



Latvijas Lauksaimniecības universitāte
Latvia University of Agriculture

DACE ĀRIŅA

**SADZĪVES ATKRITUMU PIRMAPSTRĀDE UN
IZMANTOŠANA ENERĢIJAS RAŽOŠANAI**

**PRE-TREATMENT AND ENERGY RECOVERY OF
MUNICIPAL SOLID WASTE**

Promocijas darba
KOPSAVILKUMS
inženierzinātņu (Dr.sc.ing.) doktora zinātniskā grāda iegūšanai

SUMMARY
of the Doctoral Thesis for the Scientific Degree in Engineering Sciences
(Dr.sc.ing.)

Dace Āriņa_____



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ



Jelgava, 2014

INFORMĀCIJA

Promocijas darbs izstrādāts Latvijas Lauksaimniecības universitātes, Lauku inženieru fakultātes Vides un ūdenssaimniecības katedrā no 2010. līdz 2013.gadam.

Promocijas darbs izstrādāts ar ESF mērķfinansējuma atbalstu.



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ
Projekts „Atbalsts LLU doktora studiju
īstenošanai” Vienošanās Nr.
2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017



Promocijas darba zinātniskais vadītājs Dr.sc.ing. Ritvars Sudārs

Oficiālie recenzenti

Asoc. prof. Dr. Jolita Kruopienē, Kauņas Tehniskā universitāte

Prof. Dr.habil.geol. Gotfrīds Noviks, Rēzeknes Augstskola

Prof. Dr.habil.sc.ing. Dagnija Blumberga, Rīgas Tehniskā universitāte

Promocijas padomes sastāvs

Prof. *Dr.sc.ing.* Ritvars Sudārs, padomes priekšsēdētājs

Prof. *Dr.sc.ing.* Viesturs Jansons, padomes priekšsēdētāja vietnieks

Prof. *Dr.habil.sc.ing.* Dagnija Blumberga

Prof. *Dr.habil.sc.ing.* Ivars Veidenbergs

Asoc. prof. *Dr.sc.ing.* Ēriks Tilgalis

Doc. *Dr.geog.* Ilga Kokorīte

Doc. *Dr.phys.* Rūta Bendere

Lekt. *Dr.sc.ing.* Ainis Lagzdiņš

Promocijas darba aizstāvēšana notiks LLU Vides zinātnes nozares Vides inženierzinātnes apakšnozares promocijas padomes atklātā sēdē 2014.gada 19.augustā, plkst. 12:00, Jelgavā, Akadēmijas ielā 19, Lauku inženieru fakultātes 402.auditorijā.

Ar promocijas darbu un kopsavilkumu var iepazīties LLU Fundamentālajā bibliotēkā, Jelgavā, Lielā iela 2 un tiešsaistē: <http://lufb.llu.lv>

Atsauksmes sūtīt Promocijas padomes sekretārei, LLU Lauku inženieru fakultātes viesdocentei Mg.sc.ing. Ingai Grīnfeldei (Akadēmijas iela 19, Jelgava, LV-3001, Latvija, e-pasts: inga.grinfelde@llu.lv)

INFORMATION

The research was carried out at the Department of Environmental Engineering and Water Management, Faculty of Rural Engineering, Latvia University of Agriculture from 2010 up to 2013.

Doctoral thesis has been worked out by financial support of European Social Fund.



IEGULDĪJUMS TAVĀ NĀKOTNĒ
Project: „Support for doctoral studies in LUA”,
the European Social Fund (ESF) agreement No.:
2009/0180/1DP/1.1.2.1.2/09/IPIA/VIAA/017



EIROPAS SAVIENĪBA

Scientific supervisor Dr.sc.ing. Ritvars Sudārs

Official reviewers

Asoc. prof. Dr. Jolita Kruopienė, Kaunas University of Technology

Prof. Dr.habil.geol. Gotfrīds Noviks, Rezekne University

Prof. Dr.habil.sc.ing. Dagnija Blumberga, Riga Technical University

Promotion Board:

Prof. Dr.sc.ing. Ritvars Sudārs, chairman

Prof. Dr.sc.ing. Viesturs Jansons, vice-chairman

Prof. Dr.habil.sc.ing. Dagnija Blumberga

Prof. Dr.habil.sc.ing. Ivars Veidenbergs

Asoc. prof. Dr.sc.ing. Ēriks Tilgalis

Doc. Dr.geog. Ilga Kokořīte

Doc. Dr.phys. Rūta Bendere

Lect. Dr.sc.ing. Ainis Lagzdīņš

The thesis will be defended at a public session of the Promotion Board (Environmental Science branch and Environmental Engineering subbranch) to be held at the Faculty of Rural Engineering on August 19th, 2014, at 12:00. Venue – 19 Akademijas Street, Jelgava, lecture room 402. The thesis and the summary of thesis is available at the Fundamental Library of Latvia University of Agriculture, 2 Liela Street, Jelgava and online: <http://lufb.llu.lv>

References should be addressed to the secretary of the Promotion Board, guest docent of the Faculty of Rural Engineering of the Latvia University of Agriculture Mg.sc.ing. Inga Grīnfelde (19 Akademijas Street, Jelgava, LV-3001, Latvia, e-mail: inga.grinfelde@llu.lv).

SATURS

INFORMĀCIJA.....	2
DARBA AKTUALITĀTE.....	6
PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA.....	8
1. MATERIĀLI UN METODIKA.....	11
1.1. Izstrādātā atkritumu paraugu ņemšanas metode atkritumu poligonos un šķirošanas centros.....	11
1.2. Atkritumu paraugu ņemšanas metode atkritumu sastāva noteikšanai pēc atkritumu izmēriem.....	12
1.3. Pētāmo atkritumu paraugu ņemšanas metode pēc mehāniskās pirmapstrādes.....	12
1.4. Pētījumā izmantoto mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju raksturojums.....	13
1.5. Sadzīves atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmantošanas ietekmes uz vidi novērtēšana.....	17
2. REZULTĀTI UN DISKUSIJA.....	19
2.1. Sadzīves atkritumu paraugu eksperimentālās šķirošanas rezultāti, izmantojot sietu analīzi.....	19
2.2. Pirmapstrādes tehnoloģiju šķirošanas procesa raksturojums.....	19
2.2.1. Atšķirto sadzīves atkritumu raksturojums šķirošanas procesā, izmantojot disku sijāšanas iekārtas.....	20
2.2.2. Atšķirto sadzīves atkritumu raksturojums šķirošanas procesā, izmantojot cilindru sijāšanas iekārtas.....	24
2.2.3. Sašķirto atkritumu salīdzinājums pēc disku un cilindru sijāšanas tehnoloģijām un ieteikumi to izmantošanai.....	27
2.3. No sadzīves atkritumiem sagatavotā alternatīvā kurināmā raksturojums.....	28
2.4. Sadzīves atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmantošanas ietekmes uz vidi novērtējums Latvijā.....	29
2.5. Apglabājamo atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmaksu novērtējums.....	32
2.6. Ekonomiski piemērotākā varianta izvēle mehānisko šķirošanas līniju izvietojumam, pamatojoties uz transporta loģistiku.....	34
3. SECINĀJUMI.....	37

CONTENTS

INFORMATION.....	2
SIGNIFICANCE OF THE STUDY.....	39
APPROBATION OF THE RESULTS OF THE DOCTORAL THESIS.....	41
1. MATERIALS AND METHODOLOGY.....	44
1.1. Waste sampling method at landfills and sorting centers	44
1.2. Sampling method for determination of waste composition based on waste size.....	45
1.3. Sampling method after mechanical pretreatment.....	45
1.4. Description of mechanical pre-treatment technology used in study.....	46
1.5. Evaluation of the impact on the environment of the use of municipal solid waste mechanical pre-treatment technologies.....	50
2. RESULTS AND DISCUSSIONS.....	52
2.1. Results of experimental sorting of municipal solid waste using sieve analysis.....	52
2.2. Characterization of pre-treatment.....	52
2.2.1. Characterization of municipal solid waste sorted using disc screeners.....	53
2.2.2. Characterization of municipal solid waste sorted using drum screeners.....	57
2.2.3. Comparison of waste sorted by disc and drum screening technologies and recommendations for use.....	60
2.3. Characterization of alternative fuel derived from municipal solid waste.....	61
2.4. Evaluation the impact on the environment of the use of municipal solid waste mechanical pre-treatment in Latvia.....	62
2.5. The cost-estimation of mechanical pre-treatment technologies of municipal solid waste.....	64
2.6. Selection of economically most viable solution for location of mechanical sorting lines based on logistic of transportation.....	67
3. CONCLUSIONS.....	70

DARBA AKTUALITĀTE

Eiropas Savienības (ES) ilgtermiņa mērķis atkritumu apsaimniekošanas politikā ir izveidot tādu sabiedrību, kas cenšas novērst atkritumu rašanos un radušos atkritumus izmantot kā resursu. Kā minēts Atkritumu apsaimniekošanas valsts plānā 2013.-2020. gadam, ik gadu Latvijā tiek saražoti apmēram 700 tūkstoši tonnu sadzīves atkritumi.

Eiropas Komisijas pētījumā (“Screening of Waste Management Performance of EU Member States”, European Commission, 2012) par 27 ES dalībvalstu atkritumu apsaimniekošanas direktīvu prasību ieviešanu praksē Latvijai kā viena no galvenajām problēmām tika norādīta atkritumu saimniecības sistēmas lielā atkarība no sadzīves atkritumu poligoniem, kas, savukārt, radījusi vairākas secīgas problēmas: liels apglabāto atkritumu daudzums, nav izpildīti bioloģiski noārdāmo atkritumu (BNA) (organiskie atkritumi, kas spēj sadalīties aerobos vai anaerobos vides apstākļos) apglabāšanas samazināšanas mērķi, līdz ar to ir liels BNA daudzums apglabājamās sadzīves atkritumos, kā arī zems pārstrādāto sadzīves atkritumu apjoms. Pēc Latvijas Vides ģeoloģijas un meteoroloģijas centra datiem 2010.gadā no radītajiem 826 000 t sadzīves atkritumu apglabāti ir 77% un 2011.gadā attiecīgi no 983 000 t apglabāti ir 58%, pamatā nešķiroti sadzīves atkritumi.

Atkritumu apsaimniekošanas valsts plānā 2013.-2020. gadam organisko atkritumu daļītai vākšanai, pārstrādei un apglabāšanai ir noteikti salīdzinoši augsti izpildes mērķi, kas izriet no ES Direktīvas 1999/31/EK par atkritumu poligoniem un Direktīvas 2008/98/EK par atkritumiem nosacījumiem. Noteikts, ka apglabāt atkritumu poligonos 2020.gadā drīkstēs tikai 35% no 1995.gadā apglabāto BNA daudzuma. Būtiska problēma valsts atkritumu saimniecības nozarē ir Direktīvas 2008/98/EK nosacījums – līdz 2020.gadam ir jārealizē 50% mājsaimniecības atkritumu pārstrāde. Lai sasniegtu noteiktos mērķus, 2020.gadā Latvijā būs jāpārstrādā 530 000 t BNA no prognozētajām radītajām 691 000 t BNA.

Neapstrādātu sadzīves atkritumu (SA) apglabāšana nespēj nodrošināt augošās prasības vides aizsardzības jomā. Atkritumu nozares radītais emisiju apjoms Latvijā 2010.gadā sasniedza 5.5% no kopējā tautsaimniecības nozarēs radītā siltumnīcas efektu izraisīto gāzu (SEG) emisiju apjoma (12 098 Gg CO₂ ekvivalenta). ES Direktīva 1999/31/EK par atkritumu poligoniem nosaka, ka atkritumu pirmapstrāde jānodrošina visās ES dalībvalstīs. Lai samazinātu apglabājamo atkritumu daudzumu, Atkritumu apsaimniekošanas valsts plānā 2013.-2020.gadam noteikts, ka visos atkritumu apsaimniekošanas reģionos līdz 2013.gada beigām bija paredzēts uzstādīt atkritumu mehāniski – bioloģiskās pārstrādes iekārtas, paredzot novirzīt atkritumus uz kompostēšanas, sadedzināšanas vai citām iekārtām, ja nav ieviesta atkritumu šķirošana to rašanās vietās. Taču nav veikti pētījumi, ne par atkritumu sastāvu, ne par tehnoloģiskiem risinājumiem, lai iegūtu kvalitatīvu materiālu.

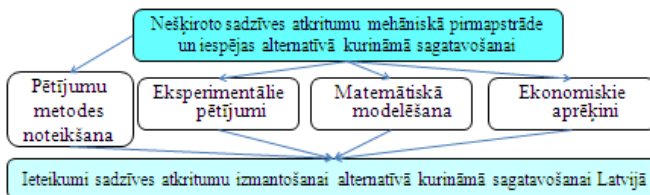
Viens no risinājumiem, apglabājamo atkritumu daudzuma samazināšanā, ir atšķīroto organisko masu izmantot kā kurināmo materiālu. Latvijā nav pietiekami pētījumu par sadzīves atkritumu pārstrādes iespējām, tai skaitā no atkritumiem iegūtā kurināmā (NAIK) ražošanu, kas veicinātu gan valsts ekonomiskos ieguvumus, gan sniegtu papildinājumu pieejamiem enerģijas resursiem, nodrošinot vides kvalitātes saglabāšanos un tālāku paaugstināšanos.

Darba mērķis ir novērtēt nešķīroto sadzīves atkritumu mehānisko pirmapstrādi Latvijā un iespējas alternatīvā kurināmā sagatavošanai, veicot sadzīves atkritumu sastāva izpēti un tehnoloģiju analīzi.

Pētnieciskie uzdevumi

1. Iepazīties ar praksē biežāk izmantotām atkritumu paraugu ņemšanas metodēm un izstrādāt piemērotāko metodi sadzīves atkritumu paraugu ņemšanai Latvijā.
2. Izpētīt sadzīves atkritumu sastāva izmaiņas atkarībā no izmēriem un sadzīves atkritumu sastāvu pēc mehāniskās pirmapstrādes, noteikt atdalīto sastāvdaļu parametrus (zemākais sadegšanas siltums, mitrums, pelnu daudzums, ogleklis, slāpekļis, ūdeņradis, sērs, hlors, metāli), kā arī novērtēt to lietderību alternatīvā kurināmā sagatavošanai.
3. Novērtēt sadzīves atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmantošanas ietekmi uz vidi Latvijā, izmantojot matemātisko modelēšanu.
4. Izpētīt sadzīves atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmantošanas ekonomiskās priekšrocības un trūkumus Latvijā, izmantojot izmaksu analīzi un transporta loģistiku optimālam šķīrošanas līniju izvietojumam.
5. Izstrādāt ieteikumus sadzīves atkritumu izmantošanai alternatīvā kurināmā sagatavošanai Latvijā, pamatojoties uz pētījuma rezultātiem un literatūras izvērtējumu par nešķīroti savāktu atkritumu pirmapstrādes tehnoloģiju izmantošanu atkritumu apsaimniekošanā.

Darba struktūra pakārtota pētnieciskajiem uzdevumiem (0.1.att.). Promocijas darbs ir uzrakstīts latviešu valodā un sastāv no ievada, trīs nodaļām, secinājumiem, ieteikumiem, literatūras saraksta, 28 attēliem, 37 tabulām, 15 formulām. Literatūras sarakstā ir 167 avoti. Kopsavilkumā nav iekļauta literatūras apskata nodaļa un literatūras saraksts.



0.1.att. Promocijas darba struktūra

Darba zinātniskā novitāte

Pirmo reizi Latvijā pētīts sadzīves atkritumu sastāvs pēc atkritumu izmēriem.

Pirmo reizi Latvijā pētīts nešķirotu sadzīves atkritumu sastāvs un īpašības, lai novērtētu to atbilstību atkritumu kurināmā ražošanai, pēc to mehāniskās pirmapstrādes.

Pamatojoties uz standartmetožu noteiktām atsevišķām rīcībām ar atkritumiem, izstrādāta kopējā paraugu ņemšanas metode atkritumu sastāva noteikšanai atkritumu poligonos un mehāniskās pirmapstrādes centros Latvijā.

Analizēti ietekmes uz vidi scenāriji papildinātajā programmrīka *WAMPS 1.0* (*Waste Management Planning System*) vidē, atkritumu apsaimniekošanas attīstībai Latvijā, pamatojoties uz nešķirotās sadzīves atkritumu masas mehāniskās pirmapstrādes analīzi, kas līdz šim valstī nav veikta.

Novērtētas nešķirotu atkritumu mehāniskās šķirošanas līnijas pēc masas plūsmas analīzes, iekārtu ekspluatācijas izmaksām un atkritumu transportēšanas izmaksām Latvijā.

Pamatojoties uz pētījumu rezultātiem, izstrādāti ieteikumi nešķirotu sadzīves atkritumu izmantošanai kurināmā sagatavošanai.

Pētījuma praktiskais pielietojums

Pētījuma rezultāti ir nozīmīgi Latvijas atkritumu saimniecības nozares plānošanai, atkritumu reģenerācijas attīstībai, siltumnīcefektu izraisošo gāzu emisiju samazināšanas plānošanai, ES prasību izpildes poligonā apglabājamo BNA daudzuma samazināšanas kontrolei un atkritumu apsaimniekošanas politikas plānošanas dokumentu un normatīvo aktu pilnveidei.

PROMOCIJAS DARBA REZULTĀTU APROBĀCIJA

Promocijas darba rezultāti ir iekļauti: piecās publikācijās citētajās datu bāzēs, 11 publikācijās starptautiskajos zinātnisko konferenču rakstu krājumos, trīs publicēšanai iesniegtās publikācijās, kā arī vienā publikācijā zinātniskās konferences kopsavilkumu krājumā un monogrāfijas “Atjaunojamie energoresursi un to izmantošana Latvijā” 8. nodaļā. Pētījuma rezultāti prezentēti 18 zinātniskajās konferencēs, no kurām 16 starptautiska mēroga, un trīs atkritumu nozares semināros.

Zinātniskās publikācijas (citētās datu bāzēs)

1. Arina, D., Kalnacs, J., Grehovs, V., Grigale, D., Murashovs, A., Orupe, A. Characterization of ash from the organic part of municipal solid waste, *Latvian Journal of Chemistry*, No 4, 2012, pp.363-368, DOI: 10.2478/v10161-012-022-y (ind. Versita)
2. Arina, D., Orupe, A. Characteristics of Mechanically Sorted Municipal Wastes and Their Suitability for Production of Refuse Derived Fuel. *Environmental and Climate Technologies*, 2012, N 8, pp.18-23, DOI: 10.2478/v10145-012-0003-0 (ind. EBSCO)

3. Burlakovs, J., Arina, D., Rudovica, V., Klavins, M. Leaching of Heavy Metals from Soils Stabilized with Portland Cement and MSWI Bottom Ash. In: Annual 19th International Scientific Conference proceedings: Research for Rural Development 2013, Jelgava, Latvia, 2013, vol. 2, pp.101-106, ISSN 1691-4031 (ind. EBSCO)
4. Burlakovs, J., Kriipsalu M., Arina D., Kaczala F., Shmarin S., Denafas G., Hogland W. Former Dump Sites and the Landfill Mining Perspectives in Baltic Countries and Sweden: The Status. In: 13th International Scientific Conference Proceedings on Modern Management of Mine Producing, Geology and Environmental Protection, SGEM 2013, Albena, Bulgaria, 2013, pp.485-492 (ind. CrossRef databases, Thomson Reuters, Scopus)
5. Teibe, I., Bendere, R., Āriņa, D. Development of Latvian Waste Management and Modeling of Environmental Impacts Reduction. *Latvian Journal of Physics and Technical Science*, 2013, 50 (6), pp.36-47 (ind. Scopus)
6. **Starptautiskās publikācijas zinātnisko konferenču recenzētos izdevumos**
 Āriņa, D., Bendere, R. The Estimation of the Emission of Greenhouse Gases by the Treatment of Sewage Sludge. In: Annual International Scientific Conference Proceedings: Research for Rural Development 2011, Jelgava, Latvia, 2011, pp.214-217
7. Arina, D., Bendere, R., Teibe, I. Pre-treatment processes of waste reducing the disposed amount of organic waste and greenhouse gas emission. In: Proceedings of the ISWA World Solid Waste Congress 2012 (In: USB), Florence, Italy, 012, No 517
8. Arina, D., Kalnacs, J., Murashov, A., Grigale, D. Greenhouse Gases Emissions by Energy Production and Waste Disposal. *Renewable Energy & Power Quality Journal (RE&PQJ)*, 2012, N 10, No 414
9. Āriņa, D., Kļavenieks, K., Burlakovs, J. The Cost-estimation of the Mechanical Pre-treatment Lines of Municipal Solid Waste in Latvia, Raksts iesniegts publicēšanai *Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti*
10. Arina, D., Orupe, A. Comparison of Municipal Solid Waste Characteristics after Separation by Star and Drum Screen Systems. In: Proceedings of International Scientific Conference „Civil Engineering `13”, 2013, Volume 4, Part I, pp.318-322
11. Bendere R., Smigins R., Arina D., Teibe I. Bioreactor cells as waste pre-treatment method – starting statements, maintenance, final recovery and landfilling. In: Proceedings of 18th International Conference Linnaeus ECO-TECH 2012, Kalmar, Sweden, 2012, pp.260-267
12. Bendere, R., Arina, D. The Impact of the Council Directive 86/278/EEC on the Treatment and Usage of Sewage Sludge in Latvia, In: Proceedings of the 7th International Conference Linnaeus ECO-Tech'10, Kalmar, Sweden, pp.35-42. In: CD

13. Bendere, R., Teibe, I., Arina, D. Emissions of Greenhouse Gases and Climate Politics in the Latvian Waste Sector. In: Proceeding of the 3rd International conference Sustainability Development, Knowledge Society and Smart Future Manufacturing Technologies, 2012
 14. Bendere, R., Teibe, I., Arina, D. Finding sound bio-waste treatment solutions in the Baltic states. Raksts iesniegts publicēšanai "Conference Proceedings of 2nd International conference on Sustainable Solid Waste Management ATHENS 2014"
 15. Burlakovs, J., Āriņa, D., Karušs, J., Vlads, A. Tehnogēnie nogulumi kā potenciālie derīgie izrakteņi. No: Latvijas Universitātes 72. Konference. Tēžu krājums. Rīga: Latvijas Universitāte, 2014, 300.-302. lpp.
 16. Kalnacs, J., Arina, D., Murashov, A. Content and Properties of Mechanically Sorted Municipal Wastes and Their Suitability for Production of Alternative Fuel. *Renewable Energy & Power Quality Journal (RE&PQJ)* N.11, March, 2013, paper 8, No. 525
 17. Kalnacs, J., Bendere, R., Arina, D., Dubrovskis, V. Agricultural By-products and Waste Biomass Energy Potential in Latvia 2005-2009. *Renewable Energy & Power Quality Journal (RE&PQJ)*, 2011, N 9, May, paper 2, No. 285
 18. Teibe, I., Bendere, R., Āriņa, D. Development of Municipal Waste Management and its Impact on the Environment in Latvia. In: Proceedings of the ISWA World Solid Waste Congress 2013, Vienna, Austria, 2013, pp.448.
 19. Teibe, I., Bendere, R., Perova, L., Arina, D. Mathematical models for regional solid waste management development. In: Proceedings of the 18th International Conference Linnaeus ECO-TECH 2012, Kalmar, Sweden, 2012, pp. 622-633
- Citas publikācijas**
20. Āriņa, D., Sudārs, R. Possibility of production of solid recovered fuel from mechanically sorted municipal solid waste in Latvia. In: Abstracts of the 8th International Scientific Conference „Students on their Way to Science”. Jelgava, Latvia, 2013, 9 p.
 21. Bendere, R. Āriņa, D., „Atkritumu kā kurināmā materiāla izmantošana,” *Atjaunojamie energoresursi un to izmantošana Latvijā*. Rīga: SIA „NRJ reklāmai”, 8.nodaļa, 55.-61. lpp., ISBN 978-9984-9394-4-5.

1. MATERIĀLI UN METODIKA

Nodaļā ir aprakstīta izstrādātā metode atkritumu paraugu ņemšanai, paraugu īpašību noteikšanai izmantotās ķīmisko un fizikālo analīžu metodes, datu statistiskā apstrādes metodes, pētījumā izmantoto Latvijas mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju raksturojums un izvēlētās ietekmes uz vidi novērtēšanas apraksts.

Pirmapstrādes tehnoloģiju izmaksas aprēķinātas, izmantojot *Microsoft Excel* programmrīku un transportēšanas attālumi noteikti, izmantojot SIA „Jāņa sēta” karšu pārlūku.

Rezultātu datu apstrādei tika izmantotas aprakstošās statistikas metodes, nosakot datu kopu vidējā aritmētiskā, mazākās un lielākās, standartnovirzes, standartkļūdas un variācijas koeficienta vērtības. Lai pārbaudītu eksperimentālos pētījumos iegūto datu (empīriskā sadalījuma) atbilstību normālam sadalījumam un noteiktu tālāk datu apstrādē izmantojamās parametriskās vai neparametriskās metodes, tika izmantots „Shapiro-Wilk” tests. Datu statistiskai analīzei izmantoti SPSS 17.0 programmrīki – T-tests un Dispersijas analīze.

1.1. Izstrādātā atkritumu paraugu ņemšanas metode atkritumu poligonos un šķirošanas centros

Pamatojoties uz standartmetožu noteiktām atsevišķām rīcībām ar atkritumiem, ir izstrādāta kopējā paraugu ņemšanas metode, lai novērtētu poligonā un atkritumu šķirošanas centrā izejošo SA morfoloģisko sastāvu, izmantojot Latvijas Standartus LVS EN 14899:2011; LVS EN 15002:2006; LVS EN 15443:2011; LVS CEN/TS 14779; 14778-1; 14780; LVS CEN/TR 15310-1; 15310-2; 15310-3; 15310-4; 15310-5, „Nordtest” metodi „NT ENVIR 001”, MODECOM ADEME metodi un ASTM D5231-92.

Tā kā sadzīves atkritumi ir neviendabīgi, tad, lai iegūtu ticamu vidējo atkritumu sastāvu atspoguļojošu paraugu, tika izmantota izlases kārtā veikta atkritumu paraugu ņemšana – poligonā izvēlēta speciāla atkritumu krava no zināmiem atkritumu radītājiem noteiktā teritorijā, noteiktā atkritumu uzkrāšanās laikā. Izlases kārtā ņemti paraugi pilnīgi atspoguļo populāciju, un paraugos ir ietverti visi atkritumu materiālu veidi, kas raksturīgi konkrētai populācijai.

Parauga sagatavošana veikta ar „grābšanas” metodi, t.i., ar frontālo iekrāvēja kausu sagrabjot atkritumus no izlases kārtā noteiktām kravas vietām (no pretējām pusēm, dažādos līmeņos). Parauga svars aptuveni 100-200 kg. Tālāk paraugs manuāli šķiroti pēc atkritumu veidiem – papīrs/kartons, bioloģiskie atkritumi, plastmasa, higiēnas atkritumi, tekstilijas, gumija/āda, koksne, metāls, inertie, bīstamie, stikls, smalkā frakcija. Katra sašķīrotā atkritumu daļa nosvērta un reģistrēta datu lapā. Aprēķināts atkritumu īpatsvars, kas izteikts procentos.

1.2. Atkritumu paraugu ņemšanas metode atkritumu sastāva noteikšanai pēc atkritumu izmēriem

Lai prognozētu kāds būs atkritumu sastāvs pēc atkritumu sijāšanas iekārtu izmantošanas, lai efektīvāk atgūtu otrreizēji izmantojamus materiālus un materiālus no atkritumiem iegūtā kurināmā ražošanai, tika veikta nešķirotu sadzīves atkritumu paraugu sastāva eksperimentālā noteikšana, izmantojot sijāšanu ar sietiem.

Paraugi tika ņemti vasarā pēc iepriekš aprakstītās paraugu ņemšanas metodes no trīs kravas automašīnām ar „grābšanas” metodi. Katrs paraugs tika izsijāts eksperimentālam pētījumam speciāli pagatavotā kustāmā (turp-atpakaļ kustība) sijāšanas iekārtā, kas sastāv no trīs horizontāli novietotiem sietiem. Virsējā sieta spraugu izmēri (d) ir 300x300 mm, vidējā 150x150 mm un apakšējā sieta spraugu izmēri ir 70x70 mm.

1.3. Pētāmo atkritumu paraugu ņemšanas metode pēc mehāniskās pirmapstrādes

Atkritumu paraugu ņemšanas metode pēc atkritumu šķirošanas, izmantojot mehāniskās šķirošanas līnijas, tika piemērota, lai izpētītu sašķirotu atkritumu frakciju daudzumu, sastāvu un īpašības, lai novērtētu to lietderību kurināmā sagatavošanai no atkritumiem, kā arī, lai varētu noskaidrot apglabājamās bioloģiski sadalāmās atkritumu daļas samazinājumu un reģenerācijas pieaugumu, saskaņā ar plānotiem atkritumu apsaimniekošanas mērķiem.

Paraugi tika ņemti periodiski četros gadalaikos – katrā sezonā izlases kārtā izvēloties vienu kravu. Katra krava tika nosvērta, tad pēc mehāniskās pirmapstrādes procesu atkritumu materiālu plūsmas shēmas, katra sašķirotā frakcija nosvērta un izrēķināts katras frakcijas procentuālais sadalījums kravā. Tika ņemti 123 paraugi no disku sijātājiem un 33 paraugi no cilindru sijātāja, katrs paraugs 1-2 kg. No disku sijātāja paraugi tika ņemti trīs izsijātajām daļām – rupjā, vidējā, smalkā frakcija – no slīdošā konveijera. Paraugi no cilindru sijātāja tika ņemti vienu reizi vasarā. Atkritumi tika izsijāti divās daļās: rupjā frakcija (no slīdošā konveijera), smalkā frakcija (zem sieta). Tā kā vizuāli atšķīrās smalkās frakcijas sadalījums izbirstot cilindra sieta sākumā un beigās, tad smalkās frakcijas paraugi tika paņemti atsevišķi – gan no cilindra sieta sākuma (smalkā-1 frakcija) gan beigām (smalkā-2 frakcija). Papildus, sešiem no atkritumiem iegūtā kurināmā (NAIK) materiālu paraugiem (pēc smalcināšanas posma) tika pievienoti aptuveni 10-20% dalīti vākti plastmasas materiāli un tekstilmateriāli.

Laboratorijā katrs paraugs tika žāvēts, svērts, noteikts morfoloģiskais sastāvs, aprēķināts atkritumu īpatsvars, kas izteikts procentos. Atšķirotie SA veidi: papīrs/kartons; stikls; plastmasa; higiēnas atkritumi; metāls; inertie; tekstilijas; koksne; gumija/āda; bīstamie; BIO (bioloģiskie – virtuves, zaļie) atkritumi; dažādi

smalkie atkritumi (<10 mm). Atkritumu paraugiem, izmantojot attiecīgus standartus, noteikti šādi rādītāji:

- mitrums (%) - LVS EN 15414-3:2011;
- sadegšanas siltums (zemākais, MJ*kg⁻¹) - LVSEN 15400:2011;
- hlora saturs (%) - LVS EN 15408:2011;
- sēra saturs (%) - LVS EN 15408:2011;
- pelnu saturs (%) - LVS EN 15403:2011;
- mikroelementu (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V un Zn) saturs - LVS EN 15411:2012;
- makroelementu (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, Si, Ti) saturs - LVS EN 15410:2012;
- C, H, N (%) - LVS EN 15407:2011;
- degradējamais organiskais ogleklis (*DOC*) (%) - LVS EN 13137:2005.

1.4. Pētījumā izmantoto mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju raksturojums

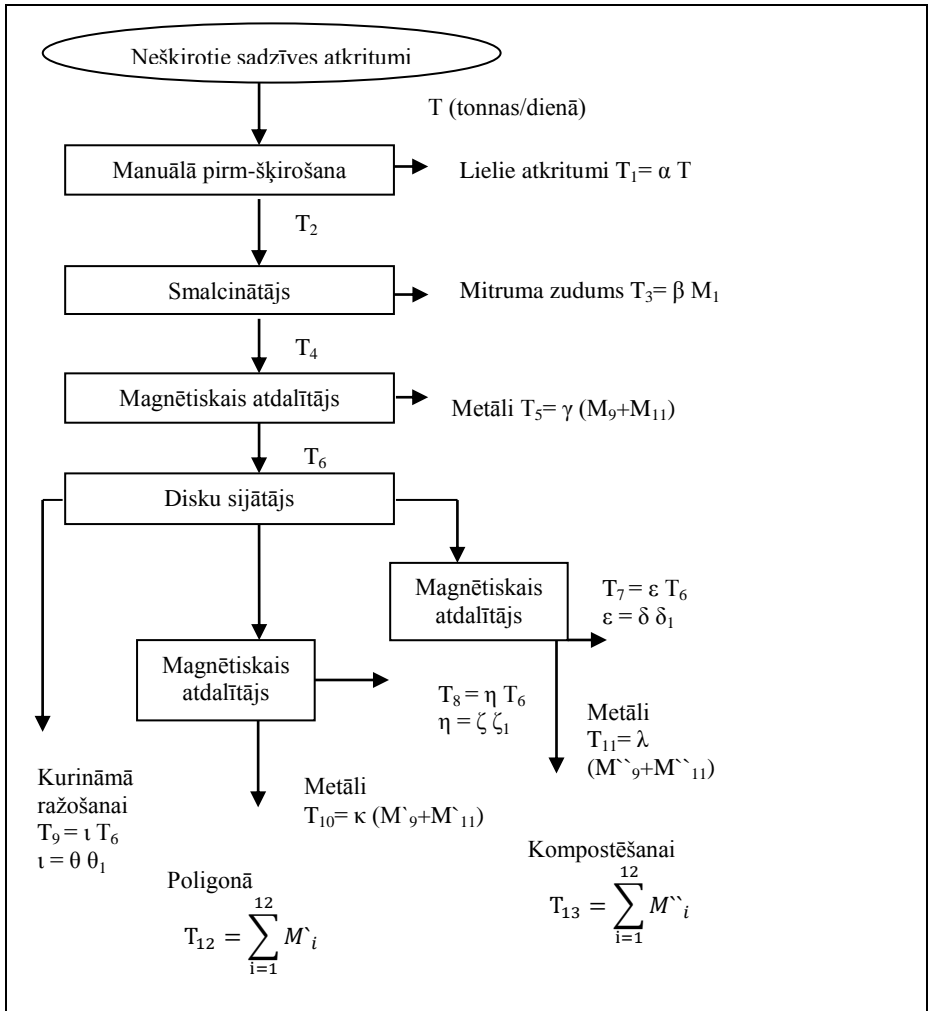
Tehnoloģiju darbības novērtēšana tika veikta pirmajām divām Latvijā darboties sākušām mehāniskās pirmapstrādes (MP) līnijām, kurās izmanto rotējošo disku sijātāju un rotējošo cilindra sijātāju. Ziemeļvidzemes atkritumu apsaimniekošanas reģiona atkritumu apglabāšanas poligona „Daibe” pirmapstrādes centra darbības jauda ir 30 000 t atkritumu gadā. Šķirošanas līnijā ir atkritumu smalcinātājs, magnētiskais separators, disku sijātājs ar diviem magnētiskiem separatoriem. Pirmā NAIK (no atkritumiem iegūtā kurināmā) ražošanas centra Latvijā (atrodas Brocēnu novada atkritumu šķirošanas un pārkraušanas stacijā “Vibsteri”) darbības jauda ir 22 000 t sadzīves atkritumu gadā. Pēc smalkās frakcijas atšķirošanas un metāla atdalīšanas, atkritumi tiek tālāk novirzīti uz manuālās šķirošanas kabīni, kur ar roku darbu atdala otrreizēji pārstrādājamus materiālus – PET, stiklu un krāsaino metālu, kā arī NAIK ražošanai nevēlamos piejaukumus, proti, PVC, ķieģeļus, akmeņus, pārtikas un bīstamos atkritumus.

Šķirošanas līnijām tika novērtēta atkritumu šķirošanas procesa plūsmas shēma un masas bilance (1.1. un 1.2.att.), ņemot vērā apstrādājamo atkritumu morfoloģisko sastāvu (1.1.tabula) un iekārtu veidus.

Mehāniski apstrādājama nešķiroto SA sastāvs (svara %)

Atkritumu sastāva komponentes	Apzīmējums	Ar disku sijātāju apstrādājami atkritumi*, %				Ar cilindru sijātāju, %
		Vasaras	Ziemas	Rudens	Pavasara	
Organiskie vai viegie atkritumi						
Bioloģiskie, smalkie <20 mm	X ₁	75.7	68.3	64.9	70.2	59.0
Papīrs	X ₂	2.2	1.4	5.5	1.8	5.7
Kartons	X ₃	1.4	6.0	3.0	3.3	4.3
Plastmasas	X ₄	9.6	10.0	12.0	8.7	11.5
Tekstils, āda, gumija	X ₅	4.4	4.6	3.8	6.1	4.4
Citi atkritumi	X ₆	0.9	0.4	1.6	0.3	1.7
Koksne	X ₇	0.3	0.4	0.2	0.1	2.2
Neorganiskie vai smagie atkritumi						
Stikls	X ₈	3.2	6.1	6.9	5.4	5.5
Metāli	X ₉	0.5	1.4	1.4	2.0	1.3
Alumīnijs	X ₁₀	0.2	0.6	0.5	0.4	2.3
Skārds	X ₁₁	1.3	0.0	0.1	0.0	0.3
Inertie	X ₁₂	0.6	0.9	0.3	1.8	1.9

*dati no SIA „ZAAO”



Avots: Autoreis veidots

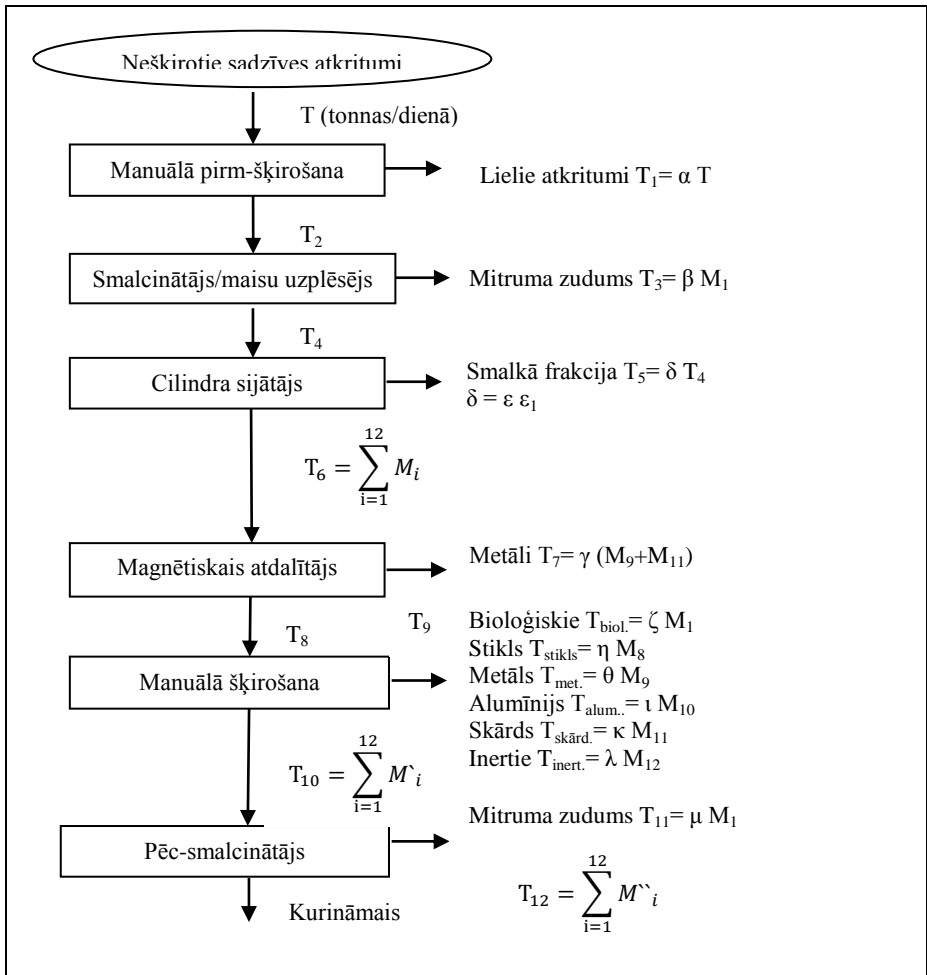
1.1.att. Atkritumu pirmapstrādes līnijas procesu atkritumu plūsmas shēma Ziemeļvidzemes AAR poligonā „Daibe”

Apzīmējumi: T, T_1, \dots – katrā apstrādes posmā ienākošā materiālu masa vai atgūto materiālu masa;

materiālu atgūšanas koeficienti – $\alpha; \beta; \gamma; \delta; \delta_1; \varepsilon; \zeta; \zeta_1; \eta; \theta; \tau; \kappa; \lambda;$

M_i – atkritumu komponentes i daudzums, kas nonāk poligonā;

M_i'' – atkritumu komponentes i daudzums, kas nonāk kompostēšanā.



Avots: Autores veidots

1.2.att. Pirmapstrādes procesu atkritumu plūsmas shēma šķirošanas stacijā „Vibsteri”

Apzīmējumi: T, T₁,... – katrā apstrādes posmā ienākošā materiālu masa vai atgūto materiālu masa; materiālu atgūšanas koeficienti – α; β; γ; δ; δ₁; ε; ζ; ζ₁; η; θ; τ; κ; λ; μ; ν;
M_i – atkritumu sastāva komponentes i daudzums rupjajā frakcijā
M_i' – atkritumu sastāva komponentes i daudzums, kas nonāk pēc-smalcinātāja posmā
M_i'' – atkritumu komponentes i daudzums kurināmajā materiālā.

1.5. Sadzīves atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmantošanas ietekmes uz vidi novērtēšana

Atkritumu apsaimniekošanas procesu ietekmes uz vidi novērtēšanai izmantota Zviedrijas Vides institūta izstrādātā simulācijas programmrīka *WAMPS 1.0* (*Waste Management Planning System*) atjaunotā vide (1.3.att.), kas pamatojas procesu dzīves cikla analīzē. Atkritumu apsaimniekošanas scenāriju radītā ietekme uz vidi novērtēta, nosakot emisijas gaisā, ūdenī un uz zemes, enerģijas un materiālu plūsmu. *WAMPS* ir ietverti atkritumu apsaimniekošanas procesi un pamatsistēma. Aprēķini veikti pēc formulas (1.1.).

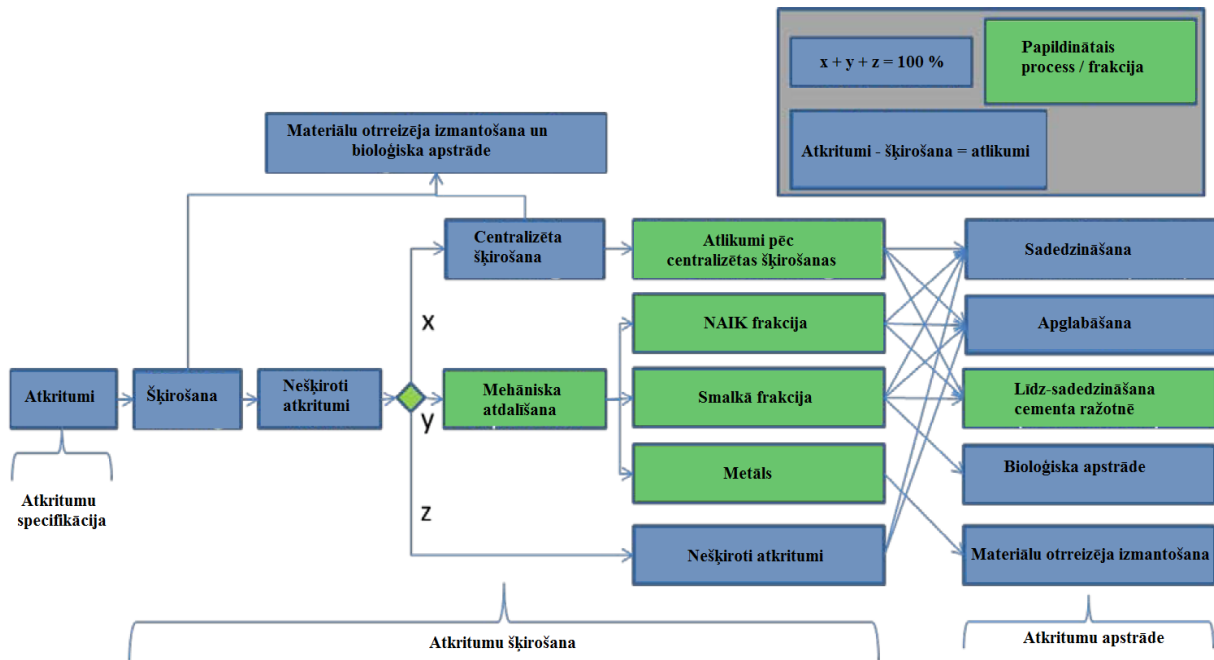
$$E_n = E_a - E_p \quad (1.1.)$$

kur, E_n – novērsto emisiju daudzums ($t^*gadā^{-1}$);

E_a – apsaimniekošanas procesos radītais emisiju daudzums ($t^*gadā^{-1}$);

E_p – pamatsistēmas radītais emisiju daudzums ($t^*gadā^{-1}$).

Katrai siltumnīcefektu izraisošai gāzei ir savs klimata pārmaiņu potenciāls un to izsaka oglekļa dioksīda (CO_2) ekvivalents. Eitrofikācijas potenciālu raksturo ar O_2 ekvivalentu, paskābināšanās potenciālu raksturo ar SO_2 ekvivalentu, bet foto-oksidantu ķīmisko veidošanos raksturo C_2H_4 ekvivalents. Pamatsistēma ietver siltuma un elektroenerģijas ražošanu, degvielas, minerālmēsli, alumīnija, stikla, u.c. materiālu ražošanu, kas rada noteikta daudzuma emisijas. Pozitīvs aprēķinu rezultāts parāda, ka apsaimniekošanas process rada lielāku ietekmi uz vidi nekā pamatsistēma.



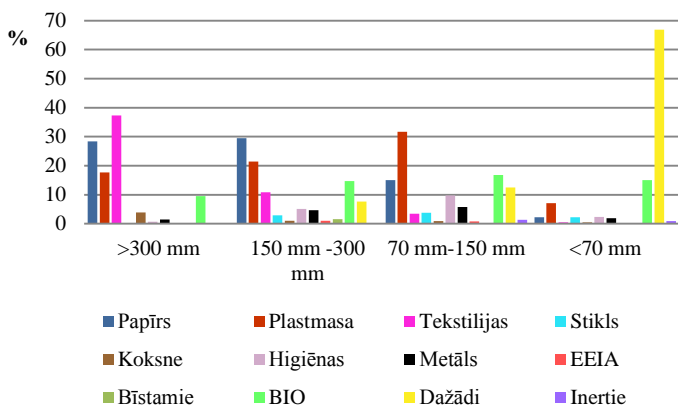
1.3.att. Programmrika WAMPS 1.0 vidē modelējamā atkritumu saimniecības procesu shēma

Avots: Autores adaptēta no: wamps.ivl.se/prod.

2. REZULTĀTI UN DISKUSIJA

2.1. Sadzīves atkritumu paraugu eksperimentālās šķirošanas rezultāti, izmantojot sietu analīzi

Pirms mehānisko pirmapstrādes iekārtu darbības novērtēšanas, tika veikts eksperimentālais pētījums, izmantojot nešķirotu sadzīves atkritumu sijāšanu pēc izmēriem ar sietiem (sietu metodi), bez atkritumu smalcināšanas. Pētījuma rezultātā 2.1.attēlā redzams, ka sagrupējot atkritumus frakcijās pēc sietu izmēriem, visās apskatītajās frakcijās ir bioloģiskie atkritumi (attiecīgi 10%; 15%; 17% un 15%), kas liecina, ka mehāniska sijāšana nesniedz iespēju atsijāt otrreizēji izmantojamus materiālus bez bioloģisko atkritumu piemaisījumiem. Savukārt, papīrs un plastmasa vairāk izsijājas pirmajās trijās lielākā izmēra atkritumu frakcijās. Lai efektīvi atšķirotu otrreizēji izmantojamus materiālus, liela nozīme ir maisiņu uzplēšanas iekārtu darbībai pirms sijātājiem, jo nepārlēstie atkritumu maisiņi palielina piejaukumu saturu, īpaši lielāka izmēra atkritumu frakcijā.



Avots: Autores veidots.

2.1.att. Sadzīves atkritumu šķirošanas rezultāti, izmantojot eksperimentālo sietu analīzi (%)

2.2. Pirmapstrādes tehnoloģiju šķirošanas procesa raksturojums

Atkritumu materiālu plūsmas analīzes rezultātā noteiktie materiālu atgūšanas koeficienti divām pētītām šķirošanas līnijām doti 2.1. un 2.2. tabulā.

Atgūšanas koeficienti (γ), (λ) un (κ) metāla atgūšanai pēc magnētiskiem atdalītājiem atsevišķi nav noteikti, bet ir noteikta metāla atgūšanas koeficientu summa ($\gamma+\lambda+\kappa$). Eksperimentālie dati rāda, ka lielākais atkritumu masas īpatsvars ir vidējai frakcijai. Otrā lielākā atkritumu daļa ir smalkā frakcija, kas ir 30-41% no

kopējās atkritumu masas, kas potenciāli būtu izmantojami pārstrādei ar bioloģiskajām metodēm.

2.1.tabula

Disku sijātāja pirmapstrādes līnijas materiālu atgūšanas koeficienti nešķirotiem sadzīves atkritumiem

Frakcijas	Vasarā	Rudens	Ziema	Pavasaris	Vidējais	St.kļūda
Rupjā frakcija (ι)	0.25	0.20	0.19	0.21	0.22	± 0.013
Vidējā frakcija (η)	0.43	0.41	0.41	0.35	0.40	± 0.019
Smalkā frakcija (ϵ)	0.30	0.36	0.36	0.41	0.35	± 0.023
Metāls ($\gamma + \lambda + \kappa$)	0.02	0.03	0.04	0.03	0.03	± 0.004

Metāls ir tikai 3%. Tā kā atdalītajam metālam ir arī piejaukumi, tad nepieciešama papildus apstrāde, lai atdalītu nosacīti tīru otrreizēji izmantojamu materiālu.

2.2.tabula

Cilindru sijātāja MP līnijas materiālu atgūšanas koeficienti nešķirotiem sadzīves atkritumiem

Frakcijas	Koeficients
Smalkā (organiskā) frakcija (<60 mm) (δ)	0.45
Metāla frakcija (γ)	0.02
Rupjā dedzināmā (NAIK) frakcija (ν)	0.53

Rupjā frakcija ir 53%, kas ir potenciāli derīga NAIK ražošanai. Pēc rupjās frakcijas manuālās šķirošanas tiek atšķiroti 2% inertie atkritumi un citi kurināmajam nelabvēlīgie materiāli, 1% stikla atkritumi, 1% bioloģiskie atkritumi un 1% metāla (metāls, alumīnijs, skāris), kā arī šķirošanas procesa rezultātā veidojas aptuveni 3% masas zudumi (NAIK materiāls ir 45%).

2.2.1. Atšķiroto sadzīves atkritumu raksturojums šķirošanas procesā, izmantojot disku sijāšanas iekārtas

Pēc pirmapstrādes procesa sašķiroto atkritumu rupjās frakcijas (atkritumu izmērs >80mm) sastāvs raksturojas (2.3.tabula) ar samērā lielu papīra un kartona (40%) un plastmasas (38%) daudzumu, kas pārsvarā ir iepakojums. Šī frakcija ir vispiemērotākā kurināmā ražošanai. Rupjās frakcijas biomasas saturs ir ~54%, kas atbilst pieļaujamam biomasas daudzumam (>50%) kurināmajā materiālā cementa ražošanai. Vidējā frakcija (atkritumu izmērs 25-80mm) raksturojas ar lielu

atkritumu sastāva daudzveidību. Tās biomasas saturs ir ~49%, kas ir pietiekami, lai izmantotu tiešai atkritumu sadedzināšanai.

2.3.tabula

Atkritumu frakciju vidējais morfoloģiskais sastāvs (sausas masas %) pēc mehāniskās šķirošanas ar disku sijātāju

Atkritumu veidi	Rupjā frakcija (%) ; standartklūda	Vidējā frakcija (%) ; standartklūda	Smalkā frakcija (%) ; standartklūda
Papīrs, kartons	39.5±2.90	23.9±1.73	2.4±0.16
Plastmasas	38.7±2.84	24.5±1.55	2.1±0.19
BIO atkritumi	0.7±0.17	6.6±0.85	12.3±1.38
Smalkie (<10 mm)	3.2±0.63	6.3±0.69	43.7±2.01
Higiēnas	5.1±0.99	7.1±1.06	0.7±0.12
Tekstilijas	5.5±1.27	4.0±0.81	0.1±0.03
Gumija, āda	4.1±1.32	3.4±1.34	0.1±0.02
Koksne	1.1±0.47	3.6±0.86	0.5±0.10
Metāls	1.5±0.35	3.5±0.66	0.5±0.15
Stikls	0.2±0.08	9.1±1.17	32.1±1.86
Inertie	0.4±0.33	8.1±1.66	5.5±0.52

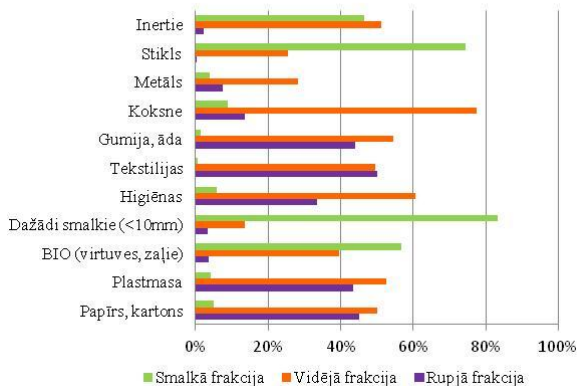
Smalkās frakcijas (atkritumu izmērs <25mm) sastāvā vidēji 48% ir bioloģiski noārdāmā materiāla (virtuves atkritumi, zaļie dārzeņi un parku atkritumi, arī daļēji sadalīties papīrs) un citi smalki neorganiskie materiāli, kā arī aptuveni 38% stikls, keramika un ieži.

Pēc datu normalizēšanas, pieņemot, ka kopējā katra atšķirtā atkritumu veida masa ir 1 un ievērojot izsijāto atkritumu frakciju sadalījumu, 2.2.attēlā redzams, ka pēc sijāšanas rupjajā frakcijā nonāk papīrs un kartons (robežās no 33-55%), plastmasas (robežās no 40-46%), tekstilijas (robežās no 37-75%) un gumija un āda (robežās no 21-82%). Izmantojot rupjo frakciju, ir iespējams samazināt apglabājamo bioloģiski noārdāmo atkritumu (BNA) daudzumu par 23%.

Vidējā frakcijā izsijājās lielākā daļa (~ 77%) koksnes materiālu un vidēji 61% higiēnas atkritumu, kā arī ievērojama daļa (50%) papīra un kartona, 53% plastmasas, 50% tekstilijas, 55% gumija/āda, 51% inertie un 40% bioloģiskie atkritumi. Atsijājot vidējo frakciju var panākt ~39% apglabājamo BNA atšķirošanu.

Smalkajā frakcijā nonāk lielākā daļa (vidēji 74%) stikla un vidēji 83% dažādu smalko atkritumu, kā arī vidēji 57% bioloģiskie atkritumi un ~ 43% inertie.

Izmantojot smalko frakciju var samazināt apglabājamo BNA daudzumu par ~38%.



Avots: Autores veidots.

2.2.att. Atkritumu veidi frakcijās, izmantojot disku sijātāju (sausas masas %)

2.4.tabulā dotie dati rāda, ka mitrums kurināmā ražošanai potenciāli derīgajā rupjajā atkritumu frakcijā ir atbilstošs (<25%) tikai pavasara frakcijai.

2.4.tabula

Atkritumu paraugu vidējie rādītāji pēc disku sijātāju izmantošanas un SIA „CEMEX” prasības kurināmā kvalitātei

Frakcijas	Mitrums, %	Q_{zem}^* , MJ*kg ⁻¹	Pelni, %	Cl, %	S, %	N, %	C, %	H, %
Rupjā								
vasaras	43	13	17	1.1	0.2	0.2	52.5	6.0
rudens	36	13	19	2.2	0.2	0.3	40.8	5.9
ziemas	36	20	8	0.2	0.1	0.2	49.9	7.6
pavasara	24	14	9	0.3	0.3	0.2	56.1	8.7
Vidējā								
vasaras	49	11	15	4.1	0.3	0.3	49.0	6.1
rudens	48	8	32	0.7	0.2	0.4	52.3	7.2
ziemas	43	11	33	1.7	0.3	0.3	69.2	4.7
pavasara	30	15	12	0.5	0.9	0.3	60.3	7.3
Smalkā								
vasaras	49	7	46	2.0	0.2	1.8	33.7	4.9
rudens	44	3	63	0.2	0.2	1.4	33.7	4.6
ziemas	49	5	65	0.3	0.2	1.4	30.0	4.2
pavasara	26	7	79	0.1	0.2	1.4	35.0	5.7
CEMEX	< 25	>16	< 15	<0.8	<1	-	-	-

* Q_{zem} - zemākais sadegšanas siltums

Frakciju parametriem raksturīga ievērojama datu izkliede. Mitrums analizējamajos paraugos variēja rupjajā frakcijā robežās no 12-62%, vidējā frakcijā 20-63% un smalkajā frakcijā 22-63%. Mitrums pavasarī ievērojami atšķiras no mitruma vasarā rupjajā frakcijā, vasaras, rudens un ziemas vidējā frakcijā, gan vasaras, rudens un ziemas smalkajā frakcijā ($\alpha = 0.05$, ANOVA analīze). Tas skaidrojams ar klimatiskiem apstākļiem Latvijā – pavasarī raksturīgi sausāki klimatiskie apstākļi.

Pelnu saturs analizējamajos paraugos variēja rupjajā frakcijā robežās no 6-23%, vidējā frakcijā 8-38% un smalkajā frakcijā 34-82%. Augstais pelnu procentuālais saturs rupjajā frakcijā vasarā un rudenī skaidrojams ar atkritumu sastāvu – papīra un kartona daudzumu šajā frakcijā, savukārt smalkajā frakcijā ir smilts un citi nededzināmie materiāli. Zemākais sadegšanas siltums analizējamajiem paraugiem variēja rupjajā frakcijā robežās no 11-23 MJ*kg⁻¹, vidējā frakcijā 6-16 MJ*kg⁻¹ un smalkajā no 2-9 MJ*kg⁻¹. Augstāka sadegšanas siltuma vērtība rupjajā frakcijā skaidrojama ar plastmasas daudzumu frakcijā, jo plastmasa satur lielu daļu oglekļa, mazu pelnu daudzumu un nelielu mitrumu. Hlora saturs rupjajā frakcijā variēja robežās no 0.1-2.6%, vidējā frakcijā 0.4-4.9% un smalkajā frakcijā 0.0-2.2%. Hlora daudzums rupjās frakcijas paraugos skaidrojams ar plastmasu un papīra sastāvu, savukārt vidējā frakcijā ar plastmasas, tekstiliju un papīra sastāvu. Organisko hlora satur galvenokārt PVC un tekstilijas. Sēra daudzums ir relatīvi mazs un starp frakcijām būtiski atšķiras tikai vidējai pavasara frakcijai, kas skaidrojams ar atkritumu sastāvu paraugos. Sēra saturs rupjajā frakcijā variēja robežās no 0.0-0.3%, vidējā frakcijā 0.1-1.1% un smalkajā frakcijā 0.1-0.3%. Slāpekļa saturs rupjajā frakcijā variēja robežās no 0.1-0.3%, vidējā frakcijā 0.2-0.8% un smalkajā frakcijā 1.4-1.8%. Oglekļa saturs rupjajā frakcijā variēja robežās no 40.0-56.1%, vidējā frakcijā 44.3-85.0% un smalkajā frakcijā 28.6-36.2%. Ūdeņraža saturs rupjajā frakcijā variēja robežās no 5.7-10.5%, vidējā frakcijā 1.1-10.2% un smalkajā 4.0-5.9%.

Rezultāti rāda, ka rupjās frakcijas īpašību vidējie rādītāji neatbilst cementa ražošanai izmantojamā kurināmā prasībām nevienā sezonā, bet rupjā un vidējā frakcija ir atbilstoša sadedzināšanai atkritumu dedzināšanas rūpnīcās.

Novērtējot negatīvo ietekmi uz vidi, apglabājot nešķirotus sadzīves atkritumus poligonā, tiek noteikta bioloģiski noārdāmā organiskā oglekļa (DOC) daļa atkritumos. Pamatojoties uz noteikto oglekļa daudzumu atkritumu frakcijās un noteikto frakciju morfoloģisko sastāvu, iegūtie DOC daļas dati rāda (2.5.tabula), ka lielākā DOC daļa mehāniski apstrādātos atkritumos ir vidējai frakcijai, t.i., ja šo atkritumu frakciju apglabā poligonā, tad bioloģiski noārdāmais organiskais ogleklis apglabājamajos atkritumos ir vidēji 37%. Vidēji 31% DOC ir smalkajā frakcijā, savukārt rupjajā frakcijā vidēji ir 19% bioloģiski noārdāmais organiskais ogleklis.

Bioloģiski noārdāmais organiskais ogleklis trīs frakcijām (%)

Frakcija	<i>TC*</i>	<i>TIC**</i>	<i>TOC***</i>	<i>FC****</i>	<i>DOC</i>
Rupjā					
vasaras	52.5	0.01	52.5	28.3	24.2
rudens	40.8	0.02	40.8	24.2	16.5
ziemas	49.9	0.02	49.9	41.2	8.7
pavasara	56.1	0.01	56.1	29.4	26.7
Vidējā					
vasaras	49.0	0.01	49.0	21.1	27.9
rudens	52.3	0.04	52.3	16.0	36.3
ziemas	69.2	0.02	69.2	23.5	45.6
pavasara	60.3	0.02	60.3	19.9	40.4
Smalkā					
vasaras	33.7	0.002	33.7	0.8	32.9
rudens	33.7	0.02	33.7	1.7	31.9
ziemas	30.0	0.02	30.0	2.8	27.2
pavasara	35.0	0.03	35.0	1.9	33.1

*TC – kopējais ogleklis;

**TIC – kopējais neorganiskais ogleklis;

***TOC – kopējais organiskais ogleklis;

****FC – fosilais ogleklis.

2.2.2. Atšķirotu sadzīves atkritumu raksturojums šķirošanas procesā, izmantojot cilindru sijāšanas iekārtas

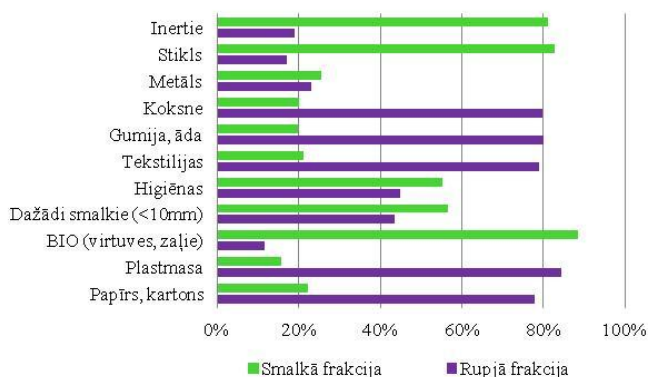
Abu smalko frakciju izsijātais atkritumu sastāvs cilindra sieta sākumā ievērojami atšķiras no atkritumu sastāva cilindra beigu daļā (2.6.tabula).

Papīra un plastmasas sastāvs „smalkā-2” frakcijā lielāks nekā „smalkā-1” frakcijā. Smalkie atkritumi (<10mm) efektīvāk atsijājas cilindra sākumā (91%) nekā cilindra beigās – tikai 16%. Rupjās frakcijas biomasas saturs ir ~53%, kas atbilst pieļaujamam biomasas daudzumam (>50%) kurināmajā materiālā cementa ražošanai.

Pēc datu normalizēšanas, pieņemot, ka kopējā katra atšķirotā atkritumu veida masa ir 1 un ievērojot izsijāto atkritumu daudzuma proporcijas (2.3.att.) rupjajā frakcijā nonāk vidēji 78% no papīra un kartona, 84% no plastmasas, 79% no tekstilijām, 80% no gumijas un ādas atkritumiem un 80% no koksnes. Smalkajā frakcijā (kopā “smalkā-1” un “smalkā-2”) visvairāk izsijājas bioloģiskie atkritumi (vidēji 88%), stikls (83%) un inertie (81%), kā arī smalkie atkritumi (57%) un higiēnas atkritumi (55%). Rupjajā frakcijā nonāk ~55% no bioloģiski noārdāmiem atkritumiem, bet smalkajā frakcijā ~45%.

**Vidējais sastāvs pēc mehāniskās šķirošanas ar cilindra sietu
(%, sausas masas)**

Atkritumu veidi	Rupjā frakcija (%) (standartklūda)	Smalkā-1 frakcija (%) (standartklūda)	Smalkā-2 frakcija (%) (standartklūda)
Papīrs, kartons	25.8±1.69	6.2±0.53	18.5±2.41
Plastmasas	24.8±2.23	4.3±0.56	9.9±1.38
BIO atkritumi	0.6±0.32	13.6±1.55	17.2±2.60
Smalkie (<10mm)	26.0±2.16	40.1±3.59	15.6±2.34
Higiēnas	2.4±0.56	1.8±0.42	10.3±1.55
Tekstilijas	8.9±1.72	1.4±0.30	5.4±1.35
Gumija, āda	3.9±0.93	0.9±0.38	2.2±0.84
Koksne	5.3±0.99	1.1±0.27	3.1±0.68
Metāls	0.7±0.26	2.1±1.26	2.2±0.65
Stikls	0.4±0.12	21.5±3.24	11.1±1.90
Inertie	1.3±0.66	7.1±1.09	4.4±1.84



Avots: Autores veidots.

**2.3.att. Atkritumu veidu sašķirošanās frakcijās, izmantojot cilindra sijātāju
(sausas masas %)**

Atkritumu paraugu analīžu rezultātā iegūtie vidējie rādītāji (2.7.tabula) parāda, ka kurināmā ražošanai potenciāli izmantojamai rupjajai frakcijai mitrums

vasarā par 6% pārsniedz pieļaujamo mitruma limitu. Vasarā mitrums ir būtiski atšķirīgs ($P < 0.01$) starp visām trim frakcijām (pēc vienfaktora analīzes). Pārējie rādītāji atbilst kurināmā kvalitātes prasībām. Mitrums analizējamajos paraugos variē rupjajā frakcijā robežās no 26-35%, smalkajā-1 frakcijā 31-48% un smalkajā-2 frakcijā 43-57%. Pelnu saturs variē rupjajā frakcijā robežās no 10-17%, smalkajā-1 frakcijā 54-77% un smalkajā-2 frakcijā 20-47%, savukārt zemākais sadegšanas siltums variē rupjajā frakcijā robežās no 12-20 MJ*kg⁻¹, smalkajā-1 frakcijā 3-7 MJ*kg⁻¹ un smalkajā-2 no 4 līdz 8 MJ*kg⁻¹. Hlora saturs rupjajā frakcijā variē robežās no 0.2-1.0%, smalkajā-1 frakcijā 0.0-0.7% un smalkajā-2 frakcijā 0.0-0.6%. Sēra saturs rupjajā frakcijā variē robežās no 0.0-0.5%, smalkajā-1 frakcijā 0.0-0.3% un smalkajā-2 frakcijā 0.0-0.4%. Slāpekļa saturs rupjajā frakcijā variē robežās no 0.2-0.3%, smalkajā-1 frakcijā 1.6-1.8% un smalkajā-2 frakcijā 1.8-2.8%. Oglekļa saturs rupjajā frakcijā variē robežās no 41.2-57.9%, smalkajā-1 frakcijā 28.3-36.7% un smalkajā-2 frakcijā 29.9-38.1%. Ūdeņraža saturs rupjajā frakcijā variē robežās no 5.6-8.3%, smalkajā-1 frakcijā 9.0-10.6% un smalkajā-2 frakcijā 5.2-6.0%.

2.7.tabula

Atkritumu paraugu vidējie rādītāji vasaras sezonā pēc cilindru sijātāju apstrādes salīdzinājumā ar SIA „CEMEX” alternatīvā kurināmā prasībām

Frakcijas	Mitrums, %	Q _{zem} , MJ*kg ⁻¹	Pelni, %	Cl, %	S, %	N, %	C, %	H, %
Rupjā	33	14	13	0.7	0.4	0.3	46.1	5.9
Smalkā-1	43	4	63	0.5	0.3	1.8	34.5	10.0
Smalkā-2	50	6	29	0.4	0.3	2.7	31.7	5.5
CEMEX	< 25	>16	< 15	<0.8	<1	-	-	-

Pēc noteiktā oglekļa daudzuma atkritumu frakcijās un frakciju morfoloģiskā sastāva noteiktās *DOC* daļas (2.8.tabula) rezultāti rāda, ka rupjajā frakcijā pēc cilindru sijātāja izmantošanas ir lielāka *DOC* daļa nekā rupjajā frakcijā (19%) pēc disku sijātāja izmantošanas.

2.8.tabula

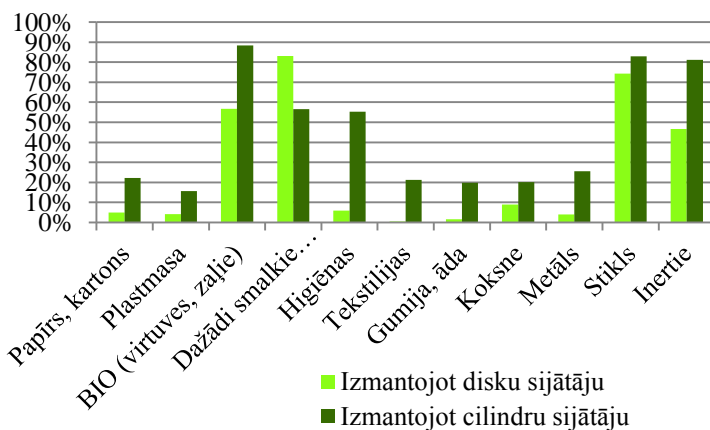
Mehāniski atšķirotu atkritumu vidējais bioloģiski noārdāmais organiskais ogleklis rupjai, smalkai-1 un smalkai-2 frakcijai (masas, %)

Frakcija	Kopējais C	Kopējais neorganiskais C	Kopējais organiskais C	Fosilais C	DOC
Rupjā	46.1	0.02	46.1	20.3	25.8
Smalkā-1	34.5	0.03	34.5	3.8	30.7
Smalkā-2	31.7	0.02	31.7	9.2	22.5

2.2.3. Sašķirotu atkritumu salīdzinājums pēc disku un cilindru sijāšanas tehnoloģijām un ieteikumi to izmantošanai

Salīdzinot pēc disku un cilindru sijāšanas tehnoloģiju izmantošanas sašķirotu frakciju īpašību rādītājus, mitrums smalkajās frakcijās vasaras sezonā būtiski neatšķiras pēc vienfaktora (*One-Way ANOVA*) analīzes ($P \geq 0.01$). Rupjās frakcijas zemākā sadegšanas siltuma rādītāji vasarā būtiski neatšķiras. Būtiski atšķiras rupjās frakcijas pelnu daudzuma rādītāji vasarā ($P < 0.05$). Pēc disku sijāšanas tehnoloģijas izmantošanas pelnu daudzums ir lielāks, kas skaidrojams ar papīra daudzumu paraugos. Būtiski atšķirīgi ir arī hlora rādītāji starp smalkajām frakcijām, kas skaidrojami ar maza izmēra hloru saturošo plastmasu saturu paraugos pēc disku sijātāju izmantošanas.

Pēc datu normalizēšanas, smalko frakciju salīdzinājuma rezultāti (2.4.attēls) starp abām sijāšanas tehnoloģijām rāda, ka rotējošā cilindra sijātājs (salīdzinājumā izmantots vidējais rādītājs no „smalkās-1” un „smalkās-2” frakcijas pēc cilindru sijātāju izmantošanas) atdala nevienbīgāku masu, nekā disku sijātājs.



Avots: Autores veidots.

2.4.att. Smalkās frakcijas salīdzinājums (sausas masas %), izmantojot atkritumu pirmapstrādi ar disku un cilindru sijātājiem

Tikai smalkos atkritumus disku sijātājs atšķiro vairāk nekā cilindru sijātājs. Būtiskas atšķirības ir higiēnas atkritumu atšķirošanā – ar cilindru sijātāju var atdalīt 55% no higiēnas atkritumiem, turpretī, ar disku sijātāju lielākā daļa higiēnas atkritumi izsijājas vidējā frakcijā. Atšķirības skaidrojamas ar iekārtu sietu spraugu izmēriem, jo lielāki izmēri, jo nevienbīgāki atkritumi izsijājas smalkajā frakcijā. Lai atgūtu vairāk materiāla kurināmā ražošanai, konkrētās iekārtas cilindra sieta

beigu posmu būtu ieteicams nomainīt ar mazāku sieta izmēru (piem., 40x40 mm). Cilindra sieta posmu sadalījums ar dažādiem sieta izmēriem praksē tiek izmantots atkarībā no sijāšanas mērķa. Cilindra sieta spraugu izmēri var arī būt palielināti cilindra beigu posmā.

Abiem sijātājiem stikls izsijājas visvairāk smalkajā frakcijā (74% un 83%), kas skaidrojams ar to, ka, mehānisko šķirošanas līniju sākumā notiek atkritumu smalcināšana un tehnoloģiskajā procesā sadauzītais stikls kā smagākas un mazākas daļas izkrīt pie smalkās frakcijas. Stikls nav vēlams sastāvdaļa atkritumu masā, kas paredzēta kompostēšanai, līdz ar to iegūtais sastāvs nav piemērots kvalitatīva komposta iegūšanai ar aerobās pārstrādes tehnoloģiju. Šādu biomasu var izmantot apstrādei anaerobās biošūnas tehnoloģijā.

Lai smalkajā frakcijā un arī kurināmam paredzētajā rupjajā frakcijā nenonāktu stikla atkritumi, tad ieteicams pašvaldībās ieviest un aktivizēt rašanās vietā šķiroto stikla vākšanu.

Pētījumu rezultāti rāda, ka kvalitatīva kurināmā ražošanai no sadzīves atkritumiem, nepieciešams veicināt bioloģiski noārdāmo atkritumu atšķirošanu, lai iegūtu sausāku, vieglāk mehāniski atšķirojamu atkritumu masu.

Lai mehāniskās šķirošanas efektivitāte būtu lielāka, tad mehāniskās pirmapstrādes līnijās pirmo iekārtu ieteicams likt atkritumu maisiņu uzplēsēju, nevis smalcinātāju. Praksē tiek piedāvāti cilindru sijātāji ar cilindriem iemontētām ierīcēm maisiņu uzplēšanai.

Disku sijātāju tehnoloģija dod iespēju poligonos plašāk izmantot sašķīrotās atkritumu frakcijas – smalko frakciju var kompostēt un izmantot kā atkritumu nosedzošo materiālu poligonā vai izmantot biogāzes ražošanai, tai skaitā, anaerobās apstrādes biošūnā. Vidējo frakciju var apglabāt poligonā vai nodot tiešai sadedzināšanai, bet rupjo frakciju var izmantot kurināmā ražošanai.

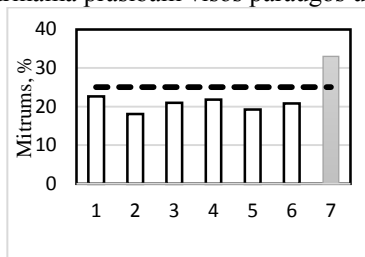
Ja atkritumu sijāšanas mērķis ir smalkās frakcijas atdalīšana pirms apglabāšanas, tad praktiski ir izmantojami abi sijāšanas iekārtu veidi.

Lai samazinātu mitruma saturu potenciālā NAIK materiālā, ieteicams plaši informēt iedzīvotājus un komercuzņēmumus, ka atkritumu konteineru vākiem ir jābūt aizvērtiem. Pašvaldībās, no kuru teritorijām savāktos atkritumus paredzēts izmantot kurināmā ražošanai, konteinerus ieteicams novietot zem nojumēm. Atkritumu apsaimniekošanas uzņēmumiem atkritumus, kas paredzēti kurināmā ražošanai, ieteicams glabāt zem jumta.

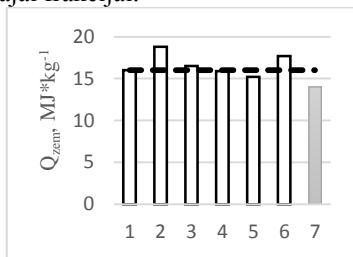
2.3. No sadzīves atkritumiem sagatavotā alternatīvā kurināmā raksturojums

Pēc piejaukto daļiņu vākto plastmasas un tekstilmateriālu rezultātā iegūto sešu NAIK paraugu raksturojošo rādītāju datiem (2.6.att.), var secināt, ka tikai papildus pievienojot sausu materiālu var uzlabot mitruma rādītājus un arī paaugstināt sadegšanas siltuma rādītājus. Pelnu daudzums tikai diviem papildinātajiem paraugiem (P4, P6) atbilst kvalitatīva kurināmā prasībām. Hlora daudzums atbilst

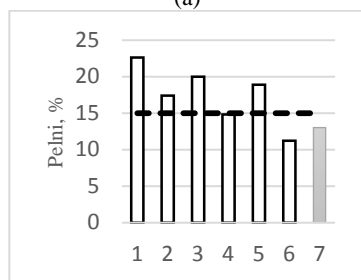
kvalitatīva kurināmā rādītājiem gan rupjajā frakcijā, gan papildinātajos paraugos, izņemot paraugā P3 (par 0.1 % pārsniedz limitu). Sēra daudzuma rādītāji atbilst kurināmā prasībām visos paraugos un arī rupjajai frakcijai.



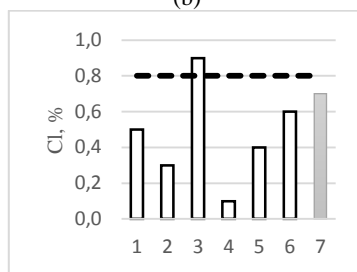
(a)



(b)



(c)



(d)

Avots: Autores veidots pēc autores un ŠPS „Vibsteri” datiem.

2.6.att. Sešu NAIK paraugu (1-6) un rupjās frakcijas parauga (7) salīdzinājums ar kurināmam pieļaujamiem parametriem

- (a) mitrums (%);
- (b) zemākais sadegšanas siltums (MJ*kg⁻¹);
- (c) pelnu daudzums (%);
- (d) hlora saturs (%)

2.4. Sadržīves atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmantošanas ietekmes uz vidi novērtējums Latvijā

Lai modelētu atkritumu apsaimniekošanas procesu ietekmi uz vidi Latvijā, atkritumu apsaimniekošanas novērtēšanas scenārijiem izvēlēts Piejūras atkritumu apsaimniekošanas reģions, izmantojot 2007.gadā *INTERREG III* programmas *RECO* projektā iegūtos Tukuma sadzīves atkritumu daudzuma un sastāva rezultātus. Par bāzes scenāriju izmantota Piejūras reģiona atkritumu apsaimniekošanas situācija 2010.gadā, kurā dominē 93% nešķirotu atkritumu apglabāšana poligonā „Janvāri”, bez poligonu gāzu savākšanas un reģenerācijas sistēmas. Ar katru nākamo scenāriju bāzes scenārijs tiek papildināts ar jaunu atkritumu pārstrādes vai apglabāšanas tehnoloģiju, kas veicinātu organisko

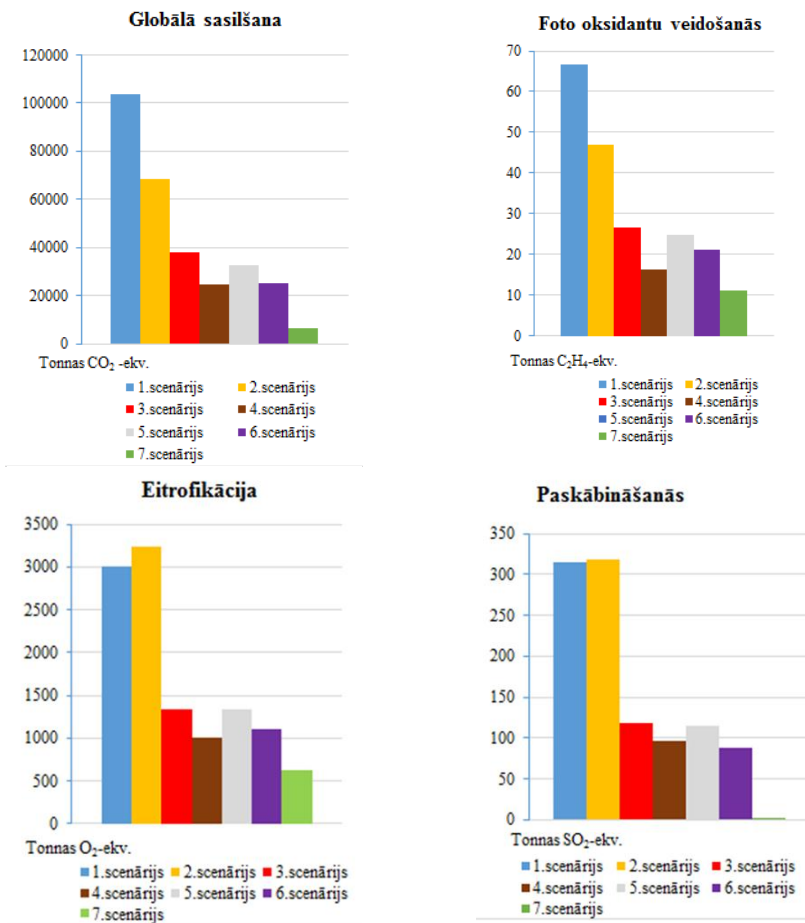
atkritumu pārstrādi un novērstu to tiešu apglabāšanu poligonā. Mehāniskās pirmapstrādes novērtēšanai, izmantoti autores pētījumu rezultātā noteiktie vidējā atkritumu frakciju sastāva dati pēc disku sijātāja izmantošanas.

Analizēti septiņi atkritumu apsaimniekošanas scenāriji:

1. nešķirotu atkritumu (93%) apglabāšana bez enerģijas atguves;
2. nešķirotu atkritumu (93%) apglabāšana ar enerģijas atguvi;
3. šķirošana rašanās vietā (50% pārstrādājami materiāli, 30% organiskie atkritumi), atdalītās organiskās masas kompostēšana atklāta lauka tehnoloģijās (15%) un reaktorā (85%), smalkās frakcijas (35%) stabilizēšana biošūnā ar biogāzes atguvi, atlikušās atkritumu masas apglabāšana;
4. šķirošana rašanās vietā (50% pārstrādājami materiāli, 30% organiskie atkritumi), atdalītās organiskās masas kompostēšana atklāta lauka tehnoloģijās (15%) un reaktorā (85%), smalkās frakcijas (35%) kompostēšana, atlikušās atkritumu masas apglabāšana;
5. šķirošana rašanās vietā (50% pārstrādājami materiāli, 30% organiskie atkritumi), atdalītās organiskās masas pārstrāde atklāta lauka tehnoloģijās (15%) un slēgtā reaktorā anaerobā vidē (85%), smalkās frakcijas (35%) pārstrāde slēgtā reaktorā anaerobā vidē, atlikušās atkritumu masas apglabāšana;
6. šķirošana rašanās vietā (50% pārstrādājami materiāli, 30% organiskie atkritumi), organiskās masas kompostēšana atklāta lauka tehnoloģijās (15%) un reaktorā (85%), smalkās frakcijas (35%) stabilizēšana biošūnā, NAIK daļas (22%) sadedzināšana, atlikušās atkritumu masas apglabāšana;
7. šķirošana rašanās vietā (50% pārstrādājami materiāli, 30% organiskie atkritumi), organiskās masas kompostēšana atklāta lauka tehnoloģijās (15%) un reaktorā (85%), smalkās frakcijas (35%) stabilizēšana biošūnā, NAIK daļas (22%) sadedzināšana, vidējās frakcijas (40%) sadedzināšana.

Iegūtie rezultāti (2.7.att.) raksturo katru atkritumu apsaimniekošanas scenārija negatīvo ietekmi uz vidi – klimata pārmaiņas, paskābināšanos, eitrofikāciju un foto-oksidantu veidošanos. Nešķirotu atkritumu apglabāšana bez (1. scenārijs) un ar enerģijas atguvi (2. scenārijs) ir ar vislielāko negatīvo vides ietekmi. Plānojot tālāko reģiona attīstību, organiskās atkritumu masas atdalīšana ar mehāniskās šķirošanas līnijām un tās stabilizēšana ir viens no risinājumiem SEG emisiju samazināšanā. Visi pārstrādes tehnoloģiju scenāriji – biošūna (3. scenārijs), kompostēšana (4. scenārijs) un digestācija anaerobā vidē (5. scenārijs) – uzrāda līdzīgus rezultātus. Scenārijs ar smalkās frakcijas kompostēšanu parāda vismazāko ietekmi uz vidi. Tikai nedaudz labāku vides sniegumu nekā scenāriji, kas balstīti uz vienkāršākām tehnoloģijām, kā kompostēšana un biogāzes savākšana biošūnā, uzrāda organiskās masas pārstrādes 5. scenārijs – digestācija anaerobā vidē. Vides ietekmes samazinājumu iespējams panākt arī sadedzinot NAIK materiālu cementa ražotnēs (6. scenārijs). Savukārt, pilnīga atkritumu masas sadedzināšana pēc

mehāniskās šķirošanas līnijas cementa ražotnē un atkritumu sadedzināšanas rūpnīcā (7. scenārijs) uzrāda viszemāko ietekmi uz vidi.



Avots: Autores veidots.

2.7.att. Piejūras AA reģiona atkritumu apsaimniekošanas ietekme uz vidi septiņos scenārijos

2.5. Apglabājamo atkritumu mehāniskās pirmapstrādes tehnoloģiju izmaksu novērtējums

Izmaksu salīdzinājums veikts pirmapstrādes iekārtu komplektācijām trīs scenārijos, atbilstoši potenciālajiem atkritumu apjomiem Latvijas AA reģionos, kas tika aprēķināti teorētiski, pieņemot, ka viens iedzīvotājs rada 250 kg atkritumu gadā un salīdzinot ar praktiski apglabāto sadzīves atkritumu daudzumu poligonos:

- I scenārijs – atkritumu apjoms plānots 20 000 t gadā⁻¹; iekārtu jauda plānota 10 t*h⁻¹;
- II scenārijs – atkritumu apjoms plānots 40 000 t gadā⁻¹; iekārtu jauda plānota 20 t*h⁻¹;
- III scenārijs – atkritumu apjoms plānots 160 000 t gadā⁻¹; iekārtu jauda plānota 80 t*h⁻¹;

Izmaksu aprēķini veikti pēc formulām (2.1.), (2.2.) un (2.3.):

$$K_I = I_B + I_I + I_P \quad (2.1.)$$

kur, K_I – kapitālieguldījumi (€);
 I_B – būvniecības izmaksas (€);
 I_I – iekārtu izmaksas (€);
 I_P – projektēšanas un būvuzraudzības izmaksas (€).

$$I_{\text{aps.}} = N + I_U + I_A + I_{\text{el.,degv.}} + I_C \quad (2.2.)$$

kur, $I_{\text{aps.}}$ – apsaimniekošanas izmaksas (€);
 N – būvju un iekārtu nolietojums gadā (€);
 I_U – būvju un iekārtu uzturēšanas izmaksas (€);
 I_A – darbinieku algu izmaksas (€);
 $I_{\text{el.,degv.}}$ – elektroenerģijas un degvielas izmaksas (€);
 I_C – citas izmaksas (10% administrācijas izmaksas un 10% citas ražošanas izmaksas) (€).

$$I = (I_{\text{aps.}} + I_{\text{polig.}} + I_{\text{transp.}} - I_e) / J * D \quad (2.3.)$$

kur, I – izmaksas (€*t⁻¹); J – iekārtu jauda (t*h⁻¹);
 $I_{\text{polig.}}$ – neregenerējamo materiālu apglabāšanas izmaksas (€);
 $I_{\text{transp.}}$ – pārvadājumu transporta izmaksas (€);
 I_e – otrreizēji izmantojamo materiālu pārdošanas ieņēmumi;
 D – darba stundas gadā.

Salīdzinot mehāniskās pirmapstrādes (MP) tehnoloģijas, pieņemts, ka nešķiroto SA mehāniskās šķirošanas procesa rezultātā tiks iegūts NAIK, otrreizēji izmantojamās izejvielas, bioloģiski noārdāmie atkritumi, kas izmantojami tālākai apstrādei, un pārējie atkritumi, kas tiek apglabāti poligonā. Ieņēmumi no materiālu realizācijas noteikti, ievērojot publiski pieejamās atkritumu materiālu cenas Latvijā: NAIK materiāls 14 €*t^{-1} , krāsmetāli 1100 €*t^{-1} , melnie metāli 180 €*t^{-1} , stikls 7 €*t^{-1} . Transportēšanas izmaksas noteiktas līdz 100 km pārvadājuma attālumam, pieņemot Transporta attīstības pamatnostādnēs 2014.-2020.gadam norādītās autokilometra izmaksas – $\text{€}1.16$. Paredzētais iekārtu kalpošanas laiks ir desmit gadi, bet būvēm – 30 gadi. Plānotas 2000 darba stundas gadā. Pieņemts, ka būvju nolietojuma koeficients ir 3.33% un iekārtu 10%, būvju uzturēšanas koeficients ir 1% un iekārtu 5%, elektroenerģijas cena ir $\text{€} 0.20 \text{ kWh}$, litrs degvielas $\text{€} 1.20$. Darbinieku algas gadā novērtētas trīs grupās: $\text{€} 16\,000$ direktoram, inženieriem $\text{€} 12\,000$, darbiniekiem $\text{€} 8\,000$. Vidējās iekārtu cenas iegūtas apkopojot iekārtu ražotāju vai izplatītāju sniegtos piedāvājumus dažādos projektos un iepirkumu konkursos Latvijā, kā arī izmantojot literatūras avotus.

Rezultātā sadzīves atkritumu MP izmaksas trīs sadzīves atkritumu mehānisko šķirošanas līniju scenārijiem ar iekārtu jaudām 10 t*h^{-1} , 20 t*h^{-1} un 80 t*h^{-1} ir attiecīgi 32 €*t^{-1} , 24 €*t^{-1} un 15 €*t^{-1} . Iekārtu izmaksas I scenārijā ir 56% un II un III scenārijā 59% no kapitālieguldījumiem. Ekonomiski izdevīgākais ir trešais scenārijs, kas pēc potenciālajiem atkritumu apjomiem ir realizējams tikai Pierīgas AAR. Palielinoties atkritumu apglabāšanas maksai poligonā, izdevīgs kļūst arī pirmais scenārijs, kas pēc pieejamiem atkritumu daudzumiem ir atbilstošs lielai daļai Latvijas AAR, pieņemot, ka tiks attīstīta daļīto atkritumu vākšana.

Lai novērtētu izmaksas dažādu MP iekārtu komplektācijām un novērtētu to darbības rezultātā atgūto atkritumu materiālu daudzumu (2.9.tabula), tad pirmajam, Latvijas atkritumu daudzumam atbilstošajam scenārijam (plānotais atkritumu apjoms $20\,000 \text{ t*gadā}^{-1}$; jauda 10 t*h^{-1}) ar nemainīgām kapitālām izmaksām, vēl analizētas izmaksas četriem papildu variantiem. Smalkā (BNA) frakcija paredzēta atkritumu poligona noseģšanai, rupjā frakcija (NAIK) paredzēta reģenerācijai, bet pārējie atkritumi apglabāšanai poligonā vai sadedzināšanai atkritumu sadedzināšanas rūpnīcā (2.10.tabula). Manuālā priekš-šķirošana paredzēta, lai atlasītu pārstrādei nevēlamos piejaukumus.

Kaut arī 1. un 4. varianta iekārtu komplektāciju cena ir vienāda, tomēr izmaksas par vienu tonnu atkritumu apstrādi 4. variantā ir mazākas, jo nepieciešams mazāk roku darbaspēka. Ceturtais varianta izmaksas, kurā komplektēts rotējošā cilindru sijātājs un manuālā šķirošana, ir viszemākās, taču jāievēro, ka smalkā frakcija pēc cilindra sijātāja izmantošanas dod lielāku īpatsvaru un tā satur lielāku piemaisījumu daļu nekā pēc disku sijātāja. Visiem četriem variantiem ieņēmumi no atgūto materiālu realizēšanas pārsniedz transportēšanas izmaksas līdz 250 km attālumam.

**Atšķīrotie atkritumu daudzumi četru iekārtu komplektāciju variantiem
iekārtu jaudai 10 t*h⁻¹**

Atdalītais materiāls, %	1.var.	2.var.	3.var.	4.var.
Stikls	3	0	0	1
BNA	40	35	35	43
Fe	2	2	2	2
Al	1	1	1	1
NAIK	45	22	45	45
Atšķīrots derīgais materiāls kopā	91	60	84	92
Apglabāšana poligonā, sadedzināšana	9	40	16	8

**Izmaksas mehāniskās pirmapstrādes iekārtu komplektācijas variantiem
iekārtu jaudai 10 t*h⁻¹**

Izmaksas variantiem	1.var.	2.var.	3.var.	4.var.
Izmaksas, €*t ⁻¹	36	34	39	32
Izmaksas, t.sk. apglabāšana poligonā, €*t ⁻¹	38	45	43	34
Izmaksas, t.sk. ieņēmumi no realizācijas un transportēšanas izmaksas līdz 100 km attālumam, €*t ⁻¹	23	31	28	19
Izmaksas, t.sk. ieņēmumi no realizācijas un transportēšanas izmaksas līdz 250 km attālumam, €*t ⁻¹	32	41	35	26

Analizējot variantu rezultātus, 1. variantā salīdzinot ar 4. variantu iespējams ar rokām vairāk atšķīrot NAIK ražošanai nederīgo materiālu, tādējādi uzlabojot NAIK kvalitāti, bet nedaudz palielinot poligonā apglabājamo atkritumu daudzumu. Lai arī izmaksu ziņā šķirošanas līnijas kombinācijā ar manuālo šķirošanu ir efektīvākas, jo var atšķīrot kvalitatīvāku materiālu, nešķīrotu atkritumu šķirošana ar rokām tiek uzskatīta par veselībai bīstamu darbu, tāpēc manuālo šķirošanu izmanto galvenokārt izcelsmes vietā dalītu atkritumu pāršķirošanai.

**2.6. Ekonomiski piemērotākā varianta izvēle mehānisko šķirošanas līniju
izvietojumam, pamatojoties uz transporta loģistiku**

Piejūras atkritumu apsaimniekošanas reģiona modelim transporta izmaksu novērtējums, pamatojoties uz transporta loģistiku, veikts šādiem scenārijiem:

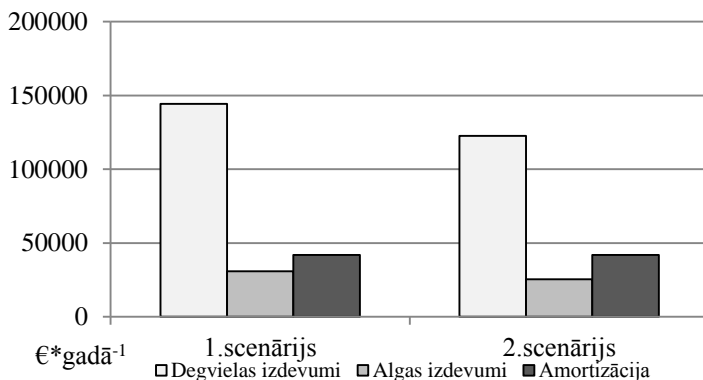
1. Ir tikai 1 nešķīrotu atkritumu šķirošanas līnija SA apglabāšanas poligonā „Janvāri” (jauca 40 000 t gadā, ekspluatācijas izmaksas par vienu tonnu

atkrītumu pirmapstrādi ir € 24). Visi nešķīrotie atkrītumi no PS tiek nogādāti poligonā. Pēc šķīrošanas 22% rupjās frakcijas tiek nogādāti reģenerācijai Brocēnu novadā.

2. Ir trīs nešķīrotu atkrītumu šķīrošanas līnijas Jūrmalā, Tukumā un poligonā „Janvāri” (jauca 20 000 t*gadā⁻¹, ekspluatācijas izmaksas ir 32 €*t⁻¹). Pēc šķīrošanas 22% rupjās frakcijas tiek vesti reģenerācijai uz Brocēnu novadu, bet atlikusī atkrītumu daļa tiek transportēta uz poligonu.

Transportēšanas attālumi noteikti šādiem maršrutiem – Jūrmala-„Janvāri” ir 91 km; Tukums-„Janvāri” 70 km; Roja-„Janvāri” 36 km; Jūrmala-Brocēni 79 km; Tukums-Brocēni 58 km; „Janvāri”-Brocēni 84 km. Aprēķinos pieņemts, ka atkrītumi un NAIK materiāli, tiek transportēti ar kravas automašīnām, kuru celospēja ir 20 t un vidējais degvielas patēriņš 100 km nobraukumam ir 42 l. Jaunas mašīnas cena ir aptuveni € 140 000 un vidējais braukšanas ātrums ir 70 km*h⁻¹. Pieņemts, ka iekraušanas un izkraušanas laiks atkrītumiem ir 0.5 h, NAIK materiāliem – 2 h; darba algas izmaksas stundā kopā ar nodokļiem – € 5.69.

Abu scenāriju izmaksu novērtējums (2.8.attēlā) rāda, ka, ja ņem vērā tikai transportēšanas izmaksas, tad izdevīgāk ir (par 12% mazākas izmaksas) atkrītumus šķīrot trīs pārkraušanas centros, vieglo frakciju transportēt reģenerācijai Brocēnu novadā, bet pārējos atkrītumus transportēt uz poligonu (2. scenārijs). Transportēšanas izmaksas 1. scenārijam ir 5.99 €*t⁻¹ un 2. scenārijam 5.25 €*t⁻¹.



Avots: Autores veidots.

2.8.att. Piejūras AAR mehāniski šķīrotu atkrītumu transportēšanas izmaksu salīdzinājums diviem scenārijiem, €*gadā⁻¹

Pieņemot, ka kopējais sadzīves atkrītumu daudzuma novērtējums reģionā ir 36 232 t gadā, un ievērojot, ka atkrītumu šķīrošanas līniju ekspluatācijas izmaksas 1. scenārijā ir € 24 t un 2.scenārijā katrai līnijai ir € 32, abu scenāriju izmaksas

gadā kopā ar transportēšanas izmaksām ir $\sim 30 \text{ €*t}^{-1}$ 1. scenārijā un 2. scenārijā $\sim 37 \text{ €*t}^{-1}$.

Bez transporta izmaksām ņemot vērā arī šķirošanas līniju ekspluatācijas izmaksas, izdevīgāks ir 1. scenārijs (par 19% mazākas izmaksas), kur visus nešķirotos atkritumus no pārkraušanas centriem transportē uz poligonu un mehāniski šķiro poligonā.

Pamatojoties uz novērtējumu, var secināt, ka optimālais nešķirotu atkritumu mehāniskās pirmapstrādes līniju izvietojums ir AAR atkritumu apglabāšanas poligonos. Jāņem vērā vēl apstākļi, ka poligoni ir piemēroti darbībām ar nešķirotiem atkritumiem, turpretim, šķirošanas un pārkraušanas centros nav noteiktas paaugstinātas normatīvo aktu vides aizsardzības prasības. Šķirošanas un pārkraušanas stacijās ieteicams atīstīt daļēti vāktu atkritumu mehānisko šķirošanu, ja nepieciešams, esošajām manuālās šķirošanas līnijām palielinot jaudu un pievienojot papildus atdalīšanas iekārtas.

3. SECINĀJUMI

1. Veiktie eksperimentālie pētījumi nešķiroto SA sastāva noteikšanai pēc atkritumu izmēriem ar sietu metodi, parādīja, ka, mehāniska sijāšana nesniedz iespēju atsijāt otrreizēji izmantojamus materiālus bez bioloģisko atkritumu piemaisījumiem, katras izmēru frakcijas sastāvā ir bioloģiskie atkritumi. Lai ar sijāšanas iekārtām atsijātu otrreizēji izmantojamus vai reģenerējamus materiālus, tad sietus var kombinēt pēc sietu izmēriem. Papīra un kartona atsijāšanai sietu spraugas var būt 120x120 mm, bet plastmasas atsijāšanai 70x70 mm.
2. Veiktie pētījumi poligonā „Daibe” mehāniskās pirmapstrādes centrā un atkritumu ŠP centrā „Vibsteri”, parādīja, ka abos gadījumos izmantotās mehāniskās šķirošanas iekārtas nedod iespēju pilnīgi atšķirot bioloģiskos atkritumus un izpildīt 2020.gadā noteiktos poligonā apglabājamo BNA samazinājuma mērķus. Atdalot rupjo frakciju (atkritumu izmērs >80 mm) ar disku sijātāju un izmantojot to kā kurināmo, ir iespējams reģenerēt ~45% no papīra un kartona, ~43% no plastmasas vai samazināt apglabājamo BNA daudzumu par ~23%. Ja vidējo frakciju (atkritumu izmērs 25-80 mm) pēc disku sijātāja izmantošanas, plānots sadedzināt, tad apglabājamo BNA daudzumu iespējams samazināt par ~39%. Izmantojot ar disku sijātāju atdalīto smalko frakciju (atkritumu izmērs <25 mm), apglabājamo BNA daudzumu iespējams samazināt par ~38%, bet ar cilindra sijātāju atšķirot (atkritumu izmērs <60 mm) par ~45%. Ar cilindra sijātāju atdalot rupjo frakciju (atkritumu izmērs >60 mm) ir iespējams samazināt apglabājamo BNA daudzumu par ~55%.
3. Pētījumā izstrādātā atkritumu paraugu ņemšanas metode nešķiroto atkritumu sastāva noteikšanai ir izmantojama atkritumu apglabāšanas poligonos un šķirošanas pārkraušanas centros.
4. Atkritumu frakciju analīzes dati rāda, ka bez papildus mehāniski šķirotu atkritumu apstrādes (šķirošana, žāvēšana, materiālu sastāva korekcija jeb papildināšana) neviena frakcija tieši neatbilst kurināmā materiāla prasībām sadedzināšanai cementa ražošanas krāsnīs. Izvēloties šķirošanas līnijas jāņem vērā, ka no mitriem nešķirotiem sadzīves atkritumiem, tos priekš-smalcinot un izsijājot nevar sagatavot kvalitatīvu materiālu kurināmā ražošanai ne ar vienu no iepriekš apskatītajām sijāšanas iekārtām. Atšķirotās rupjās un vidējās frakcijas ir izmantojamas eksportējot sadedzināšanai atkritumu dedzināšanas rūpnīcās.
5. Lai uzlabotu potenciālā NAIK īpašības (samazinātu mitruma, pelnu un hlora daudzumu), ieteicams regulēt atkritumu procentuālo sastāvu – atšķirotai atkritumu masai pievienot daļti vāktos atkritumus atbilstoši to sastāvam, kas nav izmantojami otrreizējo izejvielu ieguvei un attīstīt atkritumu rašanās vietā dalīto BNA vākšanu.

6. Veicot SA mehānisko pirmapstrādi un atdalot atkritumus pirms apglabāšanas, tiek samazināts organisko atkritumu daudzums. Iegūtie dati rāda, ka lielākā *DOC* daļa mehāniski apstrādātos atkritumos ir vidējai frakcijai (~37%), smalkajai frakcijai ir ~31% un rupjajai frakcijai ~19%.
7. Kā liecina iegūtie rezultāti, pēc atkritumu pārstrādes veidu scenāriju ietekmes uz vidi novērtējuma, izmantojot *WAMP 1.0* programmrīku, pilnveidojot BNA šķirošanu atkritumu rašanās vietā, lietderīgāk attīstīt scenārijus, kuros iekļautas atkritumu sadedzināšanas tehnoloģijas gan cementa ražotnē, gan izvēloties sadedzināšanas procesu kā pēdējo atkritumu apglabāšanas tehnoloģiju, jo šie scenāriji uzrāda vismazāko ietekmi uz vidi, salīdzinot ar atkritumu apglabāšanu.
8. Nešķirotu atkritumu MPA tehnoloģiju izmaksu novērtējums parāda, ka jo lielāks atkritumu apjoms un apstrādes jaudas, jo zemākas izmaksas par vienu tonnu atkritumu MPA – mehānisko šķirošanas līniju scenārijiem ar iekārtu jaudām $10 \text{ t}\cdot\text{h}^{-1}$, $20 \text{ t}\cdot\text{h}^{-1}$ un $80 \text{ t}\cdot\text{h}^{-1}$ izmaksas ir attiecīgi € 32 t; € 24 t; € 15 t.
9. Nešķirotu sadzīves atkritumu mehāniskās pirmapstrādes iekārtas ir ekonomiski maz efektīgas, ja nav iespējas izmantot smalko (bioloģiski noārdāmo) frakciju. Izmaksu ziņā izdevīgākais mehāniskās pirmapstrādes iekārtu komplektācijas variants iekārtu jaudai $10 \text{ t}\cdot\text{h}^{-1}$ ir € 32 t, izmantojot rotējošo cilindru sijātāju un pēc tā sekojošo manuālo šķirošanu. Lai nodrošinātu smalkās frakcijas atdalīšanu, pietiekami izmantot cilindra sijātāju, kas ir aptuveni par 33% lētāks nekā disku sijātājs.
10. Optimālais nešķirotu atkritumu mehāniskās pirmapstrādes līniju izvietojums ir AAR atkritumu apglabāšanas poligonos. Transportēšanas izmaksu un atkritumu transporta loģistikas izpēte Piejūras AAR parāda, ka, ja ņem vērā tikai transportēšanas izmaksas, tad izdevīgāk ir nešķirotos atkritumus šķirot pārkraušanas centros. Savukārt, ja ņem vērā transporta izmaksas un šķirošanas līniju ekspluatācijas izmaksas, tad izdevīgāk ir visus nešķirotos atkritumus no pārkraušanas centriem transportēt uz šķirošanu poligonā. Pētījumā analizētie transportēšanas attālumi starp pārkraušanas centriem, atkritumu apglabāšanas poligону un kurināmā reģenerācijas vietu ir aptuveni 90 km robežās.

SIGNIFICANCE OF THE STUDY

The long-term objective in the European Union's (EU) waste management policy is to develop a society that works to prevent the production of waste and use the generated waste as a resource. According to the National Waste Management Plan for 2013–2020, the total of approximately 700 thousand tonnes of municipal solid waste are produced annually in Latvia.

The European Commission's study ("Screening of Waste Management Performance of EU Member States", European Commission, 2012) on the implementation of waste management directives in the 27 EU member states indicated to the significant dependence of the Latvian waste management system on municipal solid waste landfills, which, in its turn, has created a number of subsequent problems such as: a large amount of landfilled waste; the reduction objectives for biodegradable waste (BDW or organic waste able to disintegrate in aerobic or anaerobic environmental conditions) landfilling have not been met, leading to a large percentage of BDW in the landfilled waste; and a small amount of processed municipal solid waste. According to the Latvian Environment, Geology and Meteorology Centre data, 77 % of the 826 thousand t of municipal solid waste generated in 2010, and 58 % of the 983 thousand t generated unsorted municipal solid waste in 2011 was landfilled.

The National Waste Management Plan for 2013–2020 has set relatively high implementation objectives for the separate collection of organic waste, recycling and landfill in concordance with the requirements under the EU Directive 1999/31/EC on the landfill of waste and the Directive 2008/98/EC on waste. It stipulates that only 35 % of the amount of BDW landfilled in 1995 can be landfilled in 2020. A significant problem for the national waste management sector is created by the requirement under the Directive 2008/98/EC that until 2020, as much as 50 % of household waste must be recycled. To achieve the objectives, in 2020 the total of 530,000 t of BDW of the estimated 691,000 t generated will have to be recycled.

Landfilling of untreated municipal solid waste is unable to meet the rising demands in the area of environmental protection. In 2010, the amount of emissions generated by the waste sector in Latvia reached 5.5 % of the total greenhouse gas (GHG) emissions generated by the economic sectors (12,098 Gg CO₂ equivalent). The EU Directive 1999/31/EC on the landfill of waste stipulates that the pre-treatment of waste needs to be ensured in all the EU member states. The National Waste Management Plan for 2013–2020 provided for the installation of mechanical biological treatment equipment in all waste management regions by the end of 2013 to divert waste to composting, incineration or other equipment where no waste sorting is established at source. However, no studies have been undertaken either of the composition of waste or technological solutions to obtain good quality material.

The use of separated organic part as a fuel can be considered as one of the solutions to reduce amount of the landfilled waste. Scientific research on alternative and renewable resources, including the use of waste for energy production has over the past 10 years been developing rapidly worldwide. In Latvia, research is insufficient on opportunities for municipal solid waste recycling, including refuse derived fuel generation, which would facilitate the national economic benefits as well as supplementing available energy resources, thereby ensuring preservation and further improvement of the environmental quality.

The aim of the thesis is to evaluate the mechanical pre-treatment of unsorted municipal solid waste in Latvia and opportunities for the preparation of alternative fuel by carrying out the analysis of waste composition and technologies.

Research objectives

1. Get acquainted with the most widespread waste sampling methods and develop the appropriate method for municipal solid waste sampling in Latvia.
2. Study the changes in municipal solid waste composition depending on size and municipal solid waste composition after mechanical pre-treatment, determine the parameters of separated components (lower heating value, moisture, ash content, carbon, nitrogen, hydrogen, sulphur, chlorine, metals), and assess their viability for the preparation of alternative fuel.
3. Evaluate the impact on the environment of the use of municipal solid waste mechanical pre-treatment technologies in Latvia by applying mathematical modelling.
4. Study the economic benefits and drawbacks of the use of mechanical pre-treatment technologies for municipal solid waste in Latvia by applying the cost analysis and transport logistics for optimum location of sorting lines.
5. Draft recommendations on the use of municipal solid waste for the preparation of alternative fuel in Latvia based on research results and analysis of literature on the use of pre-treatment technologies for collected unsorted waste in waste management.

Structure of the thesis

This dissertation is written in Latvian and contains: introduction, 3 chapters, conclusions, recommendations, bibliography, 28 figures, 37 tables, 15 formulas. The bibliography contains 167 references. The literature review and bibliography are not included in this summary. Structure of the thesis is subordinated to objectives of the research (Fig.0.1.).

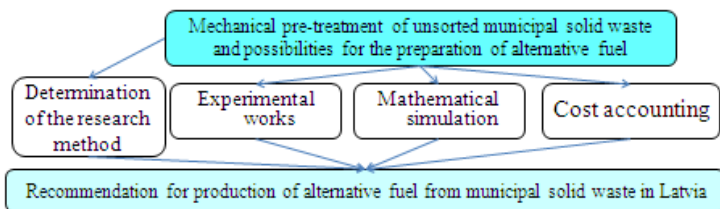


Fig.0.1. Structure of the thesis

Scientific novelty

The composition of municipal solid waste in Latvia has for the first time been studied depending on waste size.

The composition and properties of municipal solid waste to assess its suitability for refuse-derived fuel generation has for the first time been studied in Latvia.

The common waste sampling method for determination of the waste content for landfills and mechanical pre-treatment centres has been developed based on some waste handling processes defined by standart methods.

Environmental impact scenarios for waste management development in Latvia have been analysed in the updated environment of WAMPS 1.0 (Waste Management Planning System) software tool based on the analysis of mechanical pre-treatment of unsorted municipal solid waste mass, which had not been carried out in Latvia to date.

The mechanical sorting lines for unsorted waste have been evaluated by mass flow analysis, equipment and its operation costs and waste transportation costs in Latvia, which had not been carried out in Latvia to date.

Based on the research results, recommendations have been drafted on the use of unsorted municipal solid waste for the preparation of alternative fuel in Latvia.

Practical significance

The research results are significant for planning the further development of the waste management sector, development of waste regeneration, planning for reduction of greenhouse gas emissions, control of the implementation of EU requirements for the reduction of landfilled biodegradable waste amount and enhancement of waste management regulations in Latvia.

APPROBATION

The results of the research have been presented in sixteen international and two national conferences, and three seminars of waste branch. Five articles have been published in scientific cited data bases, eleven articles have been published in proceedings of international conferences, three articles are submitted for publishing,

and one article have been published in abstract book of international conference. The research results have been published in one chapter in monograph.

Scientific publications (in cited data bases)

1. Arina, D., Kalnacs, J., Grehovs, V., Grigale, D., Murashovs, A., Orupe, A. Characterization of ash from the organic part of municipal solid waste, *Latvian Journal of Chemistry*, No 4, 2012, pp.363-368, (Versita).
2. Arina, D., Orupe, A. Characteristics of Mechanically Sorted Municipal Wastes and Their Suitability for Production of Refuse Derived Fuel. *Environmental and Climate Technologies*, 2012, N 8, pp.18-23 (EBSCO)
3. Burlakovs, J., Arina, D., Rudovica, V., Klavins, M. Leaching of Heavy Metals from Soils Stabilized with Portland Cement and MSWI Bottom Ash. In: Annual 19th International Scientific Conference proceedings: Research for Rural Development 2013, Jelgava, Latvia, 2013, vol. 2, pp.101-106, ISSN 1691-4031 (EBSCO).
4. Burlakovs, J., Kriipsalu M., Arina D., Kaczala F., Shmarin S., Denafas G., Hogland W. Former Dump Sites and the Landfill Mining Perspectives in Baltic Countries and Sweden: The Status. In: 13th International Scientific Conference Proceedings on Modern Management of Mine Producing, Geology and Environmental Protection, SGEM 2013, Albena, Bulgaria, 2013, pp.485-492 (CrossRef databases, Thomson Reuters, Scopus).
5. Teibe, I., Bendere, R., Āriņa, D. Development of Latvian Waste Management and Modeling of Environmental Impacts Reduction. *Latvian Journal of Physics and Technical Science*, 2013, 50 (6), pp.36-47 (Scopus).

International publications in proceedings of international conferences

6. Āriņa, D., Bendere, R. The Estimation of the Emission of Greenhouse Gasses by the Treatment of Sewage Sludge. In: Annual International Scientific Conference Proceedings: Research for Rural Development 2011, Jelgava, Latvia, 2011, pp.214-217
7. Arina, D., Bendere, R., Teibe, I. Pre-treatment processes of waste reducing the disposed amount of organic waste and greenhouse gas emission. In: Proceedings of the ISWA World Solid Waste Congress 2012 (In: USB), Florence, Italy, 012, No. 517
8. Arina, D., Kalnacs, J., Murashov, A., Grigale, D. Greenhouse Gases Emissions by Energy Production and Waste Disposal. *Renewable Energy & Power Quality Journal (RE&PQJ)*, 2012, N 10, No. 414.
9. Āriņa, D., Kļavenieks, K., Burlakovs, J. The Cost-estimation of the Mechanical Pre-treatment Lines of Municipal Solid Waste in Latvia, Article is submitted for publishing in *Latvijas Lauksaimniecības universitātes Raksti*
10. Arina, D., Orupe, A. Comparison of Municipal Solid Waste Characteristics after Separation by Star and Drum Screen Systems. In: Proceedings of International Scientific Conference „Civil Engineering `13”, 2013, Volume 4, Part I, pp.318-322

11. Bendere R., Smigins R., Arina D., Teibe I. Bioreactor cells as waste pre-treatment method – starting statements, maintenance, final recovery and landfilling. In: Proceedings of 18th International Conference Linnaeus ECO-TECH 2012, Kalmar, Sweden, 2012, pp.260-267
 12. Bendere, R., Arina, D. The Impact of the Council Directive 86/278/EEC on the Treatment and Usage of Sewage Sludge in Latvia, In: Proceedings of the 7th International Conference Linnaeus ECO-Tech`10, Kalmar, Sweden, pp. 35-42. In: CD
 13. Bendere, R., Teibe, I., Arina, D. Emissions of Greenhouse Gases and Climate Politics in the Latvian Waste Sector. Article is submitted for publishing in Proceeding of the 3rd International conference Sustainability Development, Knowledge Society and Smart Future Manufacturing Technologies, 2012
 14. Bendere, R., Teibe, I., Arina, D. Finding sound bio-waste treatment solutions in the Baltic states. Article is submitted for publishing in “Conference Proceedings of 2nd International conference on Sustainable Solid Waste Management ATHENS 2014”.
 15. Burlakovs, J., Āriņa, D., Karušs, J., Vlads, A. Tehnogēnie nogulumi kā potenciālie derīgie izrakteņi. No: Latvijas Universitātes 72. Konference. Tēžu krājums. Rīga: Latvijas Universitāte, 2014, 300.-302. lpp.
 16. Kalnacs, J., Arina, D., Murashov, A. Content and Properties of Mechanically Sorted Municipal Wastes and Their Suitability for Production of Alternative Fuel. *Renewable Energy & Power Quality Journal (RE&PQJ)* N.11, March, 2013, paper 8, No. 525.
 17. Kalnacs, J., Bendere, R., Arina, D., Dubrovskis, V. Agricultural By-products and Waste Biomass Energy Potential in Latvia 2005-2009. *Renewable Energy & Power Quality Journal (RE&PQJ)*, 2011, N 9, May, paper 2, No. 285.
 18. Teibe, I., Bendere, R., Āriņa, D. Development of Municipal Waste Management and its Impact on the Environment in Latvia. In: Proceedings of the ISWA World Solid Waste Congress 2013, Vienna, Austria, 2013, pp.448.
 19. Teibe, I., Bendere, R., Perova, L., Arina, D. Mathematical models for regional solid waste management development. In: Proceedings of the 18th International Conference Linnaeus ECO-TECH 2012, Kalmar, Sweden, 2012, pp. 622-633.
- Other publications**
20. Āriņa, D., Sudārs, R. Possibility of production of solid recovered fuel from mechanically sorted municipal solid waste in Latvia. In: Abstracts of the 8th International Scientific Conference „Students on their Way to Science”. Jelgava, Latvia, 2013, 9 p
 21. Bendere, R. Āriņa, D., „Atkritumu kā kurināmā materiāla izmantošana,” *Atjaunojamie energoresursi un to izmantošana Latvijā*. Rīga: SIA „NRJ reklāmai”, 8.nodaļa, 55.-61. lpp., ISBN 978-9984-9394-4-5.

1. MATERIALS AND METHODOLOGY

The chapter describes the method of sampling applied for the determination of waste composition based on waste size; the chemical and physical methods used for determination of the properties of samples; the mathematical data processing methods; characteristics of the mechanical pre-treatment technologies in Latvia utilised in the study; and the selected assessment of the environmental impact.

The costs of the pre-treatment technologies have been calculated using the *Microsoft Excel* software tool, and the transportation distances have been determined using the *Jāņa sēta* map browser.

The methods of descriptive statistics are used to characterise the data set – the highest, smallest and average values, standard error, standard deviation and measures of variation. The data were evaluated statistically using the SPSS Statistics 17.0 and Microsoft Excel software tools – T-test, variance and correlation analysis. The Shapiro-Wilk test is used to identify the conformity of the resulting data (the empirical distribution) with the normal distribution. The use of parametric or nonparametric methods is identified from the results of the test.

1.1. Waste sampling method at landfills and sorting centers

The waste sampling method is appropriate for the assessment of the morphological composition of municipal solid waste, using the Standards LVS EN 14899:2011; LVS EN 15002:2006; LVS EN 15443:2011; LVS CEN/TS 14779; 14778-1; 14780; LVS CEN/TR 15310-1; 15310-2; 15310-3; 15310-4; 15310-5, method of Nordtest „NT ENVIR 001”, method of MODECOM ADEME and ASTM D5231-92.

Since municipal solid waste including household waste is heterogeneous, selective waste sampling can be used to obtain a reliable sample that would be representative of the average waste composition: each of the random truckloads specifically selected from known waste producers in a specific territory is selected at a landfill in a specific waste accumulation period. For samples taken selectively, it is considered that these samples are fully representative of the population, and the samples include all types of waste characteristic of the specific population.

The preparation of a sample takes place with the “grab” method, i.e., by grabbing waste with a front end loader from selectively determined specific loading sites (e.g., on opposite sides, at different levels). The sample weight is around 100-200 kg. The sample is then sorted manually by waste type: paper/cardboard, biowaste, plastic, hygiene waste, textiles, rubber/leather, wood, metal, inert, hazardous, glass, fine fraction. Each sorted waste section needs to be weighed and registered on the data sheet. The waste percentage needs to be calculated.

1.2. Sampling method for determination of waste composition based on waste size

To predict the waste composition after the use of waste screening equipment and to recover secondary-use materials and materials for refuse derived fuel generation more efficiently, an experimental analysis of the composition of unsorted municipal solid waste samples was carried out using sieve analysis.

The samples were taken in summer, analysing the waste collection routes so as to select a waste load (3 loads) that would be representative of the average waste composition in the territory. Each load was weighed and a representative waste sample was taken from each load with the grab method – approximately 20 % of the load. Each sample was screened for an experimental study in a special movable (reciprocating motion) screening equipment that consists of three screens placed horizontally. The screen mesh size (d) of the upper screen is 300x300 mm, middle screen – 150x150 mm, and the bottom screen – 70x70 mm.

1.3. Sampling method after mechanical pre-treatment

The method of waste sampling after the separation of waste using mechanical sorting lines was selected in order to study the quantity, composition and properties of the sorted waste fractions, to assess their viability for refuse derived fuel generation, and to determine the decrease in the amount of biodegradable waste to be landfilled and the increase in its regeneration in accordance with the set waste management objectives.

The experimental truckloads of the collected refuse waste were selected from the apartments, private houses and small companies in Daibe in four seasons (one truckload per season) and in Vibsteri only in the summer season. The time period is 1 year (from 2011 to 2012). Each truckload was weighed and the mass balance was established. The samples were taken from three fractions: coarse, medium and fine from the landfill Daibe and coarse and two fine fractions from Vibsteri. The samples of fine fraction were taken separately from both the start (Fine-1 fraction) and the end (Fine-2 fraction) of the drum screen, because of the visual difference between them after their fall-out from the drum from its start and end respectively. The samples from the screened fine fraction were taken from under the screen, whereas ones from the coarse fraction – from the conveyor belt. Manual sampling from the conveyor belt was used as a sampling procedure for the disc screener.

123 samples were taken from the disc screener and 33 samples – from the drum screener. The sample size was 1-2 kg.

The samples were weighed in the laboratory, dried and weighed again. The composition was determined by type – paper and cardboard; plastic; biowaste or putrescible; small particles (<10 mm); hygiene (diapers and pads); textile; rubber and leather; wood; metal; glass; inert, hazardous waste. In order to prepare

representative samples for laboratory analysis after drying, the samples were grained and formed.

In addition to the six RDF material samples obtained from the sorting line (after the shredding stage), around 10–20 % of different separately collected plastic materials and textiles.

The following parameters were determined: using the Standards:

- Moisture content (%) – LVS EN 15414-3:2011;
- Net calorific value ($\text{MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$) – LVSEN 15400:2011;
- Chlorine content (%) – LVS EN 15408:2011;
- Sulphur content (%) – LVS EN 15408:2011;
- Ash content (%) – LVS EN 15403:2011;
- Content of trace elements (As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Tl, V and Zn) – LVS EN 15411:2012;
- Content of major elements (Al, Ca, Fe, K, Mg, Na, P, Si, Ti) – LVS EN 15410:2012;
- C, H, N content (%) – LVS EN 15407:2011;
- Degradable organic carbon (DOC) (%) – LVS EN 13137:2005.

1.4. Description of mechanical pre-treatment technology used in study

The operational effectiveness of two mechanical separation lines has been evaluated – the linear star screen and the rotating drum screen sorting line. The capacity of the first waste mechanical Pre-treatment Centre is 30,000 t waste per year (to operate at $15 \text{ t}\cdot\text{h}^{-1}$). The centre is located in the Ziemeļvidzeme solid municipal waste landfill Daibe in Latvia. There are facilities for mechanical shredding, screening (the star screener) and the separation of metal.

The capacity of the separation and reloading waste station of Vibsteri in Broceni with the first facilities for alternative fuel (refuse derived fuel and solid recovered fuel) production in Latvia is 22,000 t waste per year. Vibsteri is equipped with a mechanical pre-shredder, drum screener, magnetic separator of metal, manual sorting line, a metal detector and cutting mill.

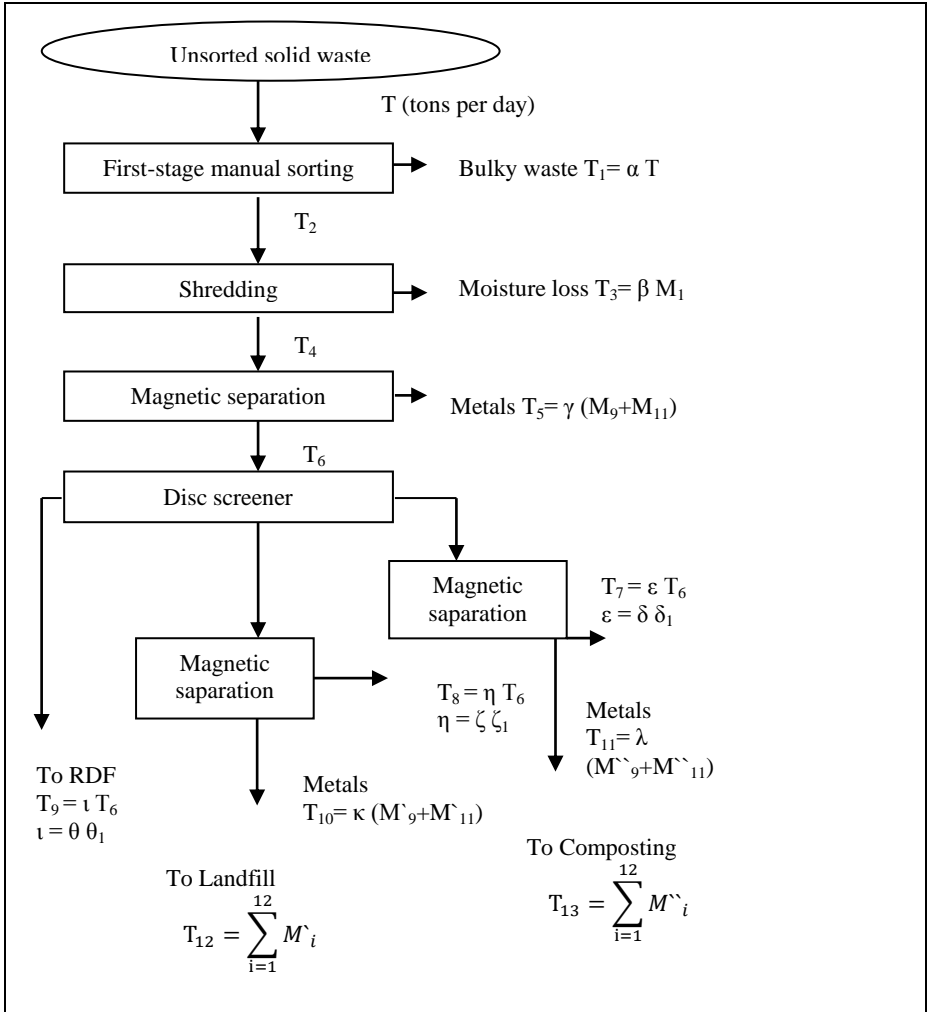
Flow diagram and mass balance of waste separation was established (Fig.1.1. and 1.2.) according to waste composition (Table 1.1.).

Table 1.1.

Mechanically treatable content of municipal solid waste (mass %)

Type of waste	Signs	By disc screener*, %				By drum screener, %
		Summer	Winter	Autumn	Spring	
Organic or light waste						
Biological, fine <20 mm	X ₁	75.7	68.3	64.9	70.2	59.0
Paper	X ₂	2.2	1.4	5.5	1.8	5.7
Cardboard	X ₃	1.4	6.0	3.0	3.3	4.3
Plastic	X ₄	9.6	10.0	12.0	8.7	11.5
Textile, rubber, leather	X ₅	4.4	4.6	3.8	6.1	4.4
Other	X ₆	0.9	0.4	1.6	0.3	1.7
Wood	X ₇	0.3	0.4	0.2	0.1	2.2
Inorganic or heavy waste						
Glass	X ₈	3.2	6.1	6.9	5.4	5.5
Metal	X ₉	0.5	1.4	1.4	2.0	1.3
Aluminium	X ₁₀	0.2	0.6	0.5	0.4	2.3
Tin	X ₁₁	1.3	0.0	0.1	0.0	0.3
Inert	X ₁₂	0.6	0.9	0.3	1.8	1.9

*data of Ltd. „ZAAO”



Source: D. Āriņa.

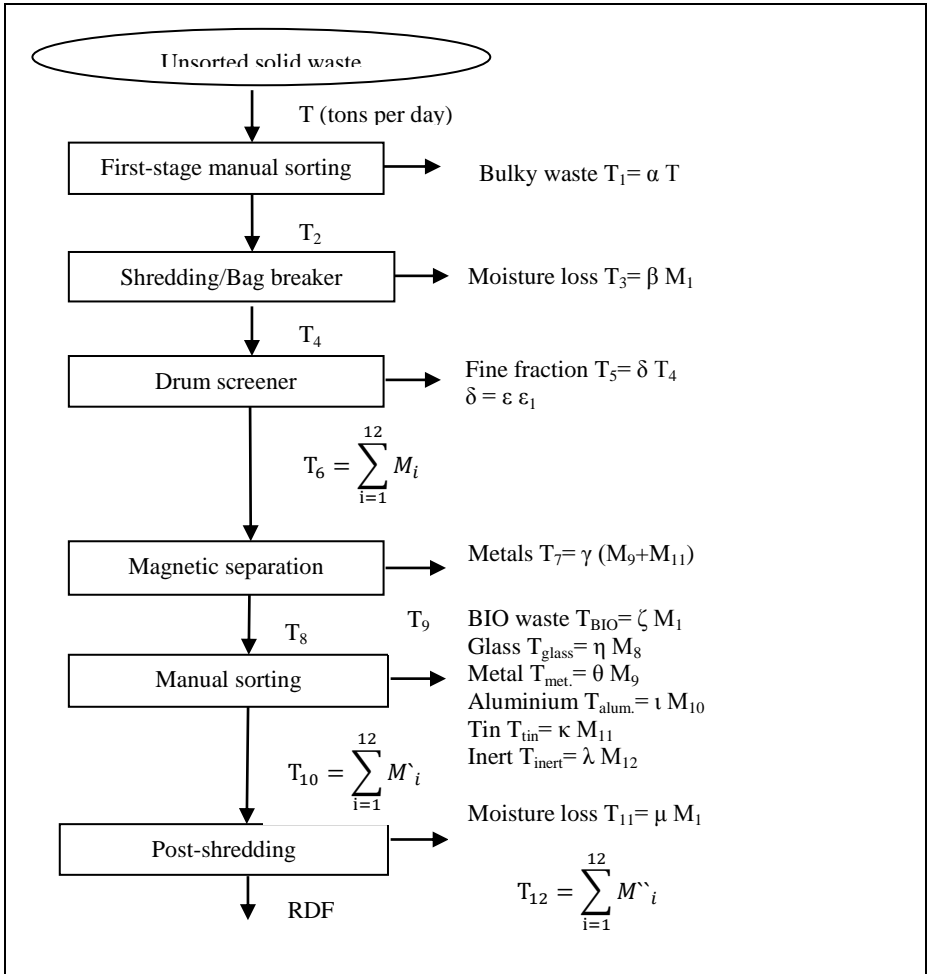
Fig.1.1. Flow diagram of pre-treatment facility in Daibe

Legend: T, T_1, \dots – mass of incoming material at each treatment stage or mass of outgoing material for recovery;

$\alpha; \beta; \gamma; \delta; \delta_1; \epsilon; \zeta; \zeta_1; \eta; \theta; \tau; \kappa; \lambda$ – the recovery coefficients;

M_i – quantity of waste component i transported to the landfill;

M''_i – quantity of waste component i transported to the composting.



Source: D. Āriņa.

Fig.1.2. Flow diagram of pre-treatment facility in Vibsteri

Legend: T, T₁,... – mass of incoming material at each treatment stage or mass of outgoing material for recovery;

α; β; γ; δ; δ₁; ε; ζ; ζ₁; η; θ; τ; κ; λ; μ; ν – the recovery coefficients;

M_i – quantity of waste component i contained in the coarse fraction;

M_i[^] – quantity of waste component i entering the post-shredding stage;

M_i^{^^} – quantity of waste component i contained in the RDF.

1.5. Evaluation of the impact on the environment of the use of municipal solid waste mechanical pre-treatment technologies

To estimate the environmental impact due to the waste management, in the research a special waste management (WM) planning system (WAMPS 1.0) tool was employed, which is based on the waste lifecycle analysis (Fig.1.3.). The program made possible calculations of the WM-related emissions into the air, water, and on the land, as well as the energy and material flows. WAMPS includes a waste management system and a background or compensatory system. The net emissions from the studied system are calculated according to formula (1.1.):

$$E_{\text{Net}} = E_{\text{Waste}} - E_{\text{Backgr.}} \quad (1.1.)$$

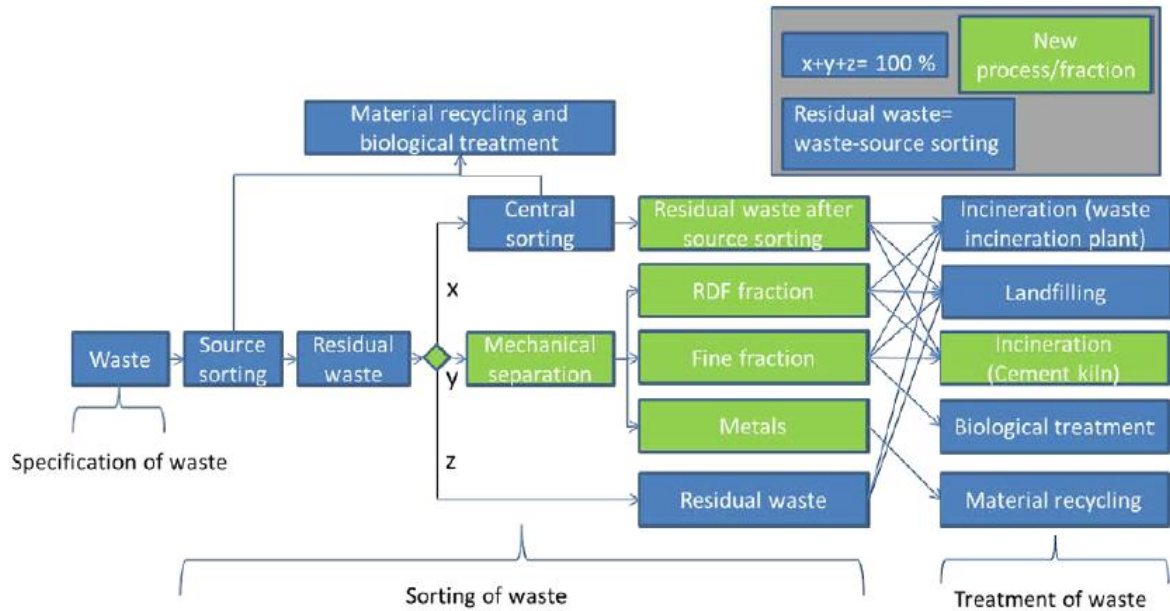
where, E_{Net} – Net emission ($\text{t} \cdot \text{year}^{-1}$);

E_{Waste} – Emission from the waste process which produces a certain amount of product ($\text{t} \cdot \text{year}^{-1}$);

$E_{\text{Backgr.}}$ – Emission from the corresponding amount of alternative virgin production in the background system ($\text{t} \cdot \text{year}^{-1}$).

The waste management system can produce different products depending on the choice of treatment and recycling method: heat, steam, electricity, vehicle fuel (biogas), compost, paper, etc. This calculation can give net emissions that are negative. This means that the waste management system being modeled will give lower environmental impact than the corresponding virgin production, i.e. an environmental improvement is obtained by the waste management system.

In the research, the WM-related emissions (given in relevant equivalent units) are characterized by specific processes of environmental changes. In the program, as the most negative environmental processes the following are included: climate changes, eutrophication, acidification and photo-chemical oxidation. In the program, the corresponding potentials are characterized by the equivalents: CO_2 for climate changes, O_2 for eutrophication, SO_2 for acidification, and C_2H_4 for photo-chemical oxidation.



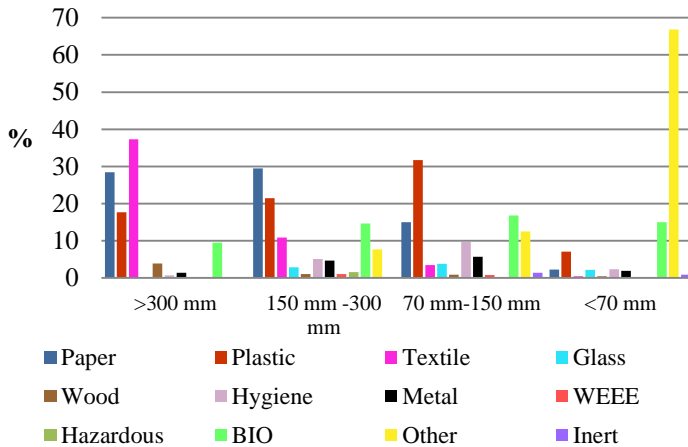
Source: adapted from: wamps.ivl.se/prod

Fig.1.3. Overview of WAMPS modelling possibilities

2. RESULTS AND DISCUSSION

2.1. Results of experimental sorting of municipal solid waste using sieve analysis

The results of the experimental study using sieve analysis with different sieves with meshes: 300 mm, 150 mm, 70 mm for sorting mixed municipal solid waste by size without waste shredding show (Fig. 2.1) that fractions of each of the sizes contain biowaste (10%; 15%; 17% and 15%, respectively), which indicates that mechanical screening does not provide the opportunity to screen recycled raw materials without admixture of biowaste. Paper and plastic, on the other hand, is better screened into the first three larger-sized waste fractions. As a result of not opened waste bags the admixture of waste is increased especially within the waste fraction of the larger size.



Source: D.Āriņa.

Fig.2.1. Content of municipal solid waste fractions sorted by sieves with meshes 300 mm, 150 mm, 70 mm (%)

2.2. Characterization of pre-treatment

The results of flow diagram of waste materials are given in Table 2.1 and 2.2. While recovery ratios (γ), (λ) un (κ) for metal recovery by magnetic separators have not been determined separately, the sum of the ratios for metal recovery ($\gamma+\lambda+\kappa$) has been established. The experimental data show that the medium fraction has the largest waste mass ratio. The second largest part of waste is fine fraction, which constitutes 30-42% of the total mass of waste and could potentially

be used for treatment by biological methods. Secondary use material (metal) constitutes as little as 3%. Since the separated metal has different admixtures, additional treatment is required to separate a relatively clean secondary use material.

Table 2.1

Recovery ratios of disc screener pre-treatment line for unsorted waste

Fractions	Summer	Autumn	Winter	Spring	Average	St.error
Coarse fraction (ι)	0.25	0.20	0.19	0.21	0.22	± 0.013
Medium fraction (η)	0.43	0.41	0.41	0.35	0.40	± 0.019
Fine fraction (ϵ)	0.30	0.36	0.36	0.41	0.35	± 0.023
Metal ($\gamma + \lambda + \kappa$)	0.02	0.03	0.04	0.03	0.03	± 0.004

Table 2.2

Recovery ratios of drum screener pre-treatment line for unsorted waste

Fractions	Ratios
Fine fraction (<60 mm) (δ)	0.45
Metal fraction (γ)	0.02
Coarse (burnable, RDF) fraction (ν)	0.53

The coarse fraction constitutes 53%, which is potentially useful for refuse derived fuel generation. Manual sorting of the coarse fraction provides the following results: 1% glass waste; 2% of inert and other material unsuitable for fuel generation; 1% biowaste and 1% metal (metal + aluminium + tin) and the sorting process provides around 3% mass loss (RDF constitutes 45%).

2.2.1. Characterization of municipal solid waste sorted using disc screeners

The composition of the coarse fraction (waste size >80 mm) from the waste sorted after pre-treatment (Table 2.3) contains a relatively large amount of paper and cardboard (40%) and plastic (38%), which is mainly packaging. This fraction is best suited for fuel generation. The biomass content of the coarse fraction is around 54%, which corresponds to the permissible amount of biomass (>50%) in the combustible material for the production of cement.

The medium fraction (waste size 25–80 mm) is notable for a large variety in the waste content. Its biomass content constitutes around 49%, which is sufficient to use it for direct incineration of waste.

The fine fraction (waste size <25 mm) contains on average 48% biodegradable material (kitchen waste, green waste from gardens and parks, also

partly disintegrated paper) and other fine inorganic materials, as well as around 38% of glass, ceramics and rocks.

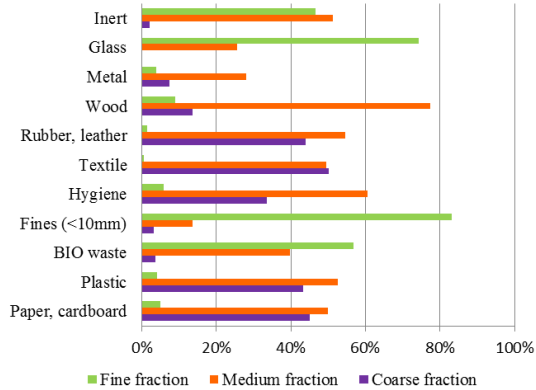
Table 2.3

The average composition of waste fractions after waste pre-treatment by the disc screener (% , for dry waste)

Type of waste	Coarse fraction (%) ; Std.error	Medium fraction (%) ; Std.error	Fine fraction (%) ; Std.error
Paper and cardboard	39.5±2.90	23.9±1.73	2.4±0.16
Plastic	38.7±2.84	24.5±1.55	2.1±0.19
BIO waste	0.7±0.17	6.6±0.85	12.3±1.38
Fine (<10 mm)	3.2±0.63	6.3±0.69	43.7±2.01
Hygiene	5.1±0.99	7.1±1.06	0.7±0.12
Textile	5.5±1.27	4.0±0.81	0.1±0.03
Rubber, leather	4.1±1.32	3.4±1.34	0.1±0.02
Wood	1.1±0.47	3.6±0.86	0.5±0.10
Metal	1.5±0.35	3.5±0.66	0.5±0.15
Glass	0.2±0.08	9.1±1.17	32.1±1.86
Inert	0.4±0.33	8.1±1.66	5.5±0.52

After data normalization, assuming that the mass of each of the sorted material types equals 1 and observing the distribution of the screened waste fractions, within 33-55% of paper and cardboard, within 40-46% of plastic, within 37-75% of textiles and within 21-82% of rubber and leather gets into the coarse fraction after screening (Fig. 2.2). The separation and use of the coarse fraction can give a reduction of the amount of landfilled biodegradable waste by 23%.

An average 77% of wood and average 61% of hygiene waste as well as 50% paper and cardboard, 53% plastic, 50% textile, 55% rubber/leather, 51% inert waste and 40% biological waste screened through from middle fraction. About 39% of BDW (for landfilling) can be separated within medium fraction by screening. Fine fraction accumulates largest part (74% on average) of glass and 83% (average) different kind of fine waste as well as on average 57% of biological waste and 43% inert waste. Amount of biologically degradable waste (for landfilling) can be reduced for about 38% by screening of the fine fraction.



Source: D.Āriņa.

Fig.2.2. Type of waste in fractions after disc screener (dry mass %)

The established (Table 2.4) average moisture content in the separated coarse fraction of waste potentially appropriate for fuel generation is adequate (<25 %) for the spring fraction only.

Table 2.4

The mean values of the parameters of waste fractions after disc screener and Ltd. CEMEX requirements for alternative fuels

Fractions	Moisture, %	Q_{net}^* , MJ*kg ⁻¹	Ash, %	Cl, %	S, %	N, %	C, %	H, %
Coarse								
Summer	43	13	17	1.1	0.2	0.2	52.5	6.0
Autumn	36	13	19	2.2	0.2	0.3	40.8	5.9
Winter	36	20	8	0.2	0.1	0.2	49.9	7.6
Spring	24	14	9	0.3	0.3	0.2	56.1	8.7
Medium								
Summer	49	11	15	4.1	0.3	0.3	49.0	6.1
Autumn	48	8	32	0.7	0.2	0.4	52.3	7.2
Winter	43	11	33	1.7	0.3	0.3	69.2	4.7
Spring	30	15	12	0.5	0.9	0.3	60.3	7.3
Fine								
Summer	49	7	46	2.0	0.2	1.8	33.7	4.9
Autumn	44	3	63	0.2	0.2	1.4	33.7	4.6
Winter	49	5	65	0.3	0.2	1.4	30.0	4.2
Spring	26	7	79	0.1	0.2	1.4	35.0	5.7
CEMEX	< 25	>16	< 15	<0.8	<1	-	-	-

* Q_{net} - net calorific value

The moisture content in the coarse fraction in spring differs considerably from the moisture content in summer, in the medium fraction – in summer, autumn and winter, and the fine fraction – in summer, autumn and winter ($\alpha = 0.05$; ANOVA). It can be explained by the climatic conditions in Latvia: the climate is drier in spring if compared to other seasons. Moisture varied 12-62% for coarse, 20-63% for medium and 22-63% for fine fraction.

The ash content depends on the waste composition. The high percentage of ash in the coarse fraction in summer and autumn can be explained by the large amount of paper and cardboard in this fraction, whereas the fine fraction contains sand and other incombustible materials. Content of ash varied 6-23% for coarse fraction, 8-38% for medium and 34-82% for fine fraction samples. Lowest heating value varied 11-23 MJ*kg⁻¹ for coarse, 6-16 MJ*kg⁻¹ for medium and 2-9 MJ*kg⁻¹ for fine fraction samples. A higher calorific value in the coarse fraction can be explained by the amount of plastic in the coarse fraction, as plastic contains a large proportion of carbon, a small amount of ash and a low moisture content. Content of chlorine varied 0.1-2.6% for coarse, 0.4-4.9% for medium and 0.0-2.2% for fine fraction samples. The chlorine content in waste depends on the waste composition. Organic chlorine is present mainly in PVC and textiles. The chlorine content in the coarse fraction samples is due to plastic and paper content, whereas in the medium fraction – due to plastic, textiles and paper content. The sulphur content is relatively low and displays significant differences between the fractions only for the medium spring fraction, which can be explained by the waste composition in the samples. Content of sulphur varied 0.0-0.3% for coarse, 0.1-1.1% for medium and 0.1-0.3% for fine fraction samples. Content of nitrogen varied 0.1-0.3% for coarse, 0.2-0.8% for medium and 1.4-1.8% for fine fraction samples. Content of carbon varied 40.0-56.1% for coarse, 44.3-85.0% for medium and 28.6-36.2% for fine fraction samples. Content of hydrogen varied 5.7-10.5% for coarse, 1.1-10.2% for medium and 4.0-5.9% for fine fraction samples.

The data show that none of the parameters the average figures of the properties of the coarse fraction comply with the requirements of fuel used for cement production at any season. The results show that both the coarse and medium fractions are appropriate for burning at waste incineration facilities.

Based on the established carbon content in waste fractions and the established morphological composition of the fractions, the obtained data on the biodegradable organic carbon (DOC) indicates (Table 2.5) that in mechanically treated waste, the medium fraction has the largest proportion of DOC, i.e., if this waste fraction is landfilled, biodegradable organic carbon in the landfilled waste constitutes 37% on average. The fine fraction contains on average 31% of DOC, whereas the coarse fraction – 19% of DOC on average.

Table 2.5

Degradable organic carbon (DOC) for 3 fractions (%)

Fractions	<i>TC*</i>	<i>TIC**</i>	<i>TOC***</i>	<i>FC****</i>	<i>DOC</i>
Coarse					
Summer	52.5	0.01	52.5	28.3	24.2
Autumn	40.8	0.02	40.8	24.2	16.5
Winter	49.9	0.02	49.9	41.2	8.7
Spring	56.1	0.01	56.1	29.4	26.7
Medium					
Summer	49.0	0.01	49.0	21.1	27.9
Autumn	52.3	0.04	52.3	16.0	36.3
Winter	69.2	0.02	69.2	23.5	45.6
Spring	60.3	0.02	60.3	19.9	40.4
Fine					
Summer	33.7	0.002	33.7	0.8	32.9
Autumn	33.7	0.02	33.7	1.7	31.9
Winter	30.0	0.02	30.0	2.8	27.2
Spring	35.0	0.03	35.0	1.9	33.1

*TC – Total carbon;

**TIC – Total inorganic carbon;

***TOC – Total organic carbon;

****FC – Fossil carbon.

2.2.2. Characterization of municipal solid waste sorted using drum screeners

The waste composition in both of the fine fractions at the start of the drum screen differs considerably from the waste content at the end of the drum (Table 2.6).

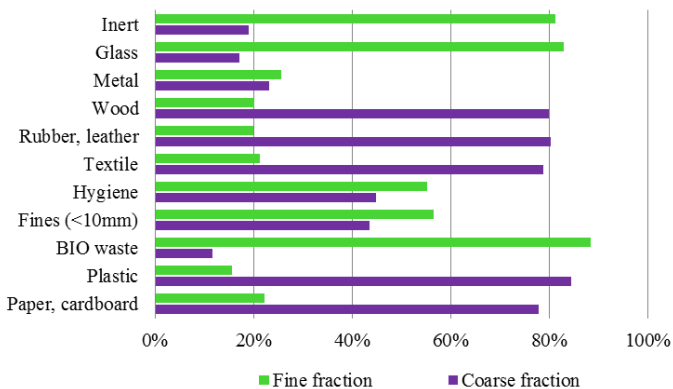
Paper and plastic content is higher in the “Fine-2” fraction than in the “Fine-1” fraction. Fine waste (<10 mm) is screened more efficiently at the start of the drum (91%) than at the end of the drum – only 16%. The biomass content of the coarse fraction is around 53%, which corresponds to the permissible amount of biomass (>50%) in the combustible material for cement production.

After data normalization, observing the proportions of the amount of screened waste (Fig. 2.3), on average 78% of paper and cardboard, 84% of plastic, 79% of textiles, 80% of rubber and leather waste and 80% of wood enters the coarse fraction. The waste screened as the fine fraction (“Fine-1” and “Fine-2” combined) mostly contains biowaste (88% on average), glass (83%) and inert waste (81%), as well as fine waste (57%) and hygiene waste (55%). Of biodegradable waste, around 55% enter the coarse fraction, and around 45% - the fine fraction.

Table 2.6

The average composition of waste fractions after waste pre-treatment by the drum screener (% , for dry waste)

Type of waste	Coarse fraction (%) ;Std.error	Fine-1 fraction (%) ;Std.error	Fine-2 fraction (%) ;Std.error
Paper and cardboard	25.8±1.69	6.2±0.53	18.5±2.41
Plastic	24.8±2.23	4.3±0.56	9.9±1.38
BIO waste	0.6±0.32	13.6±1.55	17.2±2.60
Fine (<10 mm)	26.0±2.16	40.1±3.59	15.6±2.34
Hygiene	2.4±0.56	1.8±0.42	10.3±1.55
Textile	8.9±1.72	1.4±0.30	5.4±1.35
Rubber, leather	3.9±0.93	0.9±0.38	2.2±0.84
Wood	5.3±0.99	1.1±0.27	3.1±0.68
Metal	0.7±0.26	2.1±1.26	2.2±0.65
Glass	0.4±0.12	21.5±3.24	11.1±1.90
Inert	1.3±0.66	7.1±1.09	4.4±1.84



Source: D.Ărișu.

Fig.2.3. Type of waste in fractions after drum screener (dry mass %)

The average figures obtained as a result of the analysis of waste samples (Table 2.7) show that the moisture content for the coarse fraction potentially usable for fuel generation in summer exceeds the permissible moisture content limit by

6%. In summer, the moisture content differs significantly ($P < 0.01$) among all the three fractions (using One-Way ANOVA). The rest of the figures correspond to the fuel quality requirements. Moisture varied 26-35% for coarse, 31-48% for fine-1 and 43-57% for fine-2 fraction. Content of ash varied 10-17% for coarse fraction, 54-77% for fine-1 and 20-47% for fine-2 fraction, but lower heating value varied 12-20 MJ*kg⁻¹ for coarse, 3-7 MJ*kg⁻¹ for fine-1 and 4-8 MJ*kg⁻¹ for fine-2 fraction. Content of chlorine varied 0.2-1.0% for coarse, 0.0-0.7% for fine-1 and 0.0-0.6% for fine-2 fraction. Content of sulphur varied 0.0-0.5% for coarse fraction, 0.0-0.3% for fine-1 and 0.0-0.4% for fine-2 fraction. Content of sulphur varied 0.2-0.3% for coarse, 1.6-1.8% for fine-1 and 1.8-2.8% for fine-2 fraction. Content of carbon varied 41.2-57.9% for coarse, 28.3-36.7% for fine-1 fraction and 29.9-38.1% for fine-2 fraction. Content of hydrogen varied 5.6-8.3% for coarse, 9.0-10.6% for fine-1 and 5.2-6.0% for fine-2 fraction.

Table 2.7

The mean values of the parameters of fractions after drum screener and Ltd. CEMEX requirements for alternative fuels

Fraction	Moisture, %	Q _{net} , MJ*kg ⁻¹	Ash, %	Cl, %	S, %	N, %	C, %	H, %
Coarse	33	14	13	0.7	0.4	0.3	46.1	5.9
Fine-1	43	4	63	0.5	0.3	1.8	34.5	10.0
Fine-2	50	6	29	0.4	0.3	2.7	31.7	5.5
CEMEX	< 25	>16	< 15	<0.8	<1	-	-	-

Based on the established carbon content in waste fractions the obtained data on the biodegradable organic carbon (DOC) indicates (Table 2.8) that in the coarse fraction after drum screener has the largest proportion of DOC than in the coarse fraction after star screener (19%).

Table 2.8

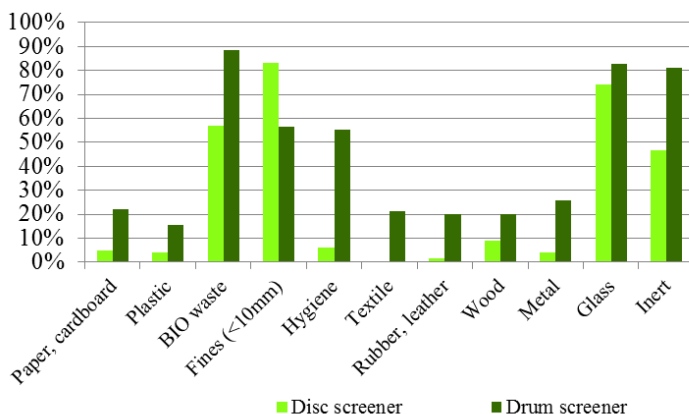
Degradable organic carbon (DOC) for 3 fractions (%)

Fraction	Total carbon	Total inorganic carbon	Total organic carbon	Fossil carbon	DOC
Coarse	46.1	0.02	46.1	20.3	25.8
Fine-1	34.5	0.03	34.5	3.8	30.7
Fine-2	31.7	0.02	31.7	9.2	22.5

2.2.3. Comparison of waste sorted by disc and drum screening technologies and recommendations for use

Comparing the figures of fraction properties for waste sorted by disc and drum screening technologies, the moisture content in the fine fractions in the summer season does not differ significantly according to One-Way ANOVA analysis ($P \geq 0.01$). The figures for the net calorific value in summer do not differ significantly. What differs significantly is the ash content for the coarse fraction in summer ($P < 0.05$). After applying the disc screening technology, the ash content is larger; this can be explained by the amount of paper in the samples. Chlorine figures are also considerably different between the fine fractions, which is due to the content of small-size plastic containing chlorine in the samples after the use of disc screeners.

After data normalisation, the results of comparison of the fine fractions (Fig. 2.4) between both screening technologies show that the rotating drum screener (the mean value from „Fine-1” and „Fine-2” fractions after the use of drum screeners are used for comparison) separates a more heterogeneous mass compared to the disc screener. Only fine waste is separated more by the disc screener than by the drum screener. Major differences can be observed in hygiene waste sorting: the drum screener can separate 55% of hygiene waste, whereas the disc screener screens most of the hygiene waste in the medium fraction. The differences are due to the screen mesh: the larger the size, the more heterogeneous is the waste screened in the fine fraction. It is advisable to select one section of the drum screen with a screen size below 60x60 mm.



Source: D. Āriņa.

Fig.2.4. Comparison of fine fractions sorted by disc and drum screening technologies (% , dry mass)

In both screeners, glass is mostly screened as fine fraction (74% and 83%); this is due to waste shredding at the start of mechanical sorting lines, and the glass broken during the technological process falls into the fine fraction as heavier and smaller pieces. Glass is not a desirable component in the waste mass to be used for composting, and the composition is therefore unsuitable for obtaining high quality compost with the aerobic treatment technology. Such biomass can be used for treatment by the anaerobic biocell technology.

To prevent glass waste from entering the fine fraction or the coarse fraction to be used for fuel, it is advisable to introduce sorted glass collection in municipalities at source.

To achieve a higher efficiency of mechanical sorting, it is advisable to install a garbage bag opener as the first equipment on the mechanical pre-treatment lines, rather than a shredder. Drum screeners are available on the market with devices for bag splitting installed within the drum.

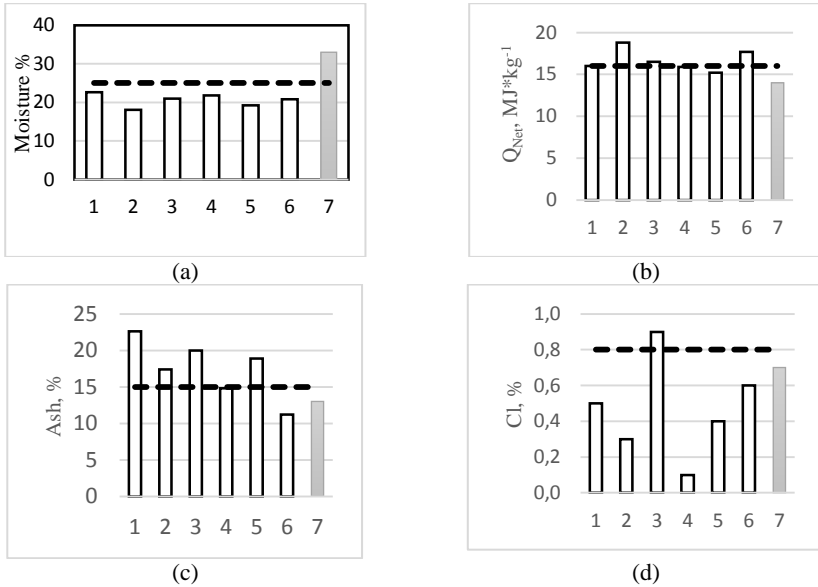
The disc screening technology provides the opportunity to use the sorted waste fractions more broadly at landfills: the fine fraction can be composted and used as a waste cover material at a landfill or utilised for the production of biogas, including in the anaerobic treatment biocell. The medium fraction can be landfilled or disposed by direct incineration, whereas the coarse fraction can be used for fuel generation.

To reduce the moisture content in the potential RDF material, it is advisable to inform the public and companies that waste container lids need to be closed. Municipalities from which waste is collected for the purpose of fuel generation should ensure the placement of containers under a roof. Waste management companies should also store their waste intended for fuel generation under a roof.

2.3. Characterization of alternative fuel derived from municipal solid waste

The figures (Fig. 2.6) for six RDF samples obtained as a result of the added separately collected plastic and textiles indicate that the moisture content figures can be improved and the heat of combustion values can be increased adding dry material.

The ash content meets the requirements of a high quality fuel only in two of the supplemented samples (P4, P6). The chlorine content corresponds to the parameters of a high quality fuel both in the coarse fraction and in the supplemented samples, except for the sample P3 (exceeds the limit by 0.1%).



Source: D.Āriņa and Vibsteri data.

Fig.2.6. Comparison of six RDF samples (1-6) and coarse fraction sample (7) with requirements for alternative fuel

- (a) Moisture (%);
- (b) Net calorific value (MJ*kg⁻¹);
- (c) Ash content (%);
- (d) Chlorine content (%)

2.4. Evaluation the impact on the environment of the use of municipal solid waste mechanical pre-treatment in Latvia

For the case study the Piejūra waste management region was taken. Since in the Piejūra region in the last years no measurements of waste composition were performed, to estimate the amount, composition, etc., of the waste produced in the region, in our research we employed the empirical results obtained in 2007 in the framework of INTERREG III program RECO project.

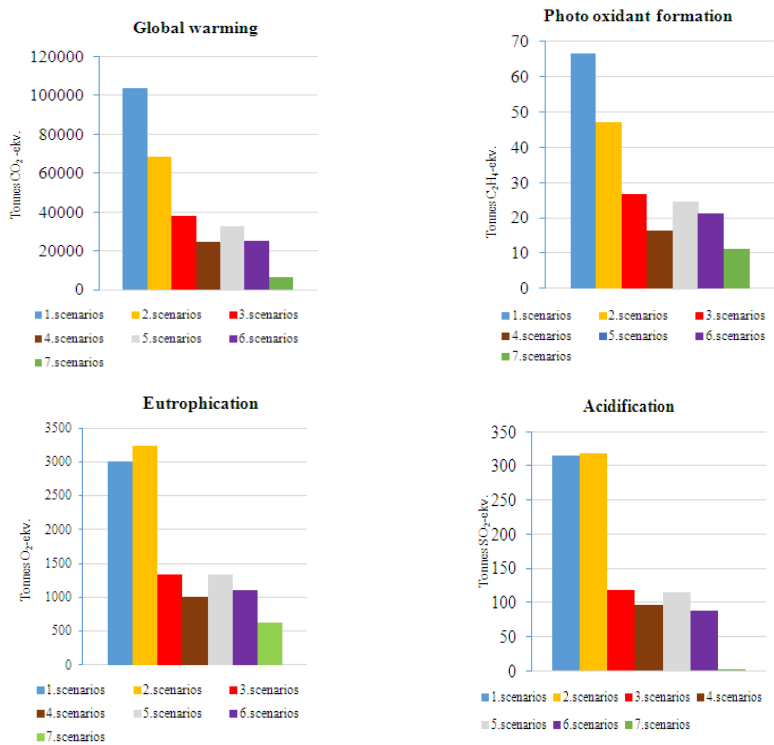
As the basic scenario the situation in the Piejūra region in 2010 was chosen, with 93% of unsorted waste disposal on the Janvāri landfill without gas collection and re-generation systems. With each subsequent model, the basic scenario is complemented with a new waste treatment or disposal technology which promotes the treatment of organic waste and allows abandonment of direct disposal on a landfill. The author's empirical results of composition of waste fraction after disc screener were used to evaluate a mechanical pre-treatment.

Seven waste management scenarios are analyzed:

1. Disposal of unsorted household waste (93%) without gaining energy (Scenario 1);
2. Disposal of unsorted household waste (93%) with gaining energy (Scenario 2);
3. Sorting at the source of waste (50% of recyclables; 30% of organic waste), composting of the separated organic mass by open-field technologies (15%) and in a reactor (85%), stabilization of the fine fractions (35%) in a bio-cell with biogas production; disposal of the remaining waste mass (Scenario 3);
4. Sorting at the source (50 % of recyclables; 30% of organic waste), composting of the separated organic mass by open-field technologies (15%) and in a reactor (85%), composting of the fine fractions (35%); disposal of the remaining waste mass (Scenario 4);
5. Sorting at the source (50% of recyclables; 30% of organic waste), processing of the separated organic mass by open-field technologies (15%) and in a closed reactor under anaerobic conditions (85%); processing of the fine fractions in a closed reactor (35%) under anaerobic conditions; disposal of the remaining waste mass (Scenario 5);
6. Sorting at the source (50% of recyclables; 30% of organic waste), composting of the organic mass by open-field technologies (15%) and in a reactor (85%); stabilizing the fine fractions (35%) in a bio-cell; incineration of the RDF part (22%); disposal of the remaining waste mass (Scenario 6);
7. Sorting at the source (50% of recyclables; 30% of organic waste), composting of the organic mass by open-field technologies (15%) and in a reactor (85%); stabilizing the fine fractions in a bio-cell (35%); incineration of the RDF part (22%); elimination of the medium fraction (40%) by its incineration (Scen.7).

The results (Fig.2.7) obtained characterize such consequences of the WM performance as climate changes, acidification, eutrophication, and formation of chemical photo-oxidants. Concerning the scenarios of WM development in the Piejūra region, namely, disposal of unsorted waste on landfills without (Scenario 1) and with (Scenario 2) energy gain, these correspond to the greatest negative impact on the environment; therefore, measures toward CO₂ emissions reduction will in the future be indicative of this development.

However, as the results obtained show, already such minor improvements in the WM processes as organic mass separation and stabilization in bio-cell at the landfill (Scenario 3) make possible a substantial GHG emissions reduction by 2020 – 37 843 t in CO₂ eq. (~ 36% as compared with the basic scenario). In turn, Scenarios 4 and scenarios 6 are practically identical in terms of environmental impact: 24 788 t in CO₂ eq. and 25,077 t CO₂ eq. (both ~ 24%, respectively, against the basic scenario). As concerns the digestion of organic waste in anaerobic medium (Scenario 5), this treatment causes the impact expressed by 32,487 t CO₂-eq. (~31% against the basic scenario).



Source: D.Āriņa in publication No. 5

Fig.2.7. Environmental WM impact by type of waste treatment in the Piejūra region (Scenarios 1-7)

The least negative impact is achievable in Scenario 7 – i.e. waste treatment and industrial incineration of its remaining part, with the total CO₂ emissions being only 6,391 t CO₂ eq. (~ 6% as compared with the basic scenario).

2.5. The cost-estimation of mechanical pre-treatment technologies of municipal solid waste

The comparison of cost estimates for equipment set is carried out in 3 scenarios considering the potential waste amount in WM regions in Latvia:

- Scenario I – planned annual waste quantities 20 kT; planned capacity of equipment 10 t*h⁻¹;
- Scenario II – planned annual waste quantities 40 kT; planned capacity of equipment 20 t*h⁻¹;

- Scenario III – planned annual waste quantities 160 kT; planned capacity of equipment 80 t*h⁻¹.

The waste amounts were calculated theoretically, assuming that one resident produces 250 kg of waste per year and comparing it to the actually landfilled amount of municipal solid waste at landfills.

The following formulas are used for cost estimation (2.1.), (2.2.) and (2.3.):

$$C_I = C_C + C_E + C_M \quad (2.1.)$$

where, C_I – investments (€);

C_C – capital expenses (construction works) (€);

C_E – cost of equipment (new) (€);

C_M – management or maintenance costs (€).

$$C_{Man.} = D + M + W + C_{el.,fuel} + O \quad (2.2.)$$

where, $C_{Man.}$ – management or maintenance costs (€);

D – depreciation of buildings and equipments (per year) (€);

M – maintenance cost of buildings and equipments (€);

W – wages including taxes (€);

$C_{el.,fuel}$ – electrical energy and fuel costs (€);

O – other expenses (concerned with production 10%; administration costs 10%) (€).

$$C = (C_{Man.} + L + T - I) / C_{equipm} * H_{work.} \quad (2.3.)$$

where, C – costs (€*t⁻¹);

C_{equipm} – capacity of equipment (t*h⁻¹);

L – costs for landfilling (€);

T – costs of transportation (€);

I – income from selling of recyclables;

$H_{work.}$ – working hours per year.

Comparing the mechanical pre-treatment (MP) technologies, it is assumed that the mechanical sorting process of unsorted municipal solid waste will produce RDF, recycled raw materials, biodegradable waste that can be used for further treatment, and the rest of the waste to be landfilled. The income from the selling of materials have been defined using the publicly available waste material prices in Latvia: RDF material – EUR 14 per t, non-ferrous metals – EUR 1100 per t, metals – EUR 180 per t, glass – EUR 7 per t. The transportation costs have been established for a delivery distance of up to 100 km based on the cost of 1 vehicle-kilometre – EUR 1.16 – indicated in the Transport Development Guidelines for

2014–2020. The estimated equipment service time is 10 years, whereas that of constructions – 30 years. The planned number of working hours is 2000 per year. It is assumed that the construction depreciation ratio is 3.33 %, equipment depreciation ratio – 5 %, energy price – EUR 0.20 kWh, 1l of fuel – EUR 1.20.

The annual employee salaries have been estimated in three groups: director – EUR 16,000, engineers – EUR 12,000, employees – EUR 8,000. The average equipment prices have been obtained collecting the offers provided by equipment producers or distributors in different projects and tenders in Latvia, as well as using literature sources.

The resultant MP costs of municipal solid waste in the three scenarios of mechanical sorting lines for municipal solid waste with the equipment capacities of 10 t*h⁻¹, 20 t*h⁻¹ and 80 t*h⁻¹ are EUR 32 per t, EUR 24 per t and EUR 15 per t, respectively. The equipment costs are 56 % of the capital investments in Scenario I and 59 % in Scenarios II and III. The economically most profitable solution is Scenario 3, which – considering the potential waste amounts – can be implemented only in the Pierīga waste management region. With the increase in the cost of landfilling, Scenario I also becomes profitable, which – considering the available amounts – is suitable for a large part of waste management regions, assuming that separate waste collection will be developed.

To assess the costs for different MP equipment sets and estimate the amount of the resulting recovered waste material (Table 2.9), Scenario I (the planned waste amount – 20,000 t per year⁻¹, capacity – 10 t*h⁻¹) with constant capital costs analyses the costs of four additional options. The recycled raw materials are glass, metal (FE) and aluminium (Al).

Table 2.9

Materials for four different equipment sets (capacity 10 t*h⁻¹)

Sorted material, %	1.Opt.	2.Opt.	3.Opt.	4.Opt.
Glass	3	0	0	1
BDW	40	35	35	43
Fe	2	2	2	2
Al	1	1	1	1
RDF	45	22	45	45
Total suitable materials	91	60	84	92
Landfilling, incineration	9	40	16	8

The fine fraction (BDW) is intended for covering the landfill, the coarse fraction (RDF) – for regeneration, whereas the rest of the waste – for landfilling or incineration in a waste incineration plant (Table 2.10.). Manual pre-treatment is intended for the separation of admixtures undesirable for recycling.

Table 2.10

The costs of mechanical pre-treatment equipments (capacity 10 t*h⁻¹)

Costs of options	1.Opt.	2.Opt.	3.Opt.	4.Opt.
Costs, EUR*t ⁻¹	36	34	39	32
Costs, with landfilling, EUR*t ⁻¹	38	45	43	34
Costs, with income from realization and costs of transportation till 100 km, EUR*t ⁻¹	23	31	28	19
Costs, with income from realization and costs of transportation till 250 km, EUR*t ⁻¹	32	41	35	26

While the prices of equipment sets for Options 1 and 4 are equal, the treatment costs for 1 tonne of waste for Option 4 are lower, as it requires a smaller labour force of manual work. The costs of Option 4 with a rotating drum screener and manual sorting are the lowest; however, it must be taken into account that the proportion of the fine fraction after the use of a drum screener is larger and contains a higher proportion of admixtures than after the disc screener.

For all four options, the income from selling the recovered materials exceed the transportation costs up to the distance of 250 km.

The analysis of the results of the above options shows that in Option 1, as compared to Option 4, more material unsuitable for RDF generation can be sorted manually, thereby improving RDF quality although slightly increasing the amount of waste to be landfilled. While sorting lines in combination with manual sorting are more efficient in terms of costs, as higher quality material can be sorted, manual sorting of unsorted waste is considered to be work dangerous to health, which is why manual sorting is mainly used for sorting separated waste at source.

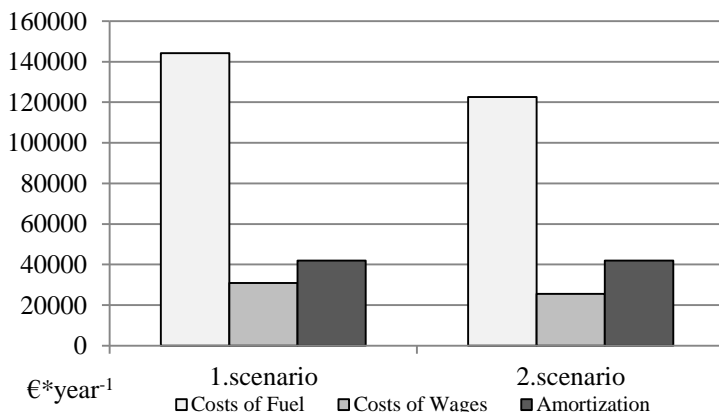
2.6. Selection of economically most viable solution for location of mechanical sorting lines based on logistic of transportation

In the model developed for the Piejūra waste management region, the calculation of transport costs based on transport logistics has been carried out for the following scenarios:

1. There is only one unsorted waste sorting line in the MSW landfill “Janvāri” (capacity – 40,000 t per year, operation costs – EUR 24 for pre-treatment of 1 tonne of waste). All the unsorted waste is delivered from the reloading station to the landfill. After the sorting, 22 % of the coarse fraction is delivered for regeneration to the Brocēni county.
2. There are three unsorted waste lines in Jūrmala, Tukums and the landfill “Janvāri” (capacity 20,000 t*year⁻¹, operation costs – EUR 32 per t. After the sorting, 22 % of the coarse fraction is delivered for regeneration to the Brocēni county, whereas the remaining part is transported to the landfill.

Transportation distances have been determined for the following routes: Jūrmala –Janvāri 91 km; Tukums – Janvāri 70 km; Roja –Janvāri 36 km; Jūrmala– Brocēni 79 km; Tukums –Brocēni 58 km; Janvāri – Brocēni 84 km. The calculation is based on the assumption that waste and RDF material is transported by trucks with the carrying capacity of 20 t and the average fuel consumption per 100 km is 42 l. The price of a new truck is around EUR 140,000 and the average driving speed is 70 km*h⁻¹. It is assumed that the loading time for waste in and out of the truck is 0.5 h and for RDF is 2 h. The employee salaries have been estimated EUR 5.69 per h.

The assessment of costs for both scenarios (Fig. 2.8) show that if only the transportation costs are assessed, it is more profitable (a cost reduction of 12 %) to sort waste in three handling centres, transport the fine fraction for regeneration to the Brocēni county, and transport the rest of the waste to the landfill (Scenario 2). Transportation costs constitute EUR 5.99 per t for Scenario 1 and EUR 5.25 per t for Scenario 2.



Source: D.Āriņa

Fig.2.8. The assessment of transport costs for two scenarios for the Piejūra waste management region, EUR per year

Assuming that the total amount of municipal solid waste in the region is 36,232 t per year and considering that the operation costs for Scenario 1 – EUR 24 per t and for Scenario 2 – EUR 32 for each line, the annual costs of both scenarios together with transportation costs are ~EUR 30 per t for Scenario 1 and ~EUR 37 per t for Scenario 2.

When the operation costs of sorting lines are also taken into account in addition to transport costs, Scenario 1 is more profitable (a cost reduction of 19%),

where all the unsorted waste from handling centres are transported to the landfill and is mechanically sorted at the landfill.

Based on the assessment, it can be concluded that the optimum location of mechanical pre-treatment lines for unsorted waste is at the landfills of the waste management regions. Another condition needs to be taken into account – that landfills are suited for operations with unsorted waste, whereas in sorting and handling centres no higher environmental protection requirements are in place. It is advisable to develop mechanical sorting of waste collected separately in the sorting and handling stations and to increase the capacity of manual sorting lines and add extra separation equipment, if required.

3. CONCLUSIONS

1. The experimental sieve method research of the content of unsorted household waste showed that to achieve a higher efficiency of mechanical sorting, it is advisable to install a garbage bag opener as the first equipment on the mechanical pre-treatment lines, rather than a shredder. Mechanical screening does not provide the opportunity to screen recycled raw materials without admixture of biowaste. The results of analyses of the screened fractions showed that fractions of all sizes contained biological waste. Sieves can be combined according to their size to separate recyclable and reusable materials. The screen sizes for screening paper and cardboard by screening equipment can be 120x120 mm, whereas for screening plastic – 70x70 mm.
2. As showed by the conducted research at landfill „Daibe” and waste sorting centre „Vibsteri”, the mechanical sorting facilities do not ensure complete separation of biological waste and fulfillment of objective of the reduction of amount of biologically degradable waste landfillment for 2020. About 45% of paper and cardboard and 43% of plastic regeneration or reduction for about 23% of biologically degradable waste (for landfilling) can be achieved by screening coarse fraction (waste size >80 mm) with disc screener and by using separated resources for fuel. The reduction for about 39% of biologically degradable waste (for landfilling) can be achieved by screening medium fraction (waste size 25-80 mm) with disc screener, if combustion of medium fraction is planned afterwards. The reduction for about 38% of biologically degradable waste (for landfilling) can be achieved by screening fine fraction (waste size <25 mm) with disc screener and for about 45% by screening fine fraction (waste size <60 mm) with drum screener. The reduction for about 55% of biologically degradable waste (for landfilling) can be achieved by screening coarse fraction (waste size >60 mm) with drum screener.
3. The research method for waste sampling to determine content of unsorted waste can be used in landfills and centres of separation and loading as suggested by the study.
4. None of fractions of mechanically separated waste comply with the requirements of fuel used for cement production as showed by data of fraction analyses. Additional separation, drying and additions to content of the fraction are necessary. Pre-shredding and screening of the wet unsorted waste by the facilities discussed above do not ensure preparation of qualitative material for production of the fuel. The screened coarse and medium fractions can be used for export for waste combustion plants.
5. The organic content of the household waste is reduced by the mechanical pre-treatment before landfilling. The obtained data indicates that in mechanically treated waste, the medium fraction has the largest proportion of DOC

- (biodegradable organic carbon) – about 37%, the fine fraction contains on average 31% of DOC, whereas the coarse fraction – 19% of DOC on average.
6. Biologically degradable waste separation at source and adjustment of the content of the separated waste (with non usable waste) is necessary to lower moisture, ash and chlorine content of potential fuel produced from waste.
 7. Together with development of source separation of biologically degradable waste, scenarious with waste combustion technologies both at cement production and waste combustion plants (as final stage) should be explored as these have less environmental impact compared to waste landfilling, as shown by results of environmental impact analyses of the waste management scenarious by WAMPS 1.0 software tool.
 8. Lower costs of mechanical pre-treatment of one ton waste correspond to larger amount of waste and larger power of processing as shown by evaluation of the mechanical pre-treatment technologies of the unsorted waste. The costs of mechanical pre-treatment scenarious with the equipment capacities of 10 t*h⁻¹, 20 t*h⁻¹ and 80 t*h⁻¹ are EUR 32 t, EUR 24 t and EUR 15 t, respectively.
 9. The mechanical pre-treatment facilities for unsorted waste are economically little effective, if fine (biologically degradable) fraction can not be used. EUR 32 t is the most cost effective choice for mechanical pre-treatment facility of 10 t*h⁻¹. The separation of the fine fraction can be ensured by drum screener wich is for about 33% cheaper than disc screener.
 10. Landfills of Waste Management Regions have optimal dislocation of the mechanical pre-treatment lines. Unsorted waste should be sorted in loading centres, if only the transportation costs are calculated. Unsorted waste should be sorted in landfill, if the transportation costs and explotation costs of separation lines are calculated. 90 km is the approximate transportation distance between loading centres, landfills and fuel regeneration sites analysed in the study.