenditest. Tetrapakendid sisaldavad keskmiselt koos korgiga 20% plast (LDPE-d), samuti sisaldavad need pakendid vähesel määral (5%) alumiiniumit. Selektiivse lahustamise meetodikäigus saadi kartongipakendite paralleelproovide biomassisisalduseks vastavalt 71,50% ja 71,69%, mitte-biomassi sisaldused tulid vastavalt 21,93% ja 20,52%. See tähendab keskmiselt 71,59-protsendilist biomassisisaldust, millel on ligikaudu 0,095-protsendiline standardhälve. Mitte-biogeense osa keskmine tuli 20,62% ning standardhälve 0,095%. Katse tulemusi saab pidada tõepäraseks, sest need on vastavuses kirjanduslike andmetega. Keskmine kartongi tuhasus oli 7,79% standardhällbega 0,078%. [13]

8.3 Pehme plasti fraktsioon

Sortimisuuringu käigus segaolmejäätmetest eraldatud plast jagati kaheks fraktsiooniks: pehmeks ja kõvaks plastiks. Pehme plasti ehk kile fraktsiooni keskmiseks tuhasuseks tuli katsel 4,86% standardhälvega 0,048%. Plasti puhul peaks suurem osa proovist olema fossiilse päritoluga. Katse tulemusena saadi paralleelide biomassisisaldusteks 14,03% ja 12,55% keskmise biomassisisaldusega 13,29%. Mitte-biomassi sisaldus tuli 81,11% ja 82,59% keskmise väärtusega 81,85%. Katse käigus leitud fossiilse ja biogeense osa standardhälve on 0,74%. Ka pehme plasti proov koosnes 2 sortimisuuringu ringi – sügise ja talve – segaolmejäätmetest välja sorteeritud fraktsioonide segust.

Pehme plasti fraktsioon koosneb peamiselt purustatud kilekottidest ning pakkekilest. Kilekotte toodetakse polüetüleenist ehk kaubapolümeerist, mida kasutatakse paljudes sektorites, kuid eriti pakendivaldkonnas: kottide ja mahutite valmistamisel. Kilekottides kasutatakse polüetüleenile selle odavuse, keskkonnakindluse ning hea töödeldavuse tõttu. Eriti hästi sobib kilekottide tootmiseks madaltihed polüetüleen (LDPE). Samuti toodetakse kilekotte lineaarsest madaltihedast polüetüleenist (LLPDE-st) ja kõrgtihedast polüetüleenist (HDPE-st). Pehme plasti fraktsioonis võib leida ka kilekotte, mis on tööstuslikult või kodumajapidamises kompostitavad. Neile lisatakse lisaks sünteetilistele polümeeridele sisse ka taimset päritolu materjale nagu maisitärklis. 100% lagunevaid kilekotte võib lisada biolagunevasse prügisse, kuid ekslikult võivad ka need sattuda olmejäätmete sekka. Biolagunevad ning kiireneva lagunemisprotsessiga kilekotid tõstavad pehme plasti fraktsioonis biomassi osakaalu. EVS-EN ISO 21644:2021 standardi kohaselt on nii madaltiheda kui ka kõrgtiheda polüetüleenile lahustuvus selektiivse lahustamise meetodiga 0% lähedane; HDPE puhul on lahustuvus 1%. [10] [14] [15] [16] [11]

8.4 Kõva plasti fraktsioon

Kõva plasti puhul, mis koosnes 2 sortimisuuringu etapi – sügise ja talve – segaolmejäätmetest välja sorteeritud fraktsioonide segust, tuli keskmiseks tuhasuseks 3,21% standardhälvega 0,089%. Biomassisisaldused saadi vastavalt 27,61% ja 25,85%, keskmisega 26,73%. Sarnaselt pehme plasti fraktsioonile oli suurem osa kõva plasti fraktsiooni massist fossiilse päritoluga – paralleelproovide mitte-biomassi

sisaldused proovist olid 70,94% ja 69,18%, keskmisega . Katse standardhälve oli 0,88%.

Kõva plasti fraktsioon eelmise 2019. aastal läbi viidud sortimisuuringu põhjal koosnes enim polüpropüleenist. Samuti sisaldasid 2019.-2020. aastal võetud proovid kõrgtihedat polüetüleenit, polüstüreeni ning polüetüleentereftalaati. ISO standardi kohaselt on nende kõigi lahustuvus 0%. Kuna katse puhul oli fossiilse osa suurus vaid ligikaudu 70%, saab järeldada, et proovis leidub ka teisi polümeere, mis on väävelhappe ja vesinikperoksiidi lahuses lahustuvad. [11]

8.5 Tekstiili fraktsioon

Katses kasutatud tekstiiliproov oli segu talvise sortimisuuringu etapi käigus nelja erineva jäätmeliigi (segaolmejäätmed, sorteerimisjääk, jäätmekütus Eesti, jäätmekütus Läti) hulgast välja sorteeritud tekstiilidest. Kõikidest laborisse analüüsimiseks toodud ja eelnevalt kuivatatud riidesemetest võeti ligikaudu 5 grammi proovi ning tekkinud segu purustati laboris lõikeveskiga. Purustatud proov segati, et tagada võimalikult homogeenne mass. Visuaalse vaatluse põhjal võib järeldada, et tekstiil koosnes nii looduslikest materjalidest – villast, puuvillast – kui ka sünteetilisest materjalidest, näiteks polüestrist (joonis 8.5.1).



Joonis 8.5.1 Sortimisuuringus jäätmeliikidest eraldatud tekstiil

Laboris purustatud tekstiili keskmiseks tuhasisalduseks tuli 1,92% 0,0011-protsendilise standardhälbega. Fossiilse osa suuruseks tuli 14,29% ja 14,11% keskmisena 14,20% ning biogeense osa keskmine tuli 83,79% ja 83,97% keskmisena 83,88. Standardhälve katsel on 0,090%. Katsetest selgus, et tekstiil sisaldab ligi 6 korda rohkem biogeenset päritolu materjale kui fossiilseid, mitte 50% mõlemat nagu eeldati eelneva standardi versiooni kohaselt. Katse tulemused ei pruugi aga olla tõesed kõikides piirkondades ja riikides. Aastatel 2000–2008 moodustas polüester 52,66% kogu maailmas toodetud tekstiilist ning puuvill kõigest 38,8%. Väiksema osakaalu moodustasid muud materjalid, nii biogeensed (siid, lina) kui ka fossiilsed(viskoos). [6] [17]

Arvestama peab ka sellega, et sünteetilisi materjale, mis on tihti fossiilset päritolu, on hakatud suuremas koguses tootma alles viimase sajandi jooksul. See tähendab, et biogeenset päritolu tooted on tihti vanemad ning neid sattub tõenäoliselt tihemini jäätmete hulka. Tulevikus võib tekstiilijäätmetes leiduda rohkem mitte-biomassi, sest iga aastaga toodetakse aina rohkem fossiilset päritolu materjalidest kangaid. [17]

8.6 Kummi fraktsioon

Kummi fraktsiooni puhul tuli keskmiseks tuhasuseks 22,62% standardhälbega 0,94%. Kumm oli ainus selektiivse lahustamise meetodil katsetatud fraktsioonidest, mille puhul biomassi ja mitte-biomassi osakaal oli ligikaudu võrdne. Kahe paralleeli puhul tulid biomassisisaldusteks 35,52% ja 38,27% keskmisega 36,90% ning mitte-biomassi osakaaluks proovi kogumassist tulid 41,86% ja 39,11% keskmisega 40,48%. Katse standardhälve on 1,37%. Kummitoodetes kasutatakse nii sünteetilist kummi kui ka loodusliku kummi – kautšukit –, mistõttu on üsna usutav, et kummijäätmetes on ligikaudu võrdses koguses biogeense ja fossiilse päritoluga kummit. Katses kasutatud kummifraktsioon oli segu sortimisuuringu kahe erineva etapi jooksul segaolmejäätmetest välja sorteeritud kummist.

Augusti etapis uuritud kummijäätmete puhul oli tuhasus veidi suurem, kuid siiski sarnases suurusjärgus – 27,6%. Biomassi osakaal oli 28,8%, mis tähendab, et see oli 14,8% võrra väiksem mitte-biomassi 43,6-protsendilisest osakaalust. Võrreldes kevadise etapiga, oli augustis samuti suurim osakaal mitte-biomassil, mis jäi ka samasse suurusjärku – veidi üle 40% –, suurimat vahet on märgata biomassi

osakaalus, mis oli augustis ligi 8% võrra väiksem. Samas on osakaalude omavaheline suhe sama – enim sisaldas kummifraktsioon mitte-biomassi ning väikseim osakaal oli tuhal.

8.7 Peenfraktsioon

Katsetes kasutati kolme erineva päritoluga peenfraktsioone. Kasutatud peenfraktsioonid olid välja fraktsioneeritud Eesti segaolmejäätmetest, Eesti jäätmekütusest ja Läti jäätmekütusest 2024. aasta kevadel, sortimisuuringu kolmandas etapis.

Eesti jäätmekütusest välja fraktsioneeritud peenfraktsiooni tuhasus oli suurim – 32,9%. Selle biomassi osa suurus oli 58,78% ja 59,84% keskmisena 59,21% proovi algkaalutisest ning mitte-biomassi osa 8,32% ja 7,26% keskmisena 7,79% algmassist. Standardhälve katsel oli 0,53%.

Läti jäätmekütuse peenfraktsiooni tuhasus oli ligi 6% võrra Eesti omast väiksem ehk 27,2%. Läti jäätmekütuse biomassi osakaaluks saadi 61,70% ja 62,08% keskmisena 61,89%. Mitte-biomassi sisaldus 11,10% ja 10,72% keskmisena 10,91%. Katse standardhälbeks tuli 0,19%.

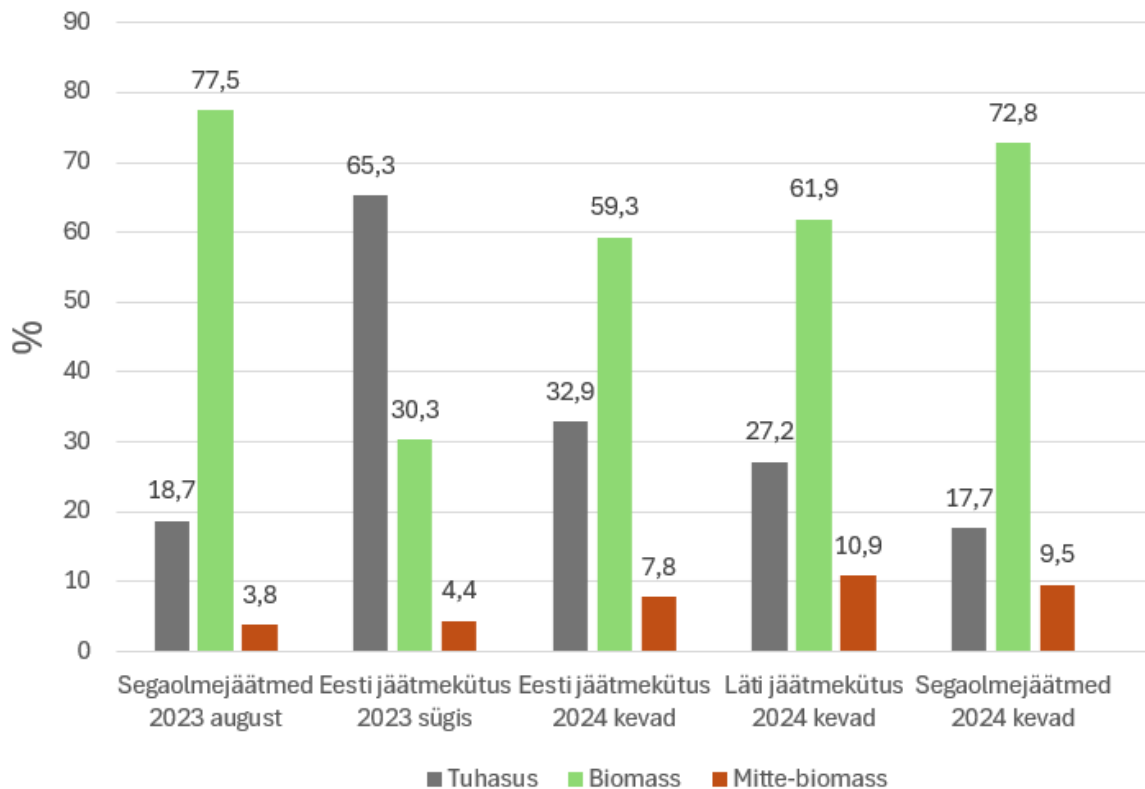
Segaolmejäätmetest väljasorteeritud peenfraktsioonil oli väikseim tuhasus – 17,7%-line, biogeense osa moodustustasid 72,20% ja 73,33% proovi kogumassist. See teeb keskmiseks biomassi osakaaluks 72,76% ning katse standardhälbeks 0,56%. Mitte-biomassi osakaalud oli vastavalt 10,10% ja 8,97% keskmisega 9,54%.

Tulemuste põhjal saab järeldada, et peenfraktsioonid sisaldavad enamuses biomassi ning et mitte-biomassi osakaal jääb võrdlemisi väikeseks – 10% lähedale. Ka katsetel, kus biomassisisaldus on võrdlemisi väiksem, suurenes proovil rohkem tuhasus kui mitte-biomassi osakaal. Katse põhjal ei erine Läti jäätmekütusest eraldatud peenfraktsioon Eesti jäätmekütuse omast – tulemused jäävad samasse suurusjärku. Täpsemate järelduste tegemiseks peaks aga tegema korduskatseid, sest Läti jäätmekütusest väljasorteeritud peenfraktsiooniga tehti vaid üks katse, mis pole piisav lõpliku järelduse tegemiseks.

2023.-2024. aasta sortimisuuringul on neli etappi, millest esimene tehti juba 2023. aasta augustis; kevadel tehtud lahustamise katsete tulemusi saab võrrelda ka 2023. aastal tehtud sortimisuuringu etappidega. Augustis uuritud segaolmejäätmetest väljasorditud peenfraktsiooni tuhasus oli 18,7%, biomassi osakaal oli proovist 77,5% ja mitte-biomassi 3,79%. Selle katse tulemused olid sarnased kevadise etapiga – tuhasus jäi samasse suurusjärku ning suurim osakaal proovist oli biogeenne. Erinevust on märgata aga mitte-biomassi osakaalus, mis oli augustikuises etapis rohkem kui kaks korda väiksem kevadega võrreldes.

Sügisese etapi, mis viidi läbi oktoobris, peenfraktsioon pärines Eesti jäätmekütusest ning selle tuhasus oli 65,3%, biomass 30,3% ja mitte-biomass 4,4% algproovist. See näitab kõrvalekallet teistest proovidest. Mitte-biomass osakaal proovis oli sarnane augusti etapiga, peaaegu poole väiksem kevadel jäätmekütusest võetud proovist. Suurt erinevust on aga märgata tuhasuses, mis moodustas ligi kaks kolmandikku kogu proovist, olles seega ligi kaks korda suurem kevadel uuritud Läti ja Eesti jäätmekütustest eraldatud peenfraktsioonide tuhasusest ning kolm korda suurem kevadel ja sügisel uuritud segaolmejäätmete tuhasusest.

Tulemuste põhjal võib järeldada, et enamasti on peenfraktsioonis suurim osakaal biogeenne, kuid esineb ka erandeid (joonis 8.7.1). Sügisel tehtud katse tulemus võib olla aga ka erandlik, mistõttu ei saa teha selle põhjal suuri järeldusi peenfraktsiooni sisalduse kohta sõltuvalt piirkonnast, aastaajast või mõnest muust tingimusest. Samas saab katsete põhjal järeldada, et eelneva standardi versiooni eeldus, et peenfraktsioon on 50% biogeenne ning 50% fossiilne, paika ei pea. [6]



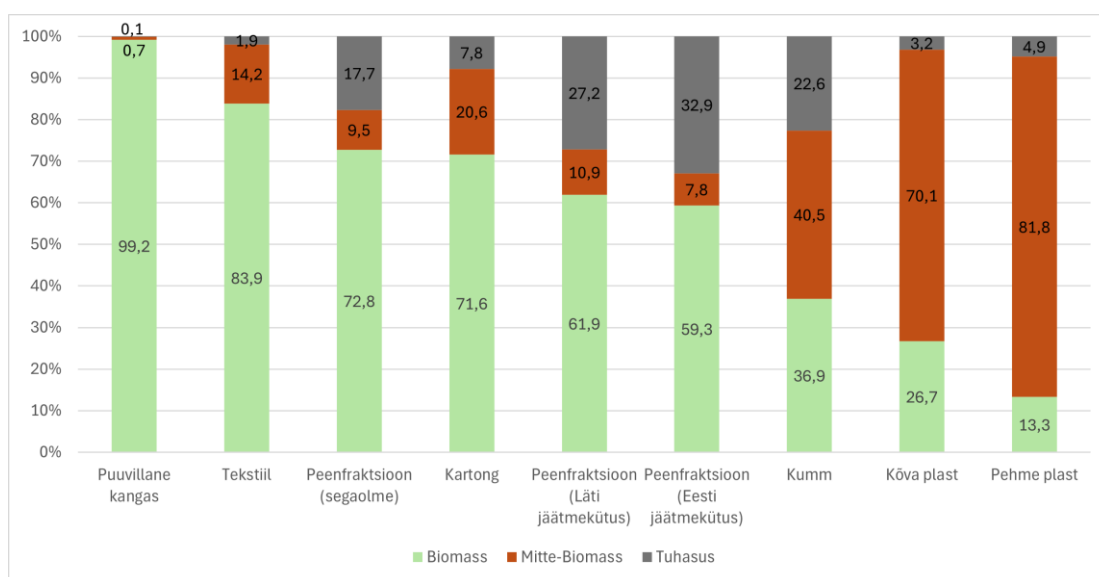
Joonis 8.7.1 Erinevate peenfraktsiooniproovide tuha-, biomassi- ja mitte-biomassi sisaldus

8.8 Jäätmefraktsioonide võrdlus

Tabelis 8.8.1 on toodud selektiivsel lahustamismeetodil saadud tulemused. Kõikide lõpetöö raames läbiviidud katsete tulemusena selgus, et jäätmefraktsioonidest suurima biogeense osakaaluga oli tekstiilifraktsioon ning väikseimaga tuhafraktsioon (joonis 8.8.1). Peenfraktsioonidel, kartongifraktsioonil, tekstiilifraktsioonil ja puuvillasel kangal ületas biomassisaldus mitte-biomassi oma, mis tähendab, et neid energiasaamise eesmärgil põletades on süsinikujalajalg väiksem. Samas on peenfraktsioonidel suur tuhasus, mis tähendab rohket kogust inertset materjali ning seega väiksemat kütteväärtust. Ka kummil on võrdlemisi suur tuhasus. Kumm, kõva plast ja pehme plast olid ainsad fraktsioonid, mille puhul mitte-biomassi sisaldus oli kõrgem biomassisaldusest. See oli aga oodatav, kuna need fraktsioonid koosnevad suures osas sünteetilisest materjalidest (sünteetilisest polümeeridest).

Tabel 8.8.1 Selektiivsel lahustamise meetodil saadud tulemused

	Biomass (%)	Mitte-Biomass (%)	Tuhasus (%)
Puuvillane kangas	99,2	0,7	0,1
Tekstiil	83,9	14,2	1,9
Peenfraktsioon (segaolme)	72,8	9,5	17,7
Kartong	71,6	20,6	7,8
Peenfraktsioon (Läti jäätmekütus)	61,9	10,9	27,2
Peenfraktsioon (Eesti jäätmekütus)	59,3	7,8	32,9
Kumm	36,9	40,5	22,6
Kõva plast	26,7	70,1	3,2



Joonis 8.8.1 Selektiivse lahustamismeetodiga uuritud jäätmefraktsioonide ja puuvilla tuhasus, biomassisisaldus ning mitte-biomassi sisaldus

KOKKUVÕTE

Antud bakalaureusetöös uuriti segaolmejäätmetest välja sorditud kummi-, tekstiili-, pehme ja kõva plasti, kartongi fraktsioone ning peenfraktsioone. Uurimisel ja järeldeste tegemisel lähtuti varasematest sortimisuuringutest ning EVS-EN 21644:2021 standardist. Põgusalt tutvustati Eesti jäätmearuandluse ning jäätmemajanduse aspekte. Uurimismeetodina kasutati selektiivse lahustamise meetodit.

Selektiivse lahustamise meetodil sooritatud katsete tulemused näitasid, et enamik fraktsioonidest sisaldab rohkem biomassi ning väiksema osa moodustab mitte-biomass. Kuigi tulemused olid üsna ootuspärased – ei esinenud suuri kõrvalekaldeid varasematest sarnastest uuringutest –, tõestasid sooritatud katsete tulemused, et kindlates jäätmefraktsioonides leiduvate materjalide päritolu määramine on vajalik tegevus. Näiteks selgus katsete tulemusena, et peenfraktsioonide puhul erineb nende koostis suuresti sõltuvalt aastaajast või päritolukohast ning seetõttu ei pruugi selle jäätmefraktsiooni kohta tehtavad järeldused olla alati tõepärased; eriti kui lähtutakse vaid eelnevate uuringute tulemustest. Samas järeldus läbiviidud katsetest, et on jäätmefraktsioone, mille puhul eeldatavad sisaldused on tõepärased, ning tulevikus tehtavates uuringutes katse abil saadud osakaalude kasutamine annab arvatavasti tõelähedasi tulemusi. Selguse mõttes peaks aga tõenäoliselt ka tulevikus kindlate ajaperioodide tagant läbi viima uuringuid jäätmefraktsioonide koostise määramiseks; näiteks tekstiili- ja plastjäätmete puhul võivad lähitulevikuski biogeense ja fossiilse massi sisaldused suuresti muutuda.

Antud lõputöö keskendus Eesti segaolmejäätmete uurimisele ning selle käigus selgitati välja jäätmefraktsioonide keskmised tuhasused ning biomassi- ja mitte-biomassi sisaldused. Lisaks võiks uurida tulevikus ka jäätmefraktsioonide omadusi: näiteks selliseid, mis mõjutavad kasutegurit põletamisel. Rahvusvaheliste uuringutega saaks samuti võrrelda jäätmeliikide osakaalude varieeruvust erinevate riikide vahel – see võiks aidata edendada Eesti ja/või teiste riikide jäätmemajandust.

SUMMARY

This bachelor's thesis focused on the analysis of fractions of rubber, textile, soft and hard plastic, cardboard and fine fractions sorted out of mixed municipal waste. The research and conclusions made were based on previous sorting studies and EVS-EN 21644:2021 standard. Aspects of Estonian waste management were briefly introduced. Selective dissolution method was used as a research method.

The results of laboratory testing via selective dissolution method showed that in most of the fractions biomass content exceeded the amount of non-biomass present. Although the test results were close to expectations (there were no major deviations from previous similar studies) the results of the performed tests showed the necessity of determining the origin of the materials found in certain waste fractions. In the case of fine fractions for example, their composition varies greatly depending on the season of the year and their place of origin. Therefore, solely using data from previous studies may lead one to make incorrect assumptions regarding the fraction. However the laboratory testing showed that in the case of some waste fractions, the expected results based on previous studies are quite realistic, and using the percentages calculated in this thesis in future studies will give correct results. Nonetheless, to get the most correct results, research to determine the composition of the waste fractions should also be conducted in the future; for example, in case of textile and plastic waste, the amount of biogenic and fossil mass present may soon change drastically.

This thesis focused on the study of mixed household waste in Estonia, and in it the mean ash content of waste fractions as well as biomass and non-biomass content of the waste fractions were determined. Some characteristics of these waste fractions however could also be studied: for example, those that affect the efficiency during incineration. International studies and further research could be conducted to compare the proportions of waste fractions between different countries - this could help develop the waste management in Estonia and/or other countries.

KASUTATUD KIRJANDUS

- [1] Riigikogu. (2023). *Jäätmeseadus*, [Võrgumaterjal]. Available: <https://www.riigiteataja.ee/akt/117032023036> [Kasutatud 31.05.2024].
- [2] Statistikaamet, „Jäätmed ja ringmajandus“, 2023. [Võrgumaterjal]. Available: <https://www.stat.ee/et/avasta-statistikat/valdkonnad/keskkond/jaatmed-ja-ringmajandus>. [Kasutatud 19 05 2024].
- [3] H. Moora, I. Roos, Ü. Kask, L. Kask ja K. Õunapuu, „Determination of biomass content in combusted municipal waste and associated CO2 emissions in Estonia,“ *Energy Procedia*, kd. 128, p. 222–229, 2017.
- [4] Riigikogu. (2024). *Keskkonnatasude seadus*, [Võrgumaterjal.] Available: <https://www.riigiteataja.ee/akt/117122010040> [Kasutatud 31.05.2024].
- [5] Riigikogu. (2003). *Saastetasu seadus*, [Võrgumaterjal.] Available: <https://www.riigiteataja.ee/akt/186684> [Kasutatud 31.05.2024].
- [6] H. Moora, „Eestis tekkinud olmejäätmete (sh eraldi pakendijäätmete ja biolagunevate jäätmete) koostise ja koguste analüüs,“ Säästva Eesti Instituut, Tallinn, 2008.
- [7] Eesti Energia, „Elekter ja soojus jäätmetest,“ Eesti Energia, [Võrgumaterjal]. Available: https://www.energia.ee/documents/10187/15087/elekter_ja_soojus_jaatmetest_a4_est.pdf. [Kasutatud 19 05 2024].
- [8] Enefit Green AS, *Keskkonnakompleksluba*, Maardu, Harju maakond: Keskkonnaamet, 2023. [Võrgumaterjal]. Available: <file:///C:/Users/helen/Downloads/Keskkonnaluba%20nr%20%25s.pdf> [Kasutatud 15.05.2024].
- [9] Säästva Eesti Instituut, „Jäätmete analüüsi ja proovivõtu alused,“ Säästva Eesti Instituut, 2006. [Võrgumaterjal]. Available: [file:///C:/Users/helen/Downloads/J%C3%A4%C3%A4tmete%20anal%C3%BC%3%BCsi%20ja%20prooviv%C3%B5tu%20alused%20\(2006\)%20\(1\).pdf](file:///C:/Users/helen/Downloads/J%C3%A4%C3%A4tmete%20anal%C3%BC%3%BCsi%20ja%20prooviv%C3%B5tu%20alused%20(2006)%20(1).pdf). [Kasutatud 19 05 2024].
- [10] H. Moora, K. Väli ja I. Staal, „Segaolmejäätmete, eraldi kogutud paberi- ja pakendijäätmete ning elektroonikaromu koostise ja koguste uuring,“ Stockholmi Keskkonnainstituudi Tallinna Keskus (SEI Tallinn), Tallinn, 2020.
- [11] *Solid Recovered Fuels - Methods for The Determination of Biomass Content*, EVS-EN ISO 21656:2021, The European Committee for Standardization, Mar 2021. [Võrgumaterjal].

- [12] *Solid Recovered Fuels - Determination of Ash Content*, EVS-EN ISO 21656:2021, The European Committee for Standardization, Mar 2021. [Vörgumaterjal].
- [13] F. Recupido, G. C. Lama, M. Lavorgna, G. G. Buonocore, R. Marzella ja L. Verdolotti, „Post-consumer recycling of Tetra Pak®: Starting a “new life” as filler in sustainable polyurethane foams,” *Food Packaging and Shelf Life*, kd. 40, 2023.
- [14] R. Ballestar, C. Pradas, F. Carillo-Navarrete, J. Cañavate ja X. Colom, „Circular Economy Assessment in Recycling of LLDPE Bags According to European Resolution, Thermal and Structural Characterization,” *Polymers*, kd. 14, nr 4, p. 754, 2022.
- [15] O. Alam, M. Billah ja D. Yajie, „Characteristics of plastic bags and their potential environmental hazards,” *Resources, Conservation and Recycling*, kd. 132, p. 121–129, 2018.
- [16] S. López-Ibáñez, J. Quade, A. Wlodarczyk, M.-J. Abad ja R. Beiras, „Marine degradation and ecotoxicity of conventional, recycled and compostable plastic bags,” *Environmental Pollution*, kd. 351, 2024.
- [17] A. El Nemr, „From Natural to Synthetic Fibers,” %1 *Textiles: Types, Uses and Production Methods*, Alexandria, Nova Science Publishers, 2012, p. 1–152.