

GIULLIANA MONDELLI

**VALORIZAÇÃO DE REJEITOS DE RSU VISANDO O
AUMENTO DA VIDA ÚTIL DOS ATERROS SANITÁRIOS**

Junho de 2024

Bauru-SP

EDITAL No 11/2024 – DTA/FEB

**CONCURSO PÚBLICO PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE LIVRE DOCENTE EM
RESÍDUOS SÓLIDOS**

**VALORIZAÇÃO DE REJEITOS DE RSU VISANDO O
AUMENTO DA VIDA ÚTIL DOS ATERROS SANITÁRIOS**

Candidata: Prof^a. Dr^a. Giulliana Mondelli

Texto que sintetiza criticamente parte da obra da candidata, apresentado à Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para título de Livre-Docente.

Junho de 2024

Bauru-SP

Mondelli, Giulliana.

Valorização de rejeitos de RSU visando o aumento da vida útil dos aterros sanitários / Giulliana Mondelli
- Bauru, 2024

156 f. : il.

Tese (livre-docência)- Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Engenharia, Bauru

1. Resíduos Sólidos Urbanos (RSU). 2. Caracterização geoambiental. 3. Aterros sanitários. 4. Coleta seletiva. 5. Triagem. 6. Incineração. I. Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Engenharia. II. Título.

RESUMO

Com a publicação da Lei nº 12.305/2010 que institui a Política Nacional dos Resíduos Sólidos (PNRS) no Brasil, uma hierarquia para gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) tem sido abordada. De acordo com a PNRS, somente deverão ser destinados a aterros sanitários aquilo que não puder ser reciclado ou reaproveitado e que, segundo esta Política, é considerado como rejeito. Nota-se agora uma “associação” das diversas instituições envolvidas em todas as fases do ciclo de produção, consumo e pós-consumo, geração, destinação e disposição final dos resíduos sólidos e os principais atores envolvidos (produtores de mercadorias que geram resíduos nas fases de comerciantes, distribuidores, importadores, prestadores de serviço público ou privado de manejo de resíduos sólidos e consumidores). O presente trabalho objetiva a contextualização dos rejeitos com base nas leis e inventários de resíduos existentes, e na caracterização gravimétrica e geoambiental a partir da análise dos resíduos considerados como recicláveis pela sociedade, porém, destinados a aterros sanitários após triagem. Deste modo, caracterizou-se a fração seca dos RSU do município de São Paulo e seus rejeitos, para a execução da gestão integrada de resíduos sólidos de forma mais efetiva e caracterização dos materiais que serão dispostos futuramente nos aterros sanitários. Como estratégia, escolheram-se três centrais de triagem, que recebem resíduos provenientes da coleta seletiva: Cooperativa de triagem manual Coopere, Central Mecanizada de Triagem (CMT) Ponte Pequena (agrupamento noroeste) e CMT Carolina Maria de Jesus (agrupamento sudeste). Após o programa de coleta antes e após a triagem de cada central, foram realizadas análises laboratoriais, incluindo ensaios de caracterização gravimétrica, geotécnica (teor de umidade, granulometria, compactação e cisalhamento direto) e ambiental (teor de matéria orgânica, teor de cinzas, pH, condutividade elétrica e os metais As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb e Zn usando ICP OES). Através da gravimetria, comprovou-se a diversidade da composição dos resíduos sólidos provenientes da coleta seletiva, principalmente por conta da sazonalidade. Alguns materiais recicláveis / reutilizáveis e não biodegradáveis, apesar de passados pelo processo de triagem mecanizada, são depositados como rejeito nos aterros sanitários, como é o caso do vidro. A porcentagem observada para a presença de alguns tipos específicos de plástico (PVC, PEBD, PP, PS e isopor) levantam a hipótese de que, apesar de recicláveis, nem todos os materiais possuem viabilidade econômica para serem reciclados. Os resultados mostraram diferentes tamanhos de partículas comparando o RSU de entrada (44,6 %) e o RSU de saída (75,1%) passando pela peneira de 100 mm. Os teores de matéria orgânica e voláteis indicaram a influência do carbono inorgânico devido à presença de plásticos, com valores variando entre 6 e 13%. Os valores de pH obtidos foram neutros e a condutividade elétrica dos rejeitos de RSU sugeriu maior quantidade de íons, com valores acima de 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. As análises de metais mostram que Cd, Cu, Ni, Pb e Zn estão presentes em altas concentrações. As curvas de compactação produziram peso unitário seco máximo variando de 6,6 kN/m^3 a 10,0 kN/m^3 e teores de umidade ótimos de 20% a 42%. A coesão variou de 1,3 kPa a 31,3 kPa e o ângulo de atrito de 3,2° e 42,9°. Conclui-se que há considerável percentual de material reciclável na saída de rejeitos das três Centrais de Triagem estudadas (50 a 60 %), com uma certa piora no caso das CMTs. Por meio de dados secundários da literatura, foi possível estimar o poder calorífico inferior (PCI) das amostras analisadas, que revelou ser superior ao necessário para a viabilidade técnica da incineração. Os resultados demonstram a importância da triagem dos RSU, pois efetivamente alteram sua composição, impactando assim nas tecnologias aplicadas para a sua valorização, quando retirados dos futuros aterros sanitários.

Palavras-Chave: Resíduos Sólidos Urbanos (RSU), Caracterização Geoambiental, Aterros Sanitários, Coleta Seletiva, Triagem, Incineração.

Mondelli, G. Valorization of the rejects from MSW aiming the increasing of the landfills' useful life. Tese de Livre Docência. Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Bauru, 2024, 183p.

ABSTRACT

Since the publication of the Brazilian Solid Waste Policy in 2010, an hierarchy for managing municipal solid waste (MSW) has been addressed. According to this Policy, only what cannot be recycled or reused should be sent to landfills. There is now an “association” of the various institutions involved in all phases of the production, consumption and post-consumption cycle, generation, destination and final disposal of solid waste and the main actors involved (producers of goods that generate waste in the phases traders, distributors, importers, public or private solid waste management service providers and consumers). This Thesis aims to contextualize the MSW using the existing laws and waste inventories, and on gravimetric and geo-environmental characterization based on the analysis of waste considered to be recycled by society, however, destined to landfills after sorting. In this way, the dry fraction of MSW from the city of São Paulo and its rejects were characterized, to support an integrated solid waste management more effectively and characterize the materials that will be disposed of in the sanitary landfills in the future. As strategy, three sorting plants in the city were chosen for collection: Coopere manual sorting cooperative, Material Recovery Facility (MRF) Ponte Pequena (northwest group) and MRF Carolina Maria de Jesus (southeast group). After the collection program carried out before and after sorting of each plant, the samples were sent for laboratory analyzes, as gravimetric, geotechnical (moisture content, grain size distribution, compaction and direct shear) and environmental (organic matter content, ash content, pH, electrical conductivity and the metals As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb and Zn using ICP-OES). Through gravimetry, the diversity of the composition of the MSW from selective collection was proven, mainly due to seasonality. Some recyclable/reusable and non-biodegradable materials, despite going through the mechanized sorting process, are deposited as waste in landfills, as is the case of the glasses. The percentage observed about the presence of some specific types of plastic (PVC, LDPE, PP, PS and Styrofoam) raises the hypothesis that, despite being recyclables, not all materials are economically viable to be recycled. The results showed different particle sizes comparing the input MSW (44.6%) and the output MSW (75.1%) passing through the 100 mm sieve. The organic and volatile matter contents indicated the influence of inorganic carbon due to the presence of plastics, with values varying between 6 and 13 %. The pH values obtained were neutral and the electrical conductivity of the MSW waste suggested high quantity of ions, with values above 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Metal analyzes show that Cd, Cu, Ni, Pb and Zn are present in high concentrations. The compaction curves produced maximum dry unit weights ranging from 6.6 kN/m^3 to 10.0 kN/m^3 and optimum moisture contents of 20% to 42%. Cohesion varied from 1.3 kPa to 31.3 kPa and friction angles ranged from 3.2° to 42.9°. It is concluded that there is a considerable percentage of recyclable material in the waste output in the three sorting plants studied (50 to 60 %), with a certain worsening in the case of the MRFs. Using secondary data from the literature, it was possible to estimate the lower calorific value (LCV) of the analyzed samples, which proved to be higher than necessary for the technical feasibility of incineration. The results demonstrate the importance of sorting MSW, as they effectively change their composition, thus impacting the technologies applied for their recovery, when removed from future landfills.

Palavras-Chave: Municipal Solid Waste (MSW), Geo-environmental Characterization, Sanitary Landfills, Selective Collection, Sorting, Incineration.

DEDICATÓRIA

A Rodrigo e Giorgio.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho do Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Unesp de Bauru, pela oportunidade e confiança.

Aos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental da Unesp de Bauru e em Ciência e Tecnologia Ambiental da UFABC, por possibilitarem a pesquisa de excelência, com infraestrutura de qualidade.

A todos os meus alunos de Graduação e Pós-Graduação que orientei e oriento no IPT, na UFABC e na Unesp, pelo aprendizado conjunto e contínuo.

A todos profissionais, professores e ex-professores da Unesp, UFABC e IPT, com os quais convivi e aprendi o sentido da disciplina, da escuta, da hierarquia e da admiração.

A todos os técnicos de campo e laboratório com os quais eu trabalhei, gestei e aprendi.

À AMLURB, pela autorização para realização da pesquisa.

À FAPESP (Processo n. 2016/08978-8) e ao CNPq (Processo n. 429209/2018-5), pelo financiamento das pesquisas aqui envolvidas.

*“Na sincronia entre coincidência e destino,
cá estou eu à espera de que esse amor
não seja simplesmente um acaso.”*

Léo Cruz

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Dados de Geração e Coleta de RSU no Brasil de 2010 a 2022. Dados sintetizados dos relatórios anuais da ABRELPE e da ABREMA (2023).	29
Figura 2. Dados de Geração e Coleta de RSU <i>per capita</i> no Brasil de 2010 a 2022. Dados sintetizados dos relatórios anuais da ABRELPE e da ABREMA (2023).	29
Figura 3. Disposição final de RSU no Brasil por tipo de disposição final em 1989, 2000, 2003 e de 2007 a 2022. Dados sintetizados dos relatórios anuais da ABRELPE e da ABREMA (2023).	30
Figura 4. Localização geográfica do município de São Paulo (Rodrigues, 2024).	52
Figura 5. Divisão das áreas de concessão de serviços divisíveis do município de São Paulo (Rodrigues, 2024).	54
Figura 6. Esquema logístico de transporte dos resíduos no agrupamento Noroeste (Rodrigues, 2024).	55
Figura 7. Esquema logístico de transporte dos resíduos no agrupamento Sudeste (Rodrigues, 2024).	57
Figura 8. Localização das cooperativas habilitadas e CMT's do município de São Paulo (Rodrigues, 2024).	59
Figura 9. Participação das Subprefeituras na Coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares secos (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2012).	60
Figura 10. Localização dos endereços dos PEV's públicos no Município de São Paulo (adaptado de Lopes, 2018).	62
Figura 11. Variação relativa da geração de RDO entre 2010 e 2022 para o município de São Paulo (Rodrigues, 2024).	63
Figura 12. Representação das amostras de resíduos coletadas na cooperativa Coopere (Andrade, 2017).	66
Figura 13. Quantidade de material comercializado nas Centrais de Triagem Mecanizadas (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2016).	67
Figura 14. Representação das amostras de resíduos coletadas nas CMTs.	69
Figura 15. Pátio de Recebimento de RSU na CMT – transbordo (Oliveira, 2019).	71
Figura 16. Infográfico sobre o funcionamento da Central Mecanizada de Triagem CMT (Oliveira, 2019).	72
Figura 17. Modelo de ticket de pesagem e controle de rastreabilidade (Oliveira, 2019).	73

Figura 18. Áreas de recebimento de RSU oriundos da fração seca e fração úmida (Oliveira, 2019).....	73
Figura 19. Vista interna da Peneira Rotativa (Oliveira, 2019).	74
Figura 20. Processo de triagem e controle de qualidade manual, ao final do processo da triagem mecanizada na CMT Ponte Pequena, São Paulo – SP (Oliveira, 2019).	75
Figura 21. Área de armazenamento de resíduos recicláveis para comercialização – CMT Ponte Pequena, São Paulo – SP (Oliveira, 2019).	76
Figura 22. Central Mecanizada de Triagem – Carolina Maria de Jesus - CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).....	77
Figura 23. O caminho do material reciclável dentro da Central Mecanizada de Triagem – Carolina Maria de Jesus construída para receber os RSU secos do agrupamento sudeste da cidade de São Paulo (Ecourbis Ambiental, 2019).	78
Figura 24. Esquema do caminho dos resíduos desde a entrada até o <i>Trommel</i> - CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).	79
Figura 25. Fotografia do direcionamento do resíduo para o <i>Trommel</i> na CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).....	79
Figura 26. Esquema de caminho dos materiais pequenos e grandes após passagem pelo <i>Trommel</i> , CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).	80
Figura 27. Esquema de caminho dos materiais pequenos e grandes após passagem pelo <i>Tromell</i> – CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).....	81
Figura 28. Esquema de caminho dos materiais de tamanho médios 2D e 3D – CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).	81
Figura 29. Materiais prensados prontos para transporte (Jacinto, 2019).....	82
Figura 30. Separação gravimétrica sobre bancada segundo a tipologia de material.	85
Figura 31. Esquema da metodologia laboratorial realizada para caracterização dos RSU secos (Jacinto, 2019).	86
Figura 32. Amostras de RSU secos da CMT-Loga após queima a 550°C em mufla (Faria, 2018).	89
Figura 33. Ensaio de cisalhamento direto: (a) amostra de RSU, (b) colocação no molde, (c) compactação de camada única, (d) preparação da amostra, (e) transferência para a caixa de cisalhamento e (f) amostra após corte (Juarez et al., 2023).....	92
Figura 34. Relação de Materiais - Gerações de Rejeitos (Entrada x Saída) – Coopere (Andrade, 2017).....	98

Figura 35. Relação de Materiais - Plásticos (Entrada x Saída), Cooperativa Coopere (Andrade, 2017).....	99
Figura 36. Composição média dos tipos de plásticos indicados amostras de saída das coletas realizadas na CMT-Ecourbis (Jacinto, 2019).	102
Figura 37. Estratificação Média dos Plásticos (E1+E2 e S) nas 5 coletas consideradas – CMT Ponte Pequena, São Paulo-SP (Oliveira, 2019).....	103
Figura 38. Dados de entrada da Coopere e das CMTs comparados com os resultados da Coleta Seletiva no Brasil (CEMPRE, 2019) e na cidade de Santo André (SEMASA, 2018) (adaptado de Andrade e Mondelli, 2023).....	105
Figura 39. Dados de saída da Coopere e das CMTs comparados com aqueles das Cooperativas Cidade Limpa e CoopCicla localizadas na cidade de Santo André (SEMASA, 2018) e uma unidade de triagem manual localizada na cidade de Blumenau (Moura et al., 2018) (adaptado de Andrade e Mondelli, 2023).....	105
Figura 40. Curvas granulométricas obtidas para os RSU secos coletados na CMT-Ecourbis, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).	107
Figura 41. Curvas granulométricas obtidas para os RSU secos coletados na CMT-Loga, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).	107
Figura 42. Curvas de compactação Proctor Normal obtidas para amostras de rejeitos de RSU trituradas provenientes das CMTs do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).....	115
Figura 43. Ensaio de cisalhamento direto realizados em duplicata para os rejeitos dos RSUs coletados na CMT-Ecourbis: (a) curvas de adensamento, (b) curvas tensão-deslocamento e. (c) envoltórias de Mohr-Coulomb (adaptado de Juarez et al., 2023).....	117
Figura 44. Ensaio de cisalhamento direto realizados em duplicata para os rejeitos dos RSUs coletados na CMT-Loga: (a) curvas de adensamento, (b) curvas tensão-deslocamento e. (c) envoltórias de Mohr-Coulomb (adaptado de Juarez et al., 2023).....	118
Figura 45. Parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos por meio de ensaios de cisalhamento direto de RSUs triturados por diversos autores, incluindo o presente estudo (adaptado de Mondelli et al., 2022).	121
Figura 46. Perda de massa média das amostras de saída da CMT- Loga – LS (Paiva, 2021).	122
Figura 47. Perda de massa média das amostras de saída da CMT- Ecourbis – ES (Paiva, 2021).	122

Figura 48. Perda de massa média das amostras de entrada da CMT- Loga – LE (Paiva, 2021).	123
Figura 49. Perda de massa média das amostras de entrada da CMT- Ecourbis – EE (Paiva, 2021).	123
Figura 50. Perda de massa degradada média das amostras de saída da CMT – Loga – LS (Paiva, 2021).	124
Figura 51. Perda de massa degradada média das amostras de saída da CMT-Ecourbis-ES (Paiva, 2021).	124
Figura 52. Perda de massa degradada média das amostras de entrada da CMT- Loga – LE (Paiva, 2021).	124
Figura 53. Perda de massa degradada média das amostras de entrada da CMT - Ecourbis – EE (Paiva, 2021).	125
Figura 54. Taxa de perda de massa média das amostras de saída da CMT – Loga – LS (Paiva, 2021).	125
Figura 55. Taxa de perda de massa média das amostras de saída da CMT – Ecourbis – ES (Paiva, 2021).	126
Figura 56. Taxa de perda de massa média das amostras de entrada da CMT – Loga – LE (Paiva, 2021).	126
Figura 57. Taxa de perda de massa média das amostras de entrada da CMT-Ecourbis-EE (Paiva, 2021).	126

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Características da composição gravimétrica em vários países (Andrade, 2017).....	31
Tabela 2. Ensaio de compactação Proctor Normal realizados em RSU por diversos autores (Juarez, 2021).	42
Tabela 3. Ensaio de cisalhamento direto realizados em RSU não triturados por diversos autores (Juarez, 2021).	44
Tabela 4. Resultados de ensaios de cisalhamento direto realizados em RSU triturados por diversos autores (Juarez, 2021).	46
Tabela 5. Poder calorífico inferior de alguns resíduos sólidos urbanos (FEAM (2012).	50
Tabela 6. Composição percentual em massa e energia de RSU da cidade de São Paulo (Oliveira et al., 2018).	50
Tabela 7. Principais indústrias de reciclagem no município de São Paulo (Recicloteca, 2016).	60
Tabela 8. Características levantadas para a seleção final da cooperativa levando em consideração a tipologia de resíduos, facilidade de acesso e subprefeitura a qual pertence (Andrade, 2017).	64
Tabela 9. Amostras utilizadas nos ensaios de laboratório com datas, horários da coleta e subprefeituras atendidas pelos caminhões da coleta seletiva.	69
Tabela 10. Subprefeituras atendidas pela CMT Carolina Maria de Jesus (Leal, 2018).	77
Tabela 11. Tipos de materiais triados durante a análise gravimétrica dos RSU secos (Jacinto, 2019; Oliveira, 2019).	85
Tabela 12. Quantidade de massa coletada por amostra e por campanha de amostragem na cooperativa Coopere (Andrade, 2017).	95
Tabela 13. Composição gravimétrica das amostras obtidas a partir das 6 de coleta na Cooperativa Coopere (Andrade e Mondelli, 2023).	96
Tabela 14. Composição Gravimétrica (%) dos RSU secos coletados da CMT-Ecourbis, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).	100
Tabela 15. Composição Gravimétrica (%) dos RSU secos coletados da CMT-Loga, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).	101
Tabela 16. Teores de umidade (w), matéria orgânica (MO), sólidos totais voláteis (STV), pH e condutividade elétrica (CE) obtidos para os RSUs secos das CMTs de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).	109

Tabela 17. Concentrações de metais (mg/kg) para amostras de RSU da CMT-Ecourbis do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).	112
Tabela 18. Concentrações de metais (mg/kg) para amostras de RSU da CMT-Loga do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).	113
Tabela 19. Resumo dos resultados de cisalhamento direto para amostras de rejeitos de RSU trituradas para ambas CMTs do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).	121
Tabela 20. Potencial de aproveitamento energético para as CMTs (Paiva, 2021).	128
Tabela 21. Potencial de aproveitamento energético para as CMTs sem a fração metálica (Paiva, 2021).	129
Tabela 22. Cenários de queima mínima de RSU para viabilidade técnica de queima (Paiva, 2021).	130
Tabela 23. Cenários de queima mínima de RSU para viabilidade de incineração das amostras das CMTs do município de São Paulo (Paiva, 2021).	130

LISTA DE SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Urbana e Resíduos Especiais
ABREMA	Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente
AMLURB	Autoridade Municipal de Limpeza Urbana
CDR	Combustível Derivado de Resíduos
CMT	Central Mecanizada de Triagem
CNEN	Comissão Nacional de Energia Nuclear
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CTL	Central de Tratamento de Resíduos Leste
ETV	Estação de Transferência Vergueiro
IGES	<i>Institute for Global Environmental Strategies</i>
PCI	Poder Calorífico Inferior
PCS	Poder Calorífico Superior
PERS	Plano Estadual de Resíduos Sólidos
PEV	Ponto de Entrega Voluntária
PGIRS	Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PLANARES	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PMSP	Prefeitura Municipal de São Paulo
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
RCC	Resíduos da Construção Civil
RDO	Resíduos Domiciliares
RMSP	Região Metropolitana de São Paulo
RPU	Resíduos de Limpeza Urbana
RSS	Resíduos de Serviços de Saúde
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SISNAMA	Sistema Nacional do Meio Ambiente
SNVS	Sistema Nacional de Vigilância Sanitária
SWA	<i>Analysis of Solid Waste</i>
TMB	Tratamento Mecânico-Biológico
TR	Taxa de Rejeito
TRMR	Taxa de Recuperação de Materiais Recicláveis

SUMÁRIO

RESUMO	ii
ABSTRACT	iii
DEDICATÓRIA	iv
AGRADECIMENTOS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABELAS	xi
LISTA DE SIGLAS	xiii
1. INTRODUÇÃO	16
1.1. JUSTIFICATIVA	21
1.2. OBJETIVOS	22
1.3. SISTEMATIZAÇÃO DO TEXTO	23
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	25
2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS	25
2.1.1. Classificação	25
2.1.2. Destinação	28
2.1.3. Amostragem	35
2.4.4. Caracterização	37
2.2. GEOTECNIA APLICADA AOS MACIÇOS DE RSU	40
2.2.1. Análise de estabilidade e previsão de recalques	40
2.2.2. Técnicas de minimização de volume	41
2.2.3. Resistência ao cisalhamento	42
2.3. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO TÉRMICO POR COMBUSTÃO	47
3. MATERIAIS E MÉTODOS	52
3.1. GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO	52
3.2. ESCOLHA DA COOPERATIVA E PROCEDIMENTO PARA COLETA DE AMOSTRAS	63
3.3. AS CENTRAIS MECANIZADAS DE TRIAGEM	66
3.3.1. Central Mecanizada Ponte Pequena – Loga	70
3.3.2. Central Mecanizada Carolina Maria de Jesus – Ecourbis	76
3.4. CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA E GRANULOMÉTRICA	82

3.5.	CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL	87
3.5.1.	Determinação do teor de umidade	87
3.5.2.	Determinação do teor de matéria orgânica	88
3.5.3.	Determinação do teor de sólidos totais voláteis ou cinzas a 550°C.....	88
3.5.4.	Potencial hidrogeniônico	90
3.5.5.	Condutividade elétrica	90
3.5.6.	Análise de Metais	90
3.5.7.	Ensaio de Compactação	91
3.5.8.	Cisalhamento Direto.....	91
3.5.9.	Ensaio de Queima a Combustão	93
3.5.10.	Estimativa do Potencial Energético.....	93
4.	RESULTADOS E DISCUSSÕES	95
4.1.	CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA	95
4.1.1.	Cooperativa Coopere.....	95
4.1.2.	Centrais Mecanizadas de Triagem	99
4.1.3.	Análise dos resultados.....	103
4.2.	CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL	107
4.2.1.	Distribuição Granulométrica	107
4.2.2.	Teores diversos	108
4.2.3.	Análise de Metais	111
4.2.4.	Ensaio de Compactação	115
4.2.5.	Cisalhamento Direto	116
4.2.6.	Ensaio de Queima à Combustão	122
4.2.7.	Estimativa do Potencial Energético	128
5.	CONCLUSÕES.....	133
5.1.	GERENCIAMENTO DE RSU	133
5.2.	MÉTODOS EMPREGADOS	134
5.3.	RESULTADOS OBTIDOS	136
5.4.	SOLUÇÕES.....	139
5.5.	REFLEXÃO.....	140
6.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	141

1. INTRODUÇÃO

A dualidade entre as realidades urbana e ambiental é centro de muitas discussões nos dias de hoje. Nos últimos anos foi possível verificar muitos avanços legais nestas áreas, como a criação do Estatuto da Cidade (2001) e a criação de resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) a fim de regulamentar alguns itens da Política Nacional de Meio Ambiente (1981). No caso dos resíduos sólidos, um avanço marcante foi a publicação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS, Lei nº 12.305 de 2010), regulamentada pelo Decreto nº 10.936, de 12 de Janeiro de 2022. Mesmo com todos estes progressos, o gerenciamento de resíduos sólidos e o compromisso da população com a temática proposta continuam apresentando complicações e alguns efeitos, como o desperdício de materiais, a poluição, o esgotamento da vida útil de aterros sanitários e a falta de áreas para a criação de novos aterros (Ribeiro et al., 2014).

Esta situação exige soluções relacionadas às bases técnica, jurídica e institucional, com o propósito de ampliar a participação da sociedade, permitindo uma visão sustentável que corresponda às necessidades emergenciais atuais e, simultaneamente, possibilite um controle em longo prazo. A PNRS regula a reciclagem e disciplina o manejo de resíduos, que compreende desde a coleta, transporte, tratamento e disposição final (Brasil, 2010), propiciando melhorias na gestão de resíduos sólidos no Brasil, nas diversas esferas citadas.

A preocupação com uma gestão adequada é importante ainda para a segurança da população referente às contaminações, pois originalmente os aterros foram construídos distantes das cidades e com o passar do tempo a população aumentou, ocasionando o aumento das cidades e, conseqüentemente, a aproximação destas aos aterros.

Com base na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), art. 3º, inciso XI, “ [...] *gestão integrada de resíduos sólidos é o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa de desenvolvimento sustentável*” (Brasil, 2010).

Ainda na PNRS (Brasil, 2010), no art. 3º, inciso X, “ [...] *gerenciamento de resíduos sólidos é um conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, de acordo com plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos ou com plano de gerenciamento de resíduos sólidos*”.

A mesma Lei define ainda uma hierarquia de ações de destinação dos resíduos sólidos, que visam a diminuição da quantidade de rejeitos, ou seja, os resíduos que acabarão sendo destinados aos aterros sanitários. Primeiramente recomenda-se a não geração, seguida da redução, da reutilização, da reciclagem, do tratamento dos resíduos sólidos, e por fim, a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

A PNRS (Brasil, 2010), em seu artigo 3º, inciso XV, define rejeito como “ [...] *resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada*”. Como disposição ambientalmente adequada, a mesma Lei conceitua no inciso VIII do mesmo artigo a “*distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos*”.

A correta caracterização de resíduos (passíveis de tratamento ou reaproveitamento) ou rejeitos (direcionados à disposição) é, portanto, de extrema importância para a execução da gestão dos resíduos sólidos de forma otimizada, em acordo com a PNRS, tendo em vista que atualmente, na cidade de São Paulo, poucas estratégias são levadas em consideração de forma eficaz para a diminuição da geração de rejeitos. E mesmo que fosse levada em consideração, o que será do projeto dos futuros aterros sanitários? Pensa-se que todos os parâmetros geotécnicos, ambientais e de estimativa de geração poderão mudar consideravelmente e, ainda, de região para região, a depender de como ela contextualiza seus rejeitos.

Conforme Santos et al. (2013), a disposição final em aterros não deveria ser uma solução definitiva, visto que os aterros:

- Emitem maior quantidade de gases de efeito estufa que outras soluções com aproveitamento energético;
- Necessitam de grandes áreas para implantação;
- Têm custo logístico e operacional crescente devido à expansão urbana e valorização imobiliária, que empurram este tipo de empreendimento para locais mais distantes das áreas de geração dos resíduos;
- Possuem prazo de operação (vida útil) determinado;
- Exigem monitoramento contínuo após o encerramento.

De acordo com PwC (2011), entre os desafios da PNRS, destacam-se:

- A diversidade da geração de resíduos com crescimento constante, reflexo do crescimento populacional, do aumento do consumo das famílias brasileiras e da expansão das áreas urbanas;
- A escassez de recursos para atingir e manter a qualidade e a inovação tecnológica desejadas aos serviços de limpeza urbana, principalmente em visão de longo prazo;
- O modelo de coleta e a triagem de resíduos de baixa eficiência;
- A falta de incentivos e de mecanismos de aumento de competitividade da indústria de reciclagem;
- A aceitação limitada por parte do mercado consumidor de materiais e/ou produtos reciclados.

Há desafios em cada um dos elos da cadeia produtiva, destacando-se aqueles relacionados à coleta e à triagem de resíduos. A adoção de modelos de coleta e triagem mais mecanizados, acoplados a sistemas de recuperação energética de resíduos, representaria uma quebra de paradigma, para o qual não se pode deixar de adotar uma visão crítica de cada um dos fatores e sua respectiva viabilidade (Santos et al., 2013).

Partindo dessa problemática, a presente pesquisa é sustentada pela importância da caracterização dos resíduos sólidos urbanos provenientes da coleta seletiva e seus rejeitos, valorizando-os com o objetivo de auxiliar as futuras atividades de gestão integrada de resíduos sólidos e diminuir questões ambientais como a degradação de áreas para construção de novos aterros e riscos devido à realização de uma gestão de resíduos inadequada.

Segundo o Instituto para Estratégias Ambientais Global (IGES, 2021), as taxas de reciclagem de resíduos sólidos secos, ou seja, todos aqueles que são coletados seletivamente, dependem das condições de infraestrutura dos países, do nível econômico e do papel dos catadores. Mesmo em países desenvolvidos esta taxa não excede 30 %. Na Ásia, o descarte dos resíduos, na maioria dos países, são lixões a céu aberto, e as taxas de reciclagem são muito baixas, pois não possuem planos de reciclagem e incentivos aos catadores.

A média global da composição dos RSU apresenta-se constituída por 53% de matéria orgânica putrescível, 20% de papel e papelão, 12% de plástico, 5% de metal e 10 % de outros materiais. (UNEP, 2024). Da grande maioria destes, 62% são destinados adequadamente, sendo 30% destinados em aterros sanitários, 19% em processos de reciclagem e 13% para aproveitamento energético, o restante, 38% seguem para áreas sem nenhum controle, descartados a céu aberto (UNEP, 2024).

No Brasil, os problemas são bem semelhantes a outros países em desenvolvimento, sendo muitos os desafios da gestão dos RSU, tanto em pequenos e médios municípios e como até mesmo em grandes municípios, que apresentam administrativamente problemas financeiros e pouco apoio técnico qualificado. Segundo a Agência Brasil (2021), mais da metade da população brasileira (57,7%) se concentra em 5,8% dos municípios que têm mais de 100 mil habitantes.

Segundo a Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente (ABREMA, 2023), no Brasil, 61,1% (43.812.217 toneladas) dos RSU têm disposição final adequada em aterros sanitários, de acordo com dados levantados em 2022, representando 43,8 milhões de toneladas de resíduos.

Porém, um índice alto de 38,9% (27.917.624 toneladas) ainda é disposto incorretamente. As regiões centro-oeste, nordeste e norte apresentam os maiores índices de descarte inadequado, 56,4%, 62,7% e 63,4%, respectivamente. Entretanto, a região sudeste é a que melhor dispõe os RSU, apresentando 74,3%, ou seja, 27.916.327 toneladas com destinação final adequada e representa aproximadamente 49,4% do país, com coleta nesta região em torno de 38.093.464 ton./ano, e média per capita de 1,23 kg/hab./dia (ABREMA, 2023).

Segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Urbana e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2020), a composição dos RSU coletados de 186 municípios brasileiros apresenta matéria orgânica putrescível (45,3%), plástico (16,8%), rejeitos como resíduos sanitários, materiais indefinidos e embalagens recicláveis com contaminação (14,1%), papel, e papelão (10,4%), têxteis, couro e borracha (5,6%), vidro (2,7%), metal (2,3%), embalagens multicamadas (1,4%) e outros materiais (1,4%).

Analisando todos os dados acima destaca-se que, atualmente, cerca de 32,2 % dos RSU coletados no Brasil podem ser reciclados ou reaproveitados, porém, pouco se conhece sobre a característica gravimétrica específica do resíduo coletado que não pode ser reciclado ou reaproveitado e que, segundo a PNRS (2010), é definido como rejeito.

No caso dos resíduos domiciliares (RDO) do município de São Paulo, 89,7% são dispostos em aterros, entretanto apenas 14,3% são rejeitos, efetivamente (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2014). Este cenário representa, portanto, um amplo campo para implantação de técnicas para diminuição na geração de rejeitos, seja por meio da hierarquia de ações propostas pela PNRS, seja pelo levantamento de possibilidades e articulação com agentes na sociedade, como é o caso dos catadores.

Apesar de haver uma expectativa de que a porcentagem dos resíduos coletados destinados aos aterros sanitários aumente, observa-se também que existe uma apreensão por parte do poder público e de especialistas neste assunto, quanto à diminuição do volume levado a disposição final, já que, uma vez dispostos em aterro, a área ocupada pelos resíduos se tornará um passivo ambiental permanente naquela região.

Visando esta problemática no Brasil, o poder público tem trabalhado em prol da destinação correta dos resíduos sólidos urbanos, através de iniciativas que visam eliminar a disposição final de RSU a aterros controlados e lixões, além de propor instrumentos que visem diminuir o volume de resíduos dispostos em aterros sanitários, tais como a coleta seletiva e a compostagem. Desta forma, se entende que a destinação adequada seguida da disposição final apenas dos rejeitos trará não apenas benefícios ambientais, mas também, benefícios econômicos, mas precisa-se estar tecnicamente preparado para isso.

Neste sentido, a caracterização química, física e biológica dos resíduos domiciliares que se enquadram em resíduos considerados passíveis de reciclagem e tratamento no Brasil, faz-se necessária a fim de garantir o correto dimensionamento de formas alternativas de tratamento, que não seja apenas a disposição final em aterros sanitários. Para isso, tomar-se-á como piloto a maior cidade da América Latina, onde esse problema necessita de estudos de caráter científico e tecnológico urgentes para tratamento dos resíduos: São Paulo.

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) possuem propriedades físicas, químicas e biológicas muito heterogêneas devido às suas origens variadas, aos padrões de consumo e às diferenças culturais, climáticas e sociais.

São necessários avanços consideráveis nos destinos dos RSU. As maiores cidades têm sofrido com problemas relacionados com as maiores quantidades de materiais, e as menores são cada vez mais incapazes de tratar os seus resíduos (Andrade e Ferreira, 2011). Muitas tecnologias foram desenvolvidas nos últimos anos para solucionar esses problemas, como a mineração em aterros sanitários, que utiliza a coleta de minerais e o reaproveitamento de sólidos; educação ambiental e políticas sociais, como os 7 R's; reforma ecológica e sistemas integrados de gestão de resíduos sólidos, com coleta seletiva e processamento de instalações de triagem ou estações de tratamento mecânico-biológico (TMB), que evitam as emissões de gases de efeito estufa (Brum e Hillig, 2010; Krook et al., 2012; Calabrò et al., 2015). Também é fundamental atentar para os aterros sanitários, pois se mal projetados, implantados e operados podem gerar impactos iguais ou mais perigosos que os lançamentos irregulares (Oliveira e Pasqual, 2004).

A caracterização geoambiental e dos RSU são importantes para estimar a vida útil dos aterros sanitários, pois dependendo do que for considerado rejeito, as propriedades geomecânicas e microbiológicas esperadas para estes podem ser incompatíveis com as utilizadas atualmente (Gomes, 1989; Carvalho, 1999; Abreu, 2015). Vale ressaltar aqui a grande responsabilidade dos *stakeholders* envolvidos na evolução tecnológica (órgãos governamentais, poder público, designers, instituições de ensino, entre outros), garantindo o cumprimento dos princípios de segurança ambiental e sustentabilidade.

A hipótese da pesquisa é se as características dos RSU oriundos da coleta seletiva antes e após a triagem podem sofrer alterações quando dispostos em aterros sem qualquer tratamento prévio em comparação com os resultados dos RSU da coleta regular. Esses resultados contribuem para o banco de dados no que diz respeito à caracterização dos RSU oriundos da coleta seletiva antes e depois dos processos de triagem, servindo de referência para políticas de tratamento de RSU com características semelhantes em outros países e municípios.

Nota-se que a destinação final correta alinha benefícios ambientais e econômicos. Assim, mostra-se necessária a caracterização geotécnica, geoquímica, microbiológica e química dos rejeitos a serem destinados para aterros sanitários a fim de garantir o correto dimensionamento dos aterros sanitários sob esse novo cenário.

Deste modo, esta pesquisa contribui para o avanço científico e tecnológico na área de gestão de resíduos sólidos, com enfoque aos rejeitos a serem gerados pelo município de São Paulo e que podem ser extrapolados para outros resíduos com características gravimétricas semelhantes.

1.1. JUSTIFICATIVA

A temática de resíduos sólidos representa, dentro do campo das ciências ambientais, uma fértil área para desenvolvimento de pesquisas, por configurar problemáticas de características amplamente interdisciplinares, envolvendo os meios ambiental, econômico, tecnológico, jurídico e social. Representa ainda uma área do conhecimento com recente e crescente desenvolvimento, devido aos marcos legais estabelecidos a nível nacional, PNRS (Brasil, 2010) e Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES) (Brasil, 2022), estadual, Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS) (Governo do Estado de São Paulo, 2014) e municipal, Plano de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos (PGIRS) (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2014) ganhando maior relevância nos aspectos de mercado, políticas públicas e inovação tecnológica.

Na prática, o que se observa no atual cenário nacional é que o resíduo sólido urbano (RSU) destinado a aterros sanitários ainda não pode ser caracterizado apenas como rejeito. A maior parte dos estudos realizados no Brasil está focada na massa total de resíduos, ou seja, sem considerar os efeitos da coleta seletiva e outros tratamentos. Portanto, faltam informações sobre as características específicas dos rejeitos de RSU definidas pela Política Nacional de Resíduos Sólidos, pressupondo a sua implementação com as metas definidas pelo PLANARES (Brasil, 2022).

Diante do panorama exposto, é pertinente a discussão sobre a implementação de tratamentos e tecnologias que tenham como objetivo a redução do volume de resíduos dispostos nos aterros sanitários. Dentre tais tecnologias, destacam-se o tratamento mecânico-biológico e o tratamento térmico. O tratamento térmico utiliza altas temperaturas para queimar resíduos em um processo de combustão completa, possibilitando vantagens como as mencionadas por Rand et al. (2000):

- Diminuição expressiva do volume do resíduo a ser descartado, evitando a demanda por espaço em aterros sanitários;
- Redução dos impactos ambientais, assim como a difícil tarefa de seleção de áreas para construção de novos aterros sanitários;
- Recuperação de energia, já que parte da energia consumida pode ser recuperada na forma de vapor ou eletricidade;
- Necessidade de menor área para implantação de alternativas de tratamento.

No Brasil, a utilização de tecnologias para tratamento de grandes quantidades de resíduos urbanos visando a Economia Circular é incipiente. Apesar do PGIRS do município de São Paulo, aprovado em 2014, prever a incorporação de unidades de TMB, de grandes usinas de compostagem e de centrais mecanizadas de triagem (CMTs), apenas estas últimas foram implementadas, e de modo parcial (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2014).

1.2. OBJETIVOS

Caracterizar os rejeitos gerados no município de São Paulo–SP, tomando como base as leis e inventários de resíduos disponíveis, assim como a composição gravimétrica do que virá a ser esses materiais, para futura projeção do comportamento geotécnico e ambiental dos aterros sanitários, ou mesmo para uma aplicação mais eficiente de outras formas de tratamento antes da disposição final, visando a sua valorização, como reciclagem e incineração.

Como objetivos específicos, têm-se:

- a) Contextualizar os RSU gerados pelo município e seus rejeitos, com potencial aumento da reciclagem e incineração;
- b) Implementar e desenvolver métodos científicos de ensaios gravimétricos e de caracterização geoambiental de RSU em laboratório.
- c) Caracterizar gravimetricamente e geoambientalmente a composição considerada rejeito pelos catadores, a fim de que se obtenham parâmetros mais reais sobre sua disposição conforme o conceito teórico de rejeito disposto pela PNRS e em outras pesquisas;
- d) Conhecer e comparar as entradas e as saídas das Centrais de Triagem Mecanizadas (CMTs) em operação no município de São Paulo;
- e) Estudar, avaliar e propor soluções às questões relacionadas à implantação de um modelo que aplique tecnologias de redução de massa, como o tratamento térmico por combustão, para redução do volume de resíduo;
- f) Avaliar a composição gravimétrica e as características geotécnicas e físico-químicas dos resíduos secos coletados e seus rejeitos, com o intuito de recuperar a maior quantidade de recicláveis possível.

1.3. SISTEMATIZAÇÃO DO TEXTO

O presente texto foi sistematizada a partir dos relatórios, artigos e orientações resultantes de dois projetos de pesquisa aprovados por agências de fomento e realizados no período de 2015 a 2022. Ambos envolvem a caracterização de RSUs do Município de São Paulo e se iniciaram e se encerraram com apoio da Universidade Federal do ABC. São eles:

- Caracterização de Rejeitos no Município de São Paulo - SP. *Processo Fapesp n. 2016/08978-8 - Projeto de Pesquisa – Regular*. Vigência: 08/2016 a 08/2019;
- Caracterização Geoambiental dos Resíduos Sólidos Urbanos do Município de São Paulo - SP Visando a Aplicação de Tecnologias Térmicas por Combustão. *Processo CNPq: 429209/2018-5. Chamada MCTIC/CNPq. Nº 28/2018 - Universal/Faixa B*. Vigência: 03/2019 a 02/2022.

A revisão bibliográfica foi resumida e atualizada, os objetivos reescritos a partir da integração da metodologia utilizada e a avaliação dos resultados obtidos a partir desta composição.

Entre os trabalhos orientados que contribuíram efetivamente para a origem deste texto, listam-se, em ordem cronológica de defesas:

1. Saiuri Anzei Andrade. *Caracterização gravimétrica de resíduos da coleta seletiva: estudo de caso em cooperativa da região central do município de São Paulo*. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal do ABC.
2. José Leonardo de Castro Faria. *Caracterização laboratorial dos resíduos sólidos urbanos secos e seus rejeitos do município de São Paulo*. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana - Universidade Federal do ABC.
3. Christiane Jacinto. *Caracterização dos recicláveis secos e rejeitos gerados pela coleta seletiva e triagem mecanizada da região sul do município de São Paulo - SP*. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal do ABC.
4. Márcio Adilson de Oliveira. *Proposta de amostragem e caracterização dos rsu secos da central mecanizada de triagem ponte pequena, São Paulo - SP*. 2019. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal do ABC.
5. Cinthia Bergamo Biancardi. *Caracterização geoambiental dos resíduos sólidos urbanos secos do município de São Paulo*. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana - Universidade Federal do ABC.
6. Ednei Rodrigues Silva. *Avaliação de tecnologias de redução de massa de resíduos sólidos urbanos do agrupamento sudeste do município de São Paulo por meio análise multicritério*. 2020. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal do ABC.
7. Mariana Barboza Juarez. *Avaliação da resistência ao cisalhamento dos rejeitos das centrais mecanizadas de triagem do município de São Paulo*. 2021. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal do ABC.
8. Lucas Beozzo Diniz de Paiva. *Tratamento térmico por combustão dos resíduos sólidos urbanos secos do município de São Paulo-SP*. 2021. Iniciação Científica, Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana - Universidade Federal do ABC.
9. Beatriz Prensague Levi. *Sistemas de produção de combustíveis derivados de resíduos e o potencial de transformação dos resíduos sólidos urbanos do município de São Paulo-SP*. 2021. Trabalho de Conclusão de Curso. Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana - Universidade Federal do ABC.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1. RESÍDUOS SÓLIDOS

Segundo a Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT NBR 10.004:2004 - os resíduos sólidos são aqueles que “[...] resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Essa definição também abrange os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível.”

A partir dessa definição, observam-se as diversas fontes geradoras de resíduos, bem como, a possibilidade do resíduo apresentar-se em diferentes estados físicos, como os lodos de estações de tratamento de água e esgoto. A PNRS (Brasil, 2010), define resíduos sólidos como “[...] material, substância, objeto ou bem descartado resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, no estado sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou em corpos d’água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível”.

Pode-se notar nas definições acima, um caráter obrigatório para a correta destinação e disposição final dos resíduos sólidos, considerando a melhor maneira possível em termos ambientais, sociais e econômicos.

2.1.1. Classificação

Os resíduos sólidos podem ser classificados quanto à sua periculosidade e seus impactos à saúde e ao meio ambiente, assim como quanto à sua origem.

A ABNT NBR 10.004:2004 conceitua a periculosidade como uma característica apresentada por um resíduo, que, em função de suas propriedades físicas, químicas ou infectocontagiosas, pode apresentar:

- a) Risco à saúde pública, provocando ou acentuando, de forma significativa, um aumento de mortalidade por incidência de doenças;
- b) Riscos ao meio ambiente, quando o resíduo é manuseado ou destinado de forma inadequada.

A partir dessa definição, a NBR 10004:2004 classifica os resíduos quanto aos riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública da seguinte maneira:

- a) Resíduos Classe I – Perigosos: *“são aqueles que apresentam algum tipo de periculosidade, que pode ser identificada por meio de características como inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade”*.
- b) Resíduos classe II – Não perigosos: os quais são divididos nas classes abaixo.
- c) Resíduos classe II A – Não inertes: *“são aqueles resíduos que não são enquadrados nem como resíduos perigosos (Classe I) e nem como resíduos inertes (Classe II B), podendo apresentar propriedades como biodegradabilidade, combustibilidade ou solubilidade em água”*.
- d) Resíduos classe II B – Inertes: *“são resíduos que se amostrados de forma representativa através da NBR 10.007 (Estabelece o procedimento para obtenção de extrato solubilizado de RS) e submetidos a um contato dinâmico e estático com água destilada ou deionizada, à temperatura ambiente, de acordo com a NBR 10.006 (Estabelece o procedimento para obtenção de extrato solubilizado de resíduos sólidos), não tiverem nenhum de seus constituintes solubilizados a concentrações superiores aos padrões de potabilidade de água, excetuando-se o aspecto cor, turbidez, dureza e sabor”*.

Com relação à classificação quanto à origem, a Lei Nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que instituiu a PNRS, classifica os resíduos sólidos em seu Art.13 quanto à sua origem da seguinte maneira:

- a) *“resíduos domiciliares: os originários de atividades domésticas em residências urbanas;*
- b) *resíduos de limpeza urbana: os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana;*
- c) *resíduos sólidos urbanos: os englobados nas alíneas “a” e “b”;*
- d) *resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos nas alíneas “b”, “e”, “g”, “h” e “j”;*
- e) *resíduos dos serviços públicos de saneamento básico: os gerados nessas atividades, excetuados os referidos na alínea “c”;*
- f) *resíduos industriais: os gerados nos processos produtivos e instalações industriais;*
- g) *resíduos de serviços de saúde: os gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do SISNAMA e do SNVS;*

- h) *resíduos da construção civil: os gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis;*
- i) *resíduos agrossilvopastoris: os gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades;*
- j) *resíduos de serviços de transportes: os originários de portos, aeroportos, terminais alfandegários, rodoviários e ferroviários e passagens de fronteira;*
- k) *resíduos de mineração: os gerados na atividade de pesquisa, extração ou beneficiamento de minérios.”*

A partir dessa classificação, pode-se observar que os resíduos sólidos urbanos (RSU) são divididos em dois grupos: os gerados em domicílio (RDO) e os provenientes de limpeza urbana (RPU). Além disso, os resíduos de serviços de saúde (RSS) e os resíduos de construção civil (RCC) possuem resoluções específicas para sua classificação. A Resolução da Diretoria Colegiada - RDC Nº 222, de 28 de março de 2018 define os RSS como aqueles provenientes de atividades relacionadas com o atendimento à saúde humana ou animal e classifica-os em cinco grupos da seguinte maneira (BRASIL, 2018):

- a) Grupo A: Engloba componentes com possível presença de agentes biológicos que, por suas características de maior virulência ou concentração, podem oferecer riscos de infecção;
- b) Grupo B: Contém substâncias químicas que podem oferecer riscos à saúde pública e/ou ao meio ambiente;
- c) Grupo C: Quaisquer materiais resultantes de atividades humanas que contenham radionuclídeos em quantidades superiores aos limites de eliminação especificados nas normas da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN);
- d) Grupo D: Equiparados aos resíduos domiciliares;
- e) Grupo E: Materiais perfurocortantes ou escarificantes.

Já os RCC são definidos pela Resolução CONAMA 307/2002 como os provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e da escavação de terrenos e os classifica em quatro classes (Brasil, 2002):

- I. Classe A - são os resíduos reutilizáveis ou recicláveis como agregados, tais como:
 - a) de construção, demolição, reformas e reparos de pavimentação e de outras obras de infraestrutura, inclusive solos provenientes de terraplanagem;

- b) de construção, demolição, reformas e reparos de edificações: componentes cerâmicos (tijolos, blocos, telhas, placas de revestimento etc.), argamassa e concreto;
- c) de processo de fabricação e/ou demolição de peças pré-moldadas em concreto (blocos, tubos, meios-fios etc.) produzidas nos canteiros de obras;
- II. Classe B - são os resíduos recicláveis para outras destinações, tais como plásticos, papel, papelão, metais, vidros, madeiras, embalagens vazias de tintas imobiliárias e gesso;
- III. Classe C - são os resíduos para os quais não foram desenvolvidas tecnologias ou aplicações economicamente viáveis que permitam a sua reciclagem ou recuperação;
- IV. Classe D - são resíduos perigosos oriundos do processo de construção, tais como tintas, solventes, óleos e outros ou aqueles contaminados ou prejudiciais à saúde oriundos de demolições, reformas e reparos de clínicas radiológicas, instalações industriais e outros, bem como telhas e demais objetos e materiais que contenham amianto ou outros produtos nocivos à saúde”.

2.1.2. Destinação

A disposição final de RSU no Brasil gera inúmeras preocupações quanto à falta de eficácia no cumprimento das políticas e instrumentos relacionados e as consequências ao meio ambiente e à sociedade. A Figura 1 e a Figura 2 descrevem o cenário da geração e coleta no período de 2010 a 2022.

A partir dos dados sintetizados pelos relatórios anuais da ABRELPE (2010 a 2022) e da ABREMA (2023) na Figura 1 e na Figura 2, o cenário e a evolução da geração e disposição de RSU no país pode ser melhor definido. A partir do prazo final para aplicação dos instrumentos da PNRS, que era 2014, é notável um salto significativo no ano de 2012 para o ano de 2013, tanto para geração quanto para coleta, pois se previa que ao final do prazo estipulado os municípios teriam repasses federais reduzidos para o gerenciamento de resíduos sólidos.

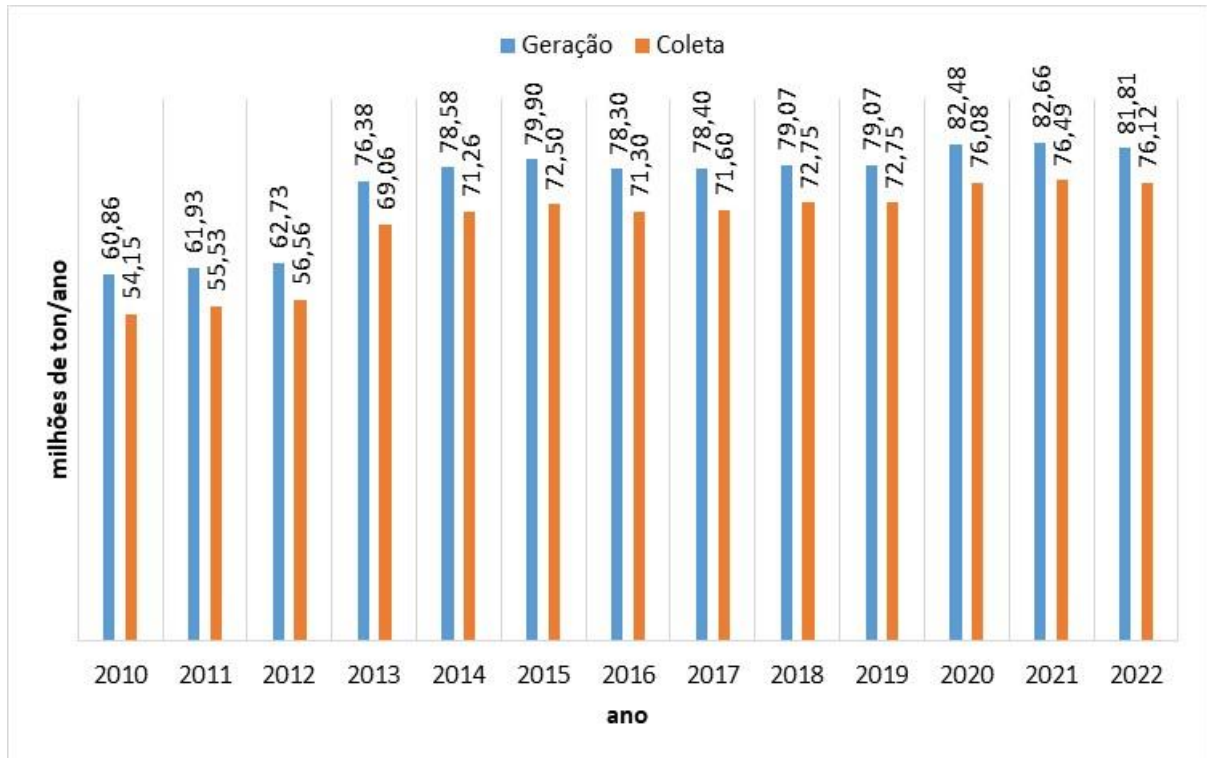


Figura 1. Dados de Geração e Coleta de RSU no Brasil de 2010 a 2022. Dados sintetizados dos relatórios anuais da ABRELPE e da ABREMA (2023).

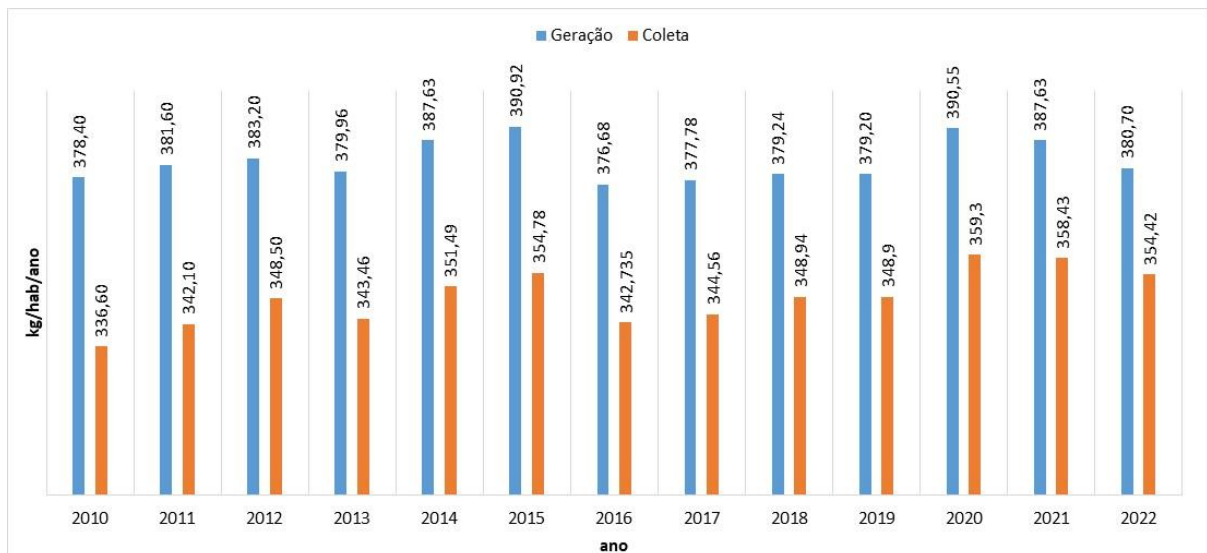


Figura 2. Dados de Geração e Coleta de RSU *per capita* no Brasil de 2010 a 2022. Dados sintetizados dos relatórios anuais da ABRELPE e da ABREMA (2023).

Em 2015, pode-se observar na Figura 3 que de todo RSU coletado no país, a destinação final em aterros sanitários foi dada em 58,7% do total, contra 56,8% em 2009, enquanto 41,3% do total continuaram sendo dispostos em lixões ou aterros controlados, contra 43,2% no ano de

2009. Esse cenário melhorou muito discretamente até o ano de 2022 e após a Pandemia COVID-19. Vale ressaltar que em aterros controlados não há aplicação correta das medidas e instrumentos para a manutenção segura e ambientalmente compatível de RSU. Dessa forma, os índices percentuais do descarte, em cada modalidade de destinação final de RSU, tiveram uma melhora tímida em 2015 quando em comparação com o ano de 2009, antes da sanção da PNRS, mesmo existindo há seis anos. Os anos 2016 e 2017 representam a estagnação da economia, assim como dos critérios de disposição final, de coleta e uma leve queda da geração *per capita* (Figura 2). Pode-se observar na Figura 3 que a grande diminuição da presença de lixões ocorreu entre os anos de 1989 e 2000, quando se passaram a utilizar os aterros controlados, e que os aterros sanitários passaram a estar mais presentes a partir de então, com os avanços científicos e tecnológicos na área de projeto e construção de aterros e a sua normatização.

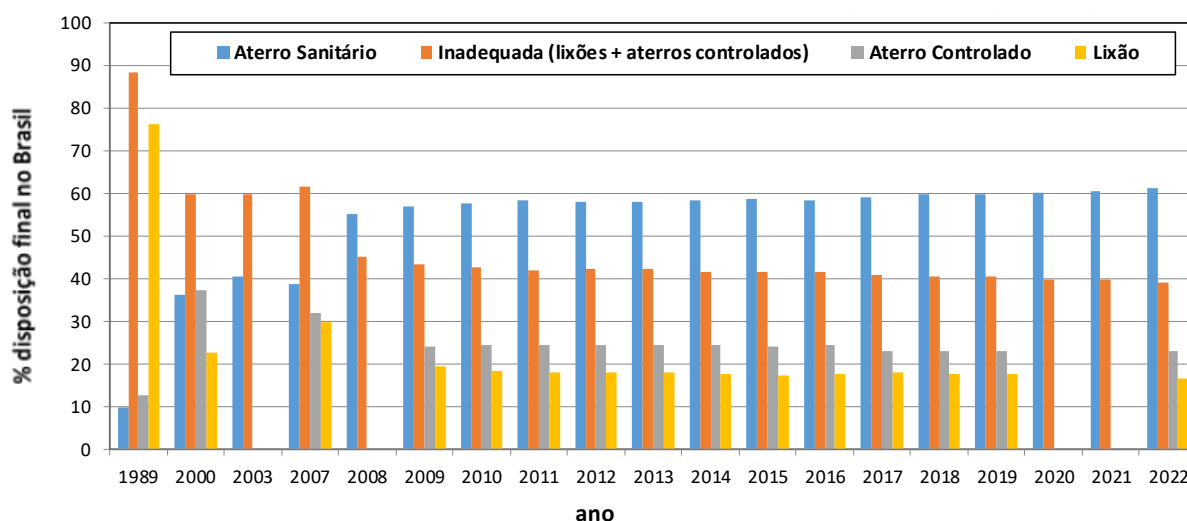


Figura 3. Disposição final de RSU no Brasil por tipo de disposição final em 1989, 2000, 2003 e de 2007 a 2022. Dados sintetizados dos relatórios anuais da ABRELPE e da ABREMA (2023).

De uma maneira geral, percebe-se uma melhora muito discreta dos índices de destinação com a criação da PNRS, havendo uma ineficácia significativa na aplicação do disposto na política, uma vez que mesmo com uma legislação mais rigorosa, os índices de disposição não sofreram melhoras suficientes para atingir a meta ao encerrar do prazo estipulado para o fechamento de lixões, aterros controlados e outras formas de disposição não previstas e recomendadas pela lei.

Para que haja de fato uma gestão integrada dos RSUs, com elaboração de rota de coleta, aproveitamento da fração reciclável e implantação das tecnologias disponíveis para tratamento

desses materiais, é fundamental a realização de estudos sobre as características dos mesmos. Em linhas gerais, esse tipo de procedimento se faz importante para a tomada de decisão relativa à sua utilização frente ao desenvolvimento de sistemas locais de gerenciamento (Andrade, 2017).

A caracterização dos RSU se dá de forma muito complexa, pelo fato de envolver diversas variáveis, relacionadas aos fatores sociais, culturais e econômicos, que influenciam no resultado dos ensaios gravimétricos. Os locais de menor renda são caracterizados por apresentarem maiores quantidades de matéria orgânica putrescível, diferentemente daqueles com maior renda, onde há uma presença maior de embalagens e produtos eletrônicos (Andrade, 2017). A Tabela 1 apresenta as composições gravimétricas para fins de comparação entre diversos países.

Tabela 1. Características da composição gravimétrica em vários países (Andrade, 2017).

País	Material Orgânico	Papel e Papelão	Plásticos	Vidro/ Cerâmica	Metais	Tecidos e Outros
Brasil	51,4%	13,1%	13,5%	2,4%	2,9%	16,7%
Alemanha	30,0%	24,0%	13,0%	10,0%	1,0%	22,0%
França	32,0%	20,0%	9,0%	10,0%	3,0%	26,0%
Espanha	48,0%	21,0%	12,0%	8,0%	4,0%	7,0%
Itália	29,0%	28,0%	5,0%	13,0%	2,0%	22,0%
Reino Unido	41,0%	18,0%	7,0%	7,0%	8,0%	19,0%
Indonésia	74,0%	10,0%	8,0%	2,0%	2,0%	4,0%
Singapura	27,2%	21,2%	11,5%	1,0%	14,6%	24,5%
Vietnã	49,4%	14,7%	15,1%	9,7%	3,4%	7,7%
Índia	40,0%	10,0%	2,0%	0,2%	NR	47,8%
Japão	42,6%	22,3%	11,4%	1,6%	9,0%	13,0%
Sri Lanka	58,9%	6,5%	21,1%	NR	2,4%	7,3%
África do Sul	22,3%	24,8%	31,5%	7,0%	6,1%	8,3%
Argentina	53,2%	20,3%	8,2%	8,1%	3,9%	6,3%
Estados Unidos	12,7%	31,0%	12,0%	4,9%	8,4%	31,0%
Canadá	28,7%	37,7%	8,0%	4,4%	10,4%	10,8%

O último dado geral da gravimetria média dos RSU no país foi elaborado a partir de dados referentes ao ano de 2008 e sintetizados em 2012, conforme apresentado na Tabela 1, obtida no relatório da ABRELPE (2012). Verifica-se que do total, há a predominância de resíduos de origem orgânica contando com 51,4% do total, seguidos por 31,9% de materiais como papel, plástico, vidro, metais e embalagens, passíveis de reaproveitamento ou reciclagem e, por fim, 16,7% de rejeitos. A grande quantidade de material orgânico pode ser esclarecida

pela condição socioeconômica do país, visto que, de uma maneira geral, quanto maior o poder aquisitivo da população, maior é a produção e o consumo de embalagens plásticas e de outros tipos, o que faz reduzir o percentual da contribuição de matéria orgânica putrescível e aumenta o de recicláveis e rejeitos. Com a evolução da renda da população, o percentual de matéria orgânica putrescível tende a diminuir.

Contudo, a baixa quantidade de geração de resíduos orgânicos nos Estados Unidos (Tabela 1) se deve à presença de trituradores de comida nas pias das residências, o que redireciona a carga orgânica para o sistema de esgoto. Além disso, o valor de recicláveis acima de 30%, no caso do Brasil, são entendidos como materiais teoricamente recicláveis, pois não aproveitados em sua totalidade.

Basicamente, o tratamento dos RSU pode ser realizado pelos seguintes meios:

- Mecânicos: através de processos de quebra, trituração, aglomeração, separação, compactação e ainda mudanças de estado físico da matéria;
- Térmicos: principalmente por meio de secagem, pirólise, gaseificação, incineração e plasma;
- Bioquímicos, sendo por biodigestão ou por compostagem.

Nesse trabalho será abordado o tratamento de RSU por meios mecânicos e térmicos, prevendo o aumento da reciclagem e da incineração para redução da quantidade enviada aos aterros sanitários. A norma ABNT NBR 16849:2020 tem como objetivo atuar na comunicação das partes da cadeia no processo de aproveitamento energético de RSU, além de sua interação com as questões ambientais e classificação das amostras. Esta é válida para os RSU que apresentam tratamento prévio, processo de aproveitamento energético e que os lotes formados atendam aos padrões de qualidade para utilização de resíduos sólidos urbanos para valoração energética.

Quanto ao panorama geral da coleta seletiva no Brasil, estima-se entre 2% e 3% dos recicláveis (31,9 %), é destinada efetivamente à reciclagem (IPEA, 2012). Ainda que tais estimativas sejam nacionais, os valores condizem com a realidade encontrada no Estado de São Paulo, onde, por exemplo, é de aproximadamente 2% e no município de São Paulo essa porcentagem é de 2,38% (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2019).

Além disso, cerca de 30% do total de RSUs passíveis de reciclagem coletados e destinados à triagem não são reciclados. A alta taxa de rejeitos ocorre em virtude tanto do modelo de remuneração praticado pelas entidades de catadores, principais executores da coleta seletiva de RSU, com base na produtividade – influenciando na priorização da triagem de

materiais com base no peso e no valor de mercado – quanto da qualidade dos materiais que chegam aos galpões de triagem, tornando-os inutilizáveis.

A quantidade estimada de materiais potencialmente reutilizáveis e recicláveis no Estado de São Paulo é de 12.277,57 t/dia, sendo que apenas 245,55 toneladas são encaminhadas à reciclagem diariamente (Governo do Estado de São Paulo, 2014).

Apesar dos baixos índices de coleta seletiva e reciclagem, o IPEA apresentou em 2010, um estudo com estimativas dos benefícios do mercado da reciclagem, que apontam valores entre R\$ 1,4 bilhões e R\$ 3,3 bilhões anuais, somados os benefícios econômicos – tais como custos evitados de insumos e de energia – e benefícios ambientais – como redução da emissão de Gases de Efeito Estufa (GEE), do consumo de água, preservação da biodiversidade e de recursos não madeireiros, entre outros. Estima-se, também, que esses benefícios podem alcançar o volume de R\$ 8 bilhões anuais, caso todo RSU passível de reciclagem seja de fato reciclado (Governo do Estado de São Paulo, 2014).

A coleta seletiva integra o rol de serviços de limpeza urbana cuja execução é responsabilidade exclusiva dos municípios. A sua operacionalização pode ser realizada pela própria prefeitura, por empresas contratadas para essa finalidade ou em parceria com catadores organizados, cujas entidades também podem ser contratadas para prestar esse serviço. A coleta seletiva deve compor os sistemas de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos, nos quais devem ser previstas/ ações e metas visando a sua implementação e ampliação (Governo do Estado de São Paulo, 2014).

Bringheti (2004) identificou os principais indicadores utilizados para o planejamento e a avaliação de desempenho em Programas de Coleta Seletiva de RSU no Brasil e instituiu um grupo de seis indicadores de referência para a Coleta Seletiva, apresentados a seguir:

a) *Cobertura de atendimento do programa (hab ou %):*

Expressa a parcela da população que é atendida pelo Programa de Coleta Seletiva no município. Forma de apuração: quociente entre a somatória da população atendida e a população total do município x 100.

b) *Índice de Recuperação de Materiais Recicláveis – IRMR (%):*

Expressa a quantidade de materiais recicláveis que deixaram de ser enviados à destinação final por terem sido separados pelo processo de coleta seletiva. Forma de apuração:

$$IRMR (\%) = \frac{\text{Quantidade de materiais recicláveis} - \text{quantidade de rejeito}}{\text{quantidade total de RSU coletada} + \text{quantidade de materiais recicláveis}} \times 100 \quad (1)$$

c) *Quantidade mensal coletada seletivamente (t/mês):*

Expressa a quantidade de resíduos recicláveis coletados seletivamente no mês. Forma de apuração: somatória das quantidades de resíduos recicláveis coletados seletivamente, no período de um mês.

d) *Custo de triagem (R\$/ t):*

Expressa a relação entre o custo de triagem e o total de materiais recicláveis triados no mesmo período. Forma de apuração: quociente entre a somatória dos custos de pessoal, materiais, equipamentos e insumos e o total de materiais recicláveis no mesmo período.

e) *Quantidade de itens de materiais recicláveis comercializados (un):*

Expressa a quantidade de itens de materiais recicláveis com mercado no Programa de Coleta Seletiva. Forma de apuração: somatória dos itens dos materiais recicláveis comercializados pelo Programa de Coleta Seletiva.

f) *Custo total do programa (R\$/ t):*

Expressa a relação entre o custo de coleta, transporte, triagem e destinação de materiais recicláveis e rejeitos, descontados dos ganhos de receita e economia de destinação final, e o total de materiais recicláveis coletados no mesmo período. Forma de apuração:

$$Custo = \frac{\{[custo triagem material + custo destinação rejeito] - [receita de venda reciclado]\}}{Total de material reciclado} \quad (2)$$

Segundo Besen (2011), alguns índices de referência podem ser utilizados para monitorar a sustentabilidade dos Programas de Coleta Seletiva, sendo estes: a taxa de recuperação de materiais recicláveis (TRMR) e a taxa de rejeito (TR). Estes índices podem ser calculados através das Equações 3 e 4, respectivamente.

$$TRMR (\%) = \frac{Quantidade da coleta seletiva - quantidade de rejeito da triagem}{Quantidade da coletada seletiva + quantidade da coleta regular} \times 100 \quad (3)$$

$$TR (\%) = \frac{Quantidade coleta seletiva - quantidade materiais comercializados}{Quantidade da coleta seletiva} \times 100 \quad (4)$$

Através do monitoramento da TRMR torna-se possível verificar qual é a fração de material encaminhado para a reciclagem de toda a quantidade de resíduos gerada pelo município, que é desviado dos aterros. Conhecendo-se a caracterização gravimétrica do resíduo gerado, é possível estimar quanto de material reciclado ainda está sendo destinado a aterros sanitários e trabalhar em ações para a redução desse volume. Quanto maior for o resultado da TRMR, melhor está sendo o Programa de Coleta Seletiva. Este indicador é similar ao IRMR (índice de recuperação de materiais recicláveis) citado por Bringheti (2004) em seu estudo.

Já o monitoramento da TR possibilita verificar a eficiência de segregação dos materiais reciclados na fonte e nos locais de triagem. Através desse índice é possível analisar a fração de

material encaminhado para a reciclagem pela fonte geradora que após a triagem: a) pode ser de fato reciclada devido às características do material, b) é economicamente viável de ser reciclada. Quanto menor o resultado da TR, melhor está sendo implantado o Programa de Coleta Seletiva.

2.1.3. Amostragem

Sobre o critério estabelecido para levantamento da gravimetria dos RSU, é importante mencionar que não existe um padrão de análise de componentes de resíduos sólidos. Muitos métodos diferentes são usados em toda a Europa e no resto do mundo (European Commission, 2004; Lisa e Anders, 2008). Se a caracterização e a quantificação dos fluxos de resíduos fossem realizadas e interpretadas de forma consistente, as comparações de diferentes sistemas de coleta e as discussões de causa/ efeito seriam facilitadas (Lisa e Anders, 2008).

Segundo Viana et al. (2015), o processo de caracterização envolve uma série de pré-requisitos a serem considerados desde seu planejamento, tais como: objetivos e procedimentos claramente definidos, a quantificação e delimitação das amostras a serem coletadas, equipamentos e outros recursos materiais ou de instalações necessárias e a metodologia para a coleta e tratamento dos dados, havendo pelo menos onze metodologias internacionais exclusivas para a caracterização dos resíduos sólidos, a saber:

- *American Society for Testing and Materials (ASTM)*;
- *Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères (MODECOM)*;
- Documento Técnico nº 1 – Resíduos Sólidos Urbanos – Quantificação e Caracterização – *Metodologia da Direcção Geral da Qualidade do Ambiente (DGQA)*;
- *European Recovery and Recycling Association (ERRA)*;
- *Déchets Urbains – Natures et Caractérisation*;
- *MODECOM et les Colletes Separatives – Compléments au Guide Méthologique de Caractérisation des Ordures Ménagères*;
- *Seattle Public Utilities (SPU)*;
- *Réseau Européen de Mesures pour La Caractérisation des Ordures Ménagères (REMECOM)*;
- *Protocolo Statistik und Informationssysteme in Umwelt und Gesundheit GmbH (ARGUS)*;
- *Protocolo Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement (IBGE)*;
- *Protocolo Environmental Protection Agency (EPA)*.

A questão sobre o tamanho da amostra é vista de diferentes maneiras na literatura. A ferramenta *Analysis of Solid Waste* (SWA) (European Commission, 2004) recomenda um volume de contentores de resíduos de 45 m³ como o tamanho mínimo da amostra para uma campanha de triagem, subdividida em estratos desejados. Quando se trata de resíduos comerciais, o tamanho da amostra recomendada aumenta para 80 m³. Se o desvio médio e padrão dos componentes de resíduos pode ser estimado a partir das investigações anteriores, o tamanho da amostra pode ser reduzido. A ferramenta SWA fornece sugestões de tamanho de amostras, com base em certos níveis de confiança e intervalos de confiança, onde recomenda-se um número de unidades de amostra (lixeiros) (Rodrigues, 2024).

A ferramenta SWA não discute a divisão da amostra, uma vez que todos os resíduos coletados das lixeiras devem ser classificados, e cada caixa (ou combinação de algumas caixas) é identificada e classificada separadamente. Ao aplicar o método SWA, é necessário um veículo especial para a coleta de contentores de resíduos e distribuição de contentores substitutos. Um procedimento mais simples e comum, a um custo muito mais baixo, é utilizar veículos comuns de coleta de resíduos. Uma amostra (lote) é levada para uma instalação onde ocorrem as análises de componentes e nesse local a carga é misturada e dividida no número desejado e tamanhos de amostras para triagem. A carga de um veículo de transporte de resíduos comum é um tamanho gerenciável de amostra, que foi aplicada e é recomendada em vários métodos de análise de componentes de resíduos (Lisa e Anders, 2008).

A norma ASTM D5231-92 (2024) recomenda um peso subamostral de 91-136 kg (200-300 libras), onde uma subamostra (ou seja, amostra para triagem) representa a carga de um veículo. Tchobanoglous et al. (1993) recomendam "bom senso" na seleção de amostras representativas e 200 libras (91 kg) como um tamanho mínimo de amostra para triagem, referindo-se aos seus próprios estudos de campo na Califórnia e no Havaí. A ferramenta SWA (European Commission, 2004) sugere 6 m³, dividido em pelo menos seis subamostras, como a menor amostra possível para uma subárea (estrato) no programa de amostragem; 6 m³ corresponde a cerca de 6 × 100 kg, se a massa específica dos RSU dentro dos contentores, sem compactação, for próxima de 0,1 tonelada/m³ (Rodrigues, 2024).

Para decidir o número desejado de amostras para triagem (n*), pode-se utilizar a ferramenta SWA e outras fontes, por exemplo, ASTM D5231-92 (2024), Nordtest (1995) e Rugg (1997). Não há nenhuma conclusão definitiva sobre o tamanho e o número apropriado de amostras, nem de subamostras. Com base em experiências práticas, como regra geral, um

número mínimo de amostras para uma campanha de caracterização é de 10, se o tamanho da amostra for de 100 kg ou maior (Lisa e Anders, 2008).

No Brasil, tem sido recorrente pesquisas relacionadas à metodologia de caracterização de resíduos sólidos, como por exemplo Pereira (2012), que realizou a caracterização gravimétrica dos resíduos de Ilha Solteira (São Paulo) após o despejo de caminhões no aterro sanitário da região, sendo a carga homogeneizada manualmente e dividida em 3 partes de volumes semelhantes, para após serem retiradas amostras de 200 litros de cada parte, na qual foi realizada a caracterização gravimétrica.

Soares (2011) realizou a caracterização gravimétrica dos resíduos do aterro sanitário da CTR-Nova Iguaçu (Rio de Janeiro), através da coleta de amostras de 240 L cada, em pontos aleatórios da pilha, após a disposição do resíduo pelo caminhão escolhido no aterro. Posteriormente, os RSU foram encaminhados para um galpão onde foram depositados sobre uma lona plástica no interior de um quadrado tendo como finalidade a execução do processo de homogeneização e quarteamento, até que se obteve o volume final desejado: uma amostra com aproximadamente 100 kg de RSU, a qual foi encaminhada para a caracterização gravimétrica.

Habitruzer (2008) também desenvolveu um método para a análise da composição gravimétrica dos RSU da região de Santa Maria - RS, onde foram coletadas uma amostra por mês de aproximadamente 100 kg durante três meses. Foi aplicado o método de quarteamento do resíduo despejado pelo caminhão de coleta nas cooperativas, sendo tais amostras analisadas e caracterizadas gravimetricamente. Posteriormente, o material analisado foi novamente misturado e enviado para a triagem convencional da cooperativa para finalmente ser realizada uma nova caracterização gravimétrica a fim de verificar a composição gravimétrica do rejeito após a triagem pela cooperativa.

A análise gravimétrica é, portanto, uma importante ferramenta na criação de modelos de gestão de RSU mais adequados e eficientes.

2.4.4. Caracterização

De acordo com Schalch e Leite (2002), são descritas abaixo as características físicas mais relevantes dos resíduos sólidos:

- a) Geração *per capita*: relaciona a quantidade de resíduos gerada diariamente ou anualmente ao número de habitantes de uma determinada região. Para os resíduos domiciliares, a quantidade de resíduos produzidos parece estar diretamente relacionada com o modo de vida da população;

- b) Composição gravimétrica: traduz o percentual de cada componente do resíduo em relação à massa total da amostra realizada. Esta característica é bastante importante para resíduos bastante heterogêneos, como é o caso dos RSU. A partir da composição gravimétrica podem-se elaborar projetos de redução, de segregação na origem e de aproveitamento dos materiais potencialmente recicláveis, além de subsidiar a escolha do tratamento e disposição final mais adequados aos componentes dos resíduos sólidos (Andrade, 1997; Magrinho et al., 2006).
- c) Massa específica: é a razão entre a massa do resíduo e seu volume ocupado, geralmente expressa em kg/m^3 . Sua determinação é importante para o dimensionamento dos equipamentos e das instalações, podendo ser medida no estado solto ou no estado compactado (Andrade, 1997).
- d) Compressibilidade: é o quanto o volume do resíduo pode reduzir quando este sofrer adensamento. Como referência, pode-se utilizar que quando submetido a uma pressão de 4 kg/cm^2 , o volume de RDO pode ser reduzido de $1/3$ a $1/4$ do seu volume original (IBAM, 2001).
- e) Teor de umidade: representa a quantidade de água presente nos resíduos, medida em percentual da massa total dos mesmos. Excluindo-se a água obtém-se o teor de resíduo seco, que corresponde à massa total seca dos resíduos, também medida em percentual da massa total. Este parâmetro se altera em função da estação do ano e da incidência das chuvas (Andrade, 1997). Essa característica é importante uma vez que se relaciona com outras características (massa específica e poder calorífico), tendo implicações nas operações de gerenciamento dos resíduos, principalmente quando se trata o resíduo através da incineração.

A composição química dos resíduos sólidos consiste principalmente na determinação dos respectivos parâmetros abaixo (Machado Junior et al., 1978 e Li e Jenq, 1993, apud Andrade, 1997):

- a) Teores de carbono, uma vez que a eficiência dos processos de decomposição biológica ou incineração relacionam-se diretamente com o carbono dos resíduos;
- b) Teores de nitrogênio, sendo relacionados ao poder calorífico além de auxiliar na avaliação da decomposição do próprio resíduo;
- c) Teores de hidrogênio, que indicam parcialmente a quantidade de materiais plásticos presentes nos resíduos;

- d) Teores de oxigênio, pois relacionam-se também com o poder calorífico e tem influência sobre os processos que abrangem a combustão dos resíduos;
- e) Teores de enxofre, pois estes podem poluir o ar ao converter-se em dióxido de enxofre (SiO_2) durante a incineração;
- f) Teores de cloro, pois estes permitem conhecer as quantidades de ácido clorídrico geradas pela queima dos resíduos;
- g) Sólidos voláteis, que indica a porcentagem em massa dos resíduos que podem ser volatilizados e;
- h) Teor de cinzas, que corresponde à porcentagem em massa do material remanescente após a queima.

Uma relação bastante utilizada é a carbono/nitrogênio, que indica o grau de decomposição da matéria orgânica dos resíduos sólidos nos processos de tratamento e disposição final, encontrando-se, em geral, na ordem de 35/1 a 20/1, também para os RDO (IBAM, 2001).

O poder calorífico, que indica a quantidade de calor ou energia que pode se desprender de determinada massa de resíduo quando este é submetido à queima. Sabe-se que se o poder calorífico do resíduo for maior que 813 kcal/kg, o mesmo pode ser incinerado diretamente sem qualquer necessidade de outro combustível. Para o Brasil, pode-se estimar o valor de 5000 kcal/kg para os RDOs (IBAM, 2001) e 4000 kcal/kg, para os RSS (Andrade, 1997).

O potencial hidrogeniônico (pH), que indica o teor de acidez ou alcalinidade dos resíduos, situando-se, em geral, na faixa de 5 a 7, para RDO (IBAM, 2001).

As características biológicas dos resíduos sólidos são aquelas determinadas pela população microbiana e dos agentes patogênicos presentes nos resíduos que, ao lado das suas características químicas, auxiliam na seleção dos métodos de tratamento e disposição final mais adequados. Além disso, as características biológicas são fundamentais na fabricação de inibidores de odor e de aceleradores e retardadores da decomposição da matéria orgânica presente nos resíduos (Carmo, 2010).

De acordo com Davies e Campanella (1995), geoambiental é o campo de estudo que integra a Geologia, Geotecnia, Meio Ambiente e as demais ciências, a fim de formar uma área de interesse que inclui todas as preocupações com o Meio Ambiente dentro do meio geológico. A caracterização geoambiental propõe uma especificação mais abrangente dos resíduos sólidos, tratando de sua caracterização ambiental e também de ensaios para obtenção de propriedades geotécnicas, para seus mais diversos usos e aproveitamento geossustentável.

A GLR (2013) aponta que os resíduos sólidos podem ser classificados em dois grupos, a saber:

- a) Solo/resíduo sólido, como aqueles aos quais as propriedades da Mecânica dos Solos se aplicam e que correspondem a: solo escavado, entulho de obras, resíduos de incineração, lodos de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs) e de Águas (ETAs);
- b) Não-solo/resíduo sólido, como aqueles aos quais as propriedades da Mecânica dos Solos não se aplicam inteiramente, e que correspondem a: RSU, lixo volumoso, lixo verde (resultado de podas de árvores e varrição de parques), resíduos industriais com característica de RSU e Rejeitos de Usinas de Compostagem (RUC).

Sendo assim, alguns ensaios de caracterização geoambiental serão descritos de acordo com a norma vigente ou referência adotada, muitos já aplicados aos RSU, um dos mais complicados de serem caracterizados, dada sua heterogeneidade e volume.

2.2. GEOTECNIA APLICADA AOS MACIÇOS DE RSU

2.2.1. Análise de estabilidade e previsão de recalques

Uma das exigências da ABNT NBR 8419:1996 é a estimativa do prazo de operação do aterro sanitário com base na quantidade de rejeitos a ser disposta diariamente, no peso específico adotado e na capacidade da área. Para isso, menciona-se o cálculo da estabilidade de taludes e bermas de equilíbrio e a previsão de recalques. Devido à falta de procedimentos padronizados para resíduos, a realização e a interpretação de ensaios a partir dos fundamentos da Mecânica dos Solos têm sido aceitas nacional e internacionalmente (Fucale, 2005).

Por definição, talude é qualquer plano inclinado que delimita um maciço. Tal estrutura fica sujeita a forças instabilizantes, decorrentes da gravidade e da percolação de líquidos, e forças resistentes como o atrito e a atração que as partículas exercem umas sobre as outras. A análise de estabilidade é feita com o intuito de verificar a possibilidade de ocorrência de movimentos de massa, quando uma parte “desprende-se” do restante, através de métodos probabilísticos e determinísticos. A caracterização geotécnica é feita após a gravimétrica e abrange ensaios de granulometria, densidade, teor de umidade, compactação, triaxial, resistência ao cisalhamento, permeabilidade, mineralogia e biodegradabilidade (Mondelli *et al.*, 2016).

Outro ponto importante para esse tipo de investigação são as condições meteorológicas e climáticas locais (temperatura, umidade relativa do ar, índice pluviométrico e evaporação). Além do líquido que provém dos resíduos e se eleva proporcionalmente a quantidade de matéria

orgânica, dentro dos aterros há também o acúmulo de águas pluviais que se infiltram pela superfície e pela base da estrutura (Abreu, 2015). A dissipação dos gases e da pressão neutra, a decomposição e a solicitação mecânica, conjuntamente, provocam perdas de massa e reduções de volume. A essa variação dá-se o nome de recalque.

Adaptando a teoria do adensamento de Terzaghi, Sowers (1973) formulou o modelo clássico de compressão de RSU e propôs a averiguação do fenômeno dividida em três fases: inicial, na qual o recalque é quase que imediato após a execução de carregamentos; primária, depois de cerca de 30 dias; e secundária que pode durar anos e décadas. Ainda que seja o mais utilizado, Carvalho (1999) e Boscov (2008) afirmam que muitos pressupostos do modelo original não são atendidos devido à heterogeneidade do material, à não linearidade da relação entre tensão e índice de vazios e o fato de que dificilmente um aterro funciona em completa saturação. Outros modelos foram propostos, mas os teóricos esbarram na dificuldade de obtenção dos parâmetros e os empíricos limitam-se às condições experimentais.

2.2.2. Técnicas de minimização de volume

Em razão da escassez de locais para implantação, o interesse em estender a vida útil dos aterros tem se intensificado. Para isso, podem ser empregadas técnicas de minimização de volume. Em laboratório, emprega-se o ensaio de compactação Proctor, no qual a amostra é colocada dentro de um cilindro de volume conhecido em camadas iguais e sobre elas aplicam-se golpes com soquete manual ou automatizado. O procedimento é repetido, acrescentando-se água a cada ponto. A partir dos pares de teor de umidade e peso específico seco, relação entre o peso dos sólidos e o volume total ocupado pelo material, infere-se a condição ótima.

Gabr e Valero (1995) examinaram RSU degradados do *Pioneer Crossing Landfill*, no estado americano da Pensilvânia, formados por solo, rocha e cinza (33%), têxtil (23%), plástico e borracha (13%), cerâmica (10%), metal (10%), madeira (9%) e papel (2%). O peso específico seco máximo ($\gamma_{d,máx}$) foi de 9,30 kN/m³ e o teor de umidade ótimo ($w_{ótimo}$) de 31%.

Hettiarachchi (2005) usaram resíduos sintéticos seguindo a composição relatada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) em 1997: papel e papelão (39,2%), restos de jardins, vidro, inorgânicos e solo (23,8%), plástico (9,1%), metal (7,6%), madeira (7,1%), orgânico (6,7%), têxtil (3,6%), borracha e couro (2,9%). Inferiu-se a massa específica seca máxima ($\rho_{d,máx}$) de 525 kg/m³ e $w_{ótimo}$ igual a 62%.

Pulat e Yukselen-Aksoy (2013) criaram três amostras simulando a gravimetria típica dos Estados Unidos, a média de quatro países da Europa e da Turquia. Os autores observaram que matéria orgânica putrescível, papéis e plásticos decrescem $\gamma_{d,máx}$ e aumentam $w_{ótimo}$,

enquanto o inverso ocorre com relação as cinzas. Tais notas são compatíveis com os resultados de Gabr e Valero (1995) e Hettiarachchi (2005).

A trituração também é uma alternativa, pois além de tornar o resíduo mais denso, reduz os gastos com transporte e recobrimento diário (Carvalho, 1999). A área de estudo de Reddy et al. (2009) foi o *Orchard Hills Landfill*, Estados Unidos. O grupo de materiais novos, com restos de alimento e jardinagem, (6,9%), papel e papelão (24,6%), têxtil e madeira (19,2%), inertes (29,2%) e finos (20,1%), apresentou $\rho_{d,m\acute{a}x}$ de 420 kg/m³ e $w_{\acute{o}timo}$ de 70%. Nos resíduos aterrados há 1,5 anos, os materiais que sofreram as alterações mais significativas foram orgânicos e finos, os primeiros caindo para 0,5% e os segundos subindo para 33,8%. Nesse caso, $\rho_{d,m\acute{a}x}$ foi de 600 kg/m³ e $w_{\acute{o}timo}$ de 77%. A Tabela 2 resume os resultados de ensaios de compactação Proctor realizados em RSU por diversos autores.

Tabela 2. Ensaios de compactação Proctor Normal realizados em RSU por diversos autores (Juarez, 2021).

Autor (Ano)	RSU		$\gamma_{d,m\acute{a}x}$ (kN/m ³)	$w_{\acute{o}timo}$ (%)
	Idade (anos)	Condição		
Gabr e Valero (1995)	15 a 30	Aterrado	9,30	31
Hettiarachchi (2005)	0	Sintético	5,15	62
Reddy et al. (2009a)	0	Novo	4,12	70
	1,5	Aterrado	5,88	77
Pulat e Yukselen-Aksoy (2013)	0	Sintético	3,67 a 3,80	138 a 160
Naveen, Sivapullaiah e Sitharam (2014)	Mais de 10	Aterrado	9,82	42,8

2.2.3. Resistência ao cisalhamento

A resistência ao cisalhamento, definida como a máxima tensão cisalhante suportada pelo solo (Pinto, 2006), pode ser determinada a partir de ensaio triaxial ou cisalhamento direto. No primeiro, o corpo de prova é envolto por uma membrana de borracha e inserido em uma câmara. Aplicam-se a pressão confinante (σ_c), gerada quando se enche o compartimento de água, e a tensão devido à carga axial (σ_1 - σ_3) introduzida por um pistão. Não há um plano pré-definido para a ruptura e o processo pode ser consolidado não drenado, consolidado drenado, não consolidado não drenado ou de compressão não confinada. No segundo, que é mais simples e de baixo custo, a drenagem não é controlada. A amostra fica contida em uma célula metálica bipartida e é submetido à tensão normal (σ) perpendicular ao plano horizontal no qual impõe-se a ruptura, e à força tangencial que origina a tensão cisalhante (τ).

A dificuldade está em descrever matematicamente o comportamento das deformações sofridas pelo corpo de prova, uma vez que parte delas são irreversíveis. Propostas como a de Mohr-Coulomb e de Drucker-Prager encaixam-se na hipótese do solo como material elastoplástico perfeito que, segundo Nader (2015), apresenta o domínio elástico e uma zona de transição.

No que se refere aos RSU, Campi (2011) relata que a curva tensão-deformação depende do ensaio: no triaxial, o formato é convexo, linear e, por fim, côncavo; no cisalhamento direto, se aproxima de uma hipérbole convexa. E, frequentemente, mostra-se crescente até o limite de deformação (Abreu, 2015). Ainda que haja dúvidas quanto à sua validade para esse tipo de material por não haver rompimento, o critério de ruptura mais empregado em pesquisas da área tem sido o de Mohr-Coulomb que ajusta a envoltória de resistência (estado de tensões no plano de ruptura) à função da Equação 4.

$$\tau = c + \sigma \tan \varphi \quad (1)$$

Onde:

- τ é a tensão cisalhante no plano de ruptura, medida em quilopascal (kPa);
- c é o intercepto de coesão, medido em quilopascal (kPa);
- σ é a tensão normal no plano de ruptura, medida em quilopascal (kPa);
- φ é o ângulo de atrito, medido em graus ($^{\circ}$).

Ao analisar amostras de diferentes idades, Landva e Clark (1990) concluíram que os resíduos se assemelham a solos reforçados com fibras cujo alinhamento está propenso a ser horizontal ou discretamente inclinado, paralelo às camadas de compactação. Kolsch (1995) sugeriu então um modelo que incorpora a tração desses elementos. O autor afirmou que sob determinadas condições, o valor total da resistência pode exceder aquele produzido pela parcela friccional, provocando uma descontinuidade na reta. O fenômeno conhecido como “efeito fibra” explica os elevados interceptos coesivos presentes na literatura (Boscov, 2008). A solicitação das fibras começa a partir de uma certa deformação, cresce até o limite e decresce à medida que algumas delas se rompem. A sobrecarga contribui para a ancoragem do reforço e o “pico”, nesse caso, está subordinado à resistência à tração.

A Tabela 3 apresenta resultados de ensaios de cisalhamento direto realizados em RSU por diversos autores e a Tabela 4 para RSU triturados.

Tabela 3. Ensaios de cisalhamento direto realizados em RSU não triturados por diversos autores (Juarez, 2021).

Autor (Ano)	RSU		γ (kN/m ³)	w (%)	σ (kPa)	Velocidade (mm/min)	c (kPa)	ϕ (°)
	Idade (anos)	Condição						
Landva e Clark (1990)	30	Aterrado	Não cita	Não cita	30 a 560	1,5	16 e 19	33 e 39
Sadek <i>et al.</i> (2001)	9 a 24	Aterrado	Não cita	5 a 23	49 a 196	10	0,5 a 44	9,5 a 28
Caicedo <i>et al.</i> (2002)	Menos de 1	Aterrado	9,1 (úmido)	67	6 a 117	Não cita	78	23
Lamare Neto (2004)	1	Tratado	7,32 e 8,33 (seco)	Não cita	25 a 100	2,41	3 a 11	25 a 42
Fucale (2005)	12 a 15	Aterrado	10,8 a 13,4 (seco)	22,33 a 24,92	50 a 500	0,05	24,3 a 29,7	42,5 a 50,8
	1,5	Aterrado*	7,5 a 9,2 (seco)	33,42 a 37,80			16,0	40,1 a 48,1
Martins (2006)	0	Novo	8 e 10 (úmido)	57,34 a 72,31	50 a 200	2	4,6 a 53,0	2,7 a 37,2
	Não cita	Tratado	8 (úmido)	25,13 a 66,73			9,1 a 83,7	10,5 a 25,1
Calle (2007)	0,75	Tratado	6,7 a 9,0 (úmido)	Não cita	50 a 700	7,7	14 a 26	34 a 40
	0,1	Tratado	5,2 a 7,0 (úmido)	Não cita			15 a 62	24 a 36
Cardim (2008)	0	Novo	6 (úmido)	265,5 a 310,1	15 a 50	3	0 a 20,29	28,10 a 50,72
Dixon, Langer e Gotteland (2008)	0	Sintético	0,3 a 11,4 (seco)	Não cita	25 a 100	6	0 a 30,8	28,7 a 43,3
Lisha <i>et al.</i> (2010)	0	Novo	7,85 a 9,81 (seco)	30	50 a 250	Não cita	6,5 a 14,3	22,2 a 29,9
Zekkos <i>et al.</i> (2010)	0 a 15	Aterrado	5,9 a 17,5 (úmido)	12 a 25	1,8 a 700	1	15	36
Cho <i>et al.</i> (2011)	0	Sintético	3,52 a 6,88 (seco)	3,5 a 51,7	48 a 290	0,76	0 a 38	6 a 39
Hettiarachchi e Thani (2011)	0	Sintético	10,4 a 17,0 (seco)	2,5 a 15,6	140 a 350	1,27	0 a 184,3	7,4 a 42
Nayebi <i>et al.</i> (2011)	0	Novo	Não cita	74,24	20 a 200	0,8	5,73	32,90
	1 e 3	Aterrado		149,85 e 86,55			7,60 e 15,38	35,83 e 39,91
Reddy <i>et al.</i> (2011)	0	Sintético	11,2 a 16,2	100	32 a 364	0,035	1	35
	Não cita	Tratado	(úmido)		87 a 271		16 a 40	28 a 34

Bingjian <i>et al.</i> (2013)	Não cita	Aterrado	Não cita	10 a 50	100 a 400	Não cita	5,50 a 47,94	9,03 a 28,65
Naveen, Sivapullaiah e Sitharam (2014)	Mais de 10	Aterrado	9,82 (seco)	42,8	50 a 150	Não cita	10	25,6
Abreu (2015)	2 a 25	Aterrado	8,1 a 15,2 (úmido)	39,0 a 53,0	50 a 250	1	0 a 13,7	14 a 33
Babu, Lakshmikanthan e Santhosh (2015)	Não cita	Tratado	10,3 (úmido)	44	50 a 150	0,25	12	40
Ojuri e Adegoke (2015)	0	Sintético	8,1 e 10,9 (seco)	50,3 e 35	13,9 a 41,7	0,5	7,6	42,4 e 48,5
Abreu e Vilar (2017)	2 a 25	Aterrado	5,6 a 10,1 (seco)	39,0 a 53,0	50 a 250	1	13,7 e 4,4	22 e 30
Asadi <i>et al.</i> (2017)	0	Novo	9 a 10 (úmido)	Não cita	25 a 100	0,4	0	35,5 a 38,2
Pulat e Yukselen-Aksoy (2017)	0	Novo	5,13 a 6,15 (seco)	68 a 123	49 a 196	2 a 3	32,6 a 49,6	20,9 a 27,1
	5 a 7	Aterrado	5,50 a 6,35 (seco)	79 a 108			32,0 a 36,4	29,4 a 36,8
Ramaiah, Ramana e Datta (2017)	2 a 12		10,5 a 14,0 (úmido)	20,1 a 81,3	7 a 400	0,3	0 a 28,8	21,5 a 41,3
Shariatmadari, Asadi e Karimpour-Fard (2017)	0	Novo	9,0 a 10,0 (úmido)	67	25 a 100	0,4	0 a 0,8	36,1 a 38,4
Fei e Zekkos (2018)	1	Aterrado	9,93 a 13,89 (seco)	26 a 35	50 a 500	0,45	25,2 a 54,3	8,3 a 23,1
Karimpour-Fard (2019)	Não cita	Aterrado	12 (úmido)	20 a 60	50 a 200	0,8	27 a 45	8 a 22
Keramati <i>et al.</i> (2019)	0	Novo	11,8 (úmido)	70	20 a 100	0,8 a 19	8,52 a 14,68	24,95 a 35,09
	0,5	Aterrado		100	20 a 200		6,13 a 18,79	28,07 a 34,51

* Resíduo submetido a um pré-tratamento mecânico e biológico antes do aterramento.

Tabela 4. Resultados de ensaios de cisalhamento direto realizados em RSU triturados por diversos autores (Juarez, 2021).

Autor (Ano)	RSU		γ (kN/m ³)	w (%)	σ (kPa)	Velocidade (mm/min)	c (kPa)	ϕ (°)
	Idade (anos)	Condição						
Landva e Clark (1990)	0	Novo	Não cita	Não cita	30 a 320	1,5	23	24
Calle (2007)	0,75	Tratado	8,6 (úmido)	Não cita	50 a 700	Não cita	0 a 25,7	32 a 34
Gabr, Hossain e Barlaz (2007)	Não cita	Tratado	Não cita	Não cita	50 a 150	0,03	Não cita	24 a 32
	0	Plástico novo	Não cita	Não cita			Não cita	18
	0	Papel novo	Não cita	Não cita			Não cita	33
Reddy <i>et al.</i> (2009)	0	Novo	Não cita	44 a 100	176 a 774	Não cita	31 a 64	26 a 30
Bareither, Benson e Edil (2012)	0,25 a 0,33	Novo	2,1 a 8,5 (seco)	28,1 a 64,2	12 a 90	0,35 a 0,55	8,9 a 22,3	31,5 a 40
	2,9	Tratado	7,9 (seco)	44,2			21,7	42,6
Zhao <i>et al.</i> (2014)	0 a 0,7	Novo	6,47 (seco)	43,17	50 a 400	0,3	0 a 22,24	14,41 a 27,86
	Mais de 10	Aterrado	9,29 (seco)	25,20 a 41,10			2,01 a 6,29	36,38 a 41,60
Feng <i>et al.</i> (2017)	0,3 e 4	Aterrado	5,6 e 7,4 (seco)	44,6 e 48,7	50 a 400	1	29,1 e 18,3	15,7 e 21,9

2.3. TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO TÉRMICO POR COMBUSTÃO

Essa alternativa de tratamento pode ser classificada como sendo de alta ou baixa temperatura, sendo que a baixa é usada somente para RSS por ter objetivo de assepsia. Os tratamentos por altas temperaturas são caracterizados por usar calor como forma de recuperar, separar ou neutralizar determinadas substâncias presentes nos resíduos, ou reduzir massa e volume, ou produzir energia térmica, elétrica ou mecânica (Pedrosa et al., 2020).

Os processos de decomposição térmica que possuem destaque, são descritos a seguir:

a) Incineração

A incineração consiste em um processo exotérmico de tratamento por meio de combustão controlada, com temperaturas elevadas variantes entre 800 °C e 1300 °C, apresentando assim potencial de redução de volume dos resíduos em até 90% e de peso em até 75%. Tal processo ocorre com volume de oxigênio entre 10 e 25%, além do necessário para garantir que ocorra combustão completa (Kühl et al., 2015). A incineração possui potencial de minimizar a quantidade de resíduos, transformando-os em cinzas inertes ou não, diminuindo também sua periculosidade, além de apresentar potencial de geração de energia. O oxigênio tem função de volatilização, bem como a combustão e destruição dos compostos orgânicos, gerando alterações de caráter físico, químico ou biológico (Tocchetto, 2005).

A aplicabilidade dessa tecnologia se dá para resíduos orgânicos, com composições principais de carbono, oxigênio e/ou hidrogênio; resíduos que contém carbono, hidrogênio, cloro com teor inferior a 30% em peso e/ou oxigênio e resíduos que apresentam seu poder calorífico inferior (PCI) suficiente para a que não haja necessidade de combustíveis auxiliares para a queima. Dessa forma, a incineração é utilizada para uma grande quantidade de resíduos de origem orgânica, porém não aplicável para inorgânicos e metais (Tocchetto, 2005).

b) Gaseificação

A gaseificação diz respeito a um processo termoquímico exotérmico de conversão de uma amostra sólida ou líquida em gás provido de características combustíveis, por meio de oxidação parcial. Este método de conversão energética necessita de um tratamento prévio da biomassa da amostra, que garanta baixo teor de umidade, para a transformação em gás, através de reações de gaseificação e, posteriormente, é resfriado e purificado (Kühl et al., 2015).

O produto deste processo, também chamado de gás síntese, apresenta composição média característica, composta por: 49% Nitrogênio (N), 21% Monóxido de Carbono (CO), 9%

Dióxido de Carbono (CO_2), 14% Hidrogênio (H), 5% Vapor d'Água ($\text{H}_2\text{O}_{(v)}$) e 2% Metano (CH_4). Os elementos capazes de alterar essa relação e, conseqüentemente, o poder calorífico, são: temperatura, pressão, umidade do combustível, teor de oxigênio no agente gaseificador e o tipo de combustível. A composição dos gases gerados reflete em baixo poder calorífico, além de apresentar um efluente na fase líquida com presença de matéria orgânica, e um resíduo sólido. Entretanto, há baixa emissão de compostos orgânicos voláteis e material particulado (Kühl et al., 2015).

c) Pirólise

Esse é um processo endotérmico, baseado na decomposição/degradação térmica das ligações químicas das cadeias sem que haja oxigênio no processo. As temperaturas de operação variam entre 300 °C e 1600 °C (Pedrosa, et al., 2020).

Nesse método o fracionamento dos compostos em fase sólida presentes nas amostras de resíduo se dá de forma gradual à medida que são submetidos às zonas caloríficas constituintes de um reator de pirólise. Os resíduos inicialmente perdem umidade por conta da secagem e ao passo que percorrem as zonas pirolíticas, vão sendo decompostos em altas temperaturas. Essas zonas são compostas por alimentação, secagem e a zona pirolítica (volatilização, oxidação e fusão) (Pedrosa, et al., 2020).

Este método é caracterizado pela capacidade de tratar pequenas e grandes quantidades de resíduos. Este procedimento sintetiza gases, líquidos e ceras. O gás gerado necessita de tratamento, por meio de lavagem, para que possa ser utilizado para geração de energia elétrica e térmica ou para processos térmicos de geração de calor ou frio (Kühl et al., 2015).

d) Plasma

A aplicação dessa tecnologia tem potencial de redução de volume das amostras em taxas superiores a 99%. Com relação ao tratamento de resíduos, possui destaque para os aqueles potencialmente perigosos pela grande eficiência (Tocchetto, 2005).

O tratamento por plasma pode ser via incidência direta ou por processamento em duas câmaras. No primeiro deles, quando a tocha de plasma entra em contato com a amostra, há modificação na composição química e conseqüentemente gera compostos mais simples; já a outra alternativa, é baseada na gaseificação da parte orgânica dos resíduos na primeira câmara do processo, e na fusão deles na segunda câmara. Pelo fato de ocorrer com elevadas temperaturas, há o processo rápido e completo de pirólise (Pedrosa, et al., 2020). Após o

processo de dissociação, há a possibilidade de recuperação dos materiais por meio do encaminhamento do gás a um sistema de combustão para que haja o reaproveitamento do poder calorífico.

O poder calorífico de um material reflete a capacidade que o mesmo tem de desprender determinada quantidade de calor, ao ser submetido a um processo de combustão, sendo assim, apresenta grande importância quanto ao tratamento dos RSU por meio térmico. Para que seja realizada a medição do valor do poder calorífico, é necessário que haja a combustão completa da amostra, com volume constante, oxigênio puro e transferência de calor para a água do calorímetro. Podem ser obtidos o valor de poder calorífico superior (PCS) e inferior (PCI) pelo resultado do estado final do vapor de água formado por conta de substâncias hidrogenadas e pelos gases de combustão. O PCS, diz respeito à soma do valor total de liberação de energia na forma de calor e da energia utilizada para que haja a vaporização da água presente ou formada por uma amostra sólida ou líquida, e pode ser calculado através da massa da amostra, poder calorífico do sistema e do aumento da temperatura da água no interior da bomba. Já o PCI se diferencia do PCS pelo fato de não considerar a energia de condensação da água que estava contida na amostra. O PCI de uma amostra de RSU depende de sua composição (Soares, 2011).

Quando os RSU são tratados por incineração, tem-se três situações: de não viabilidade técnica para $PCI < 1.675 \text{ kcal/kg}$; viabilidade técnica mediante a um prévio tratamento das amostras com o intuito de aumento o poder calorífico, para $1.675 \text{ kcal/kg} < PCI < 2.000 \text{ kcal/kg}$; e condição de viabilidade técnica, para $PCI > 2.000 \text{ kcal/kg}$ (Brasil, 2014).

O valor de PCI pode ser calculado através da fórmula de Themelis, expressa na Equação 6 (Brasil, 2014):

$$PCI = (18.500 * Y_{\text{combustível}} - 2.636 * Y_{\text{H}_2\text{O}} - 628 * Y_{\text{vidros}} - 544 * Y_{\text{metais}}) / 4,185 \quad (6)$$

Onde $Y_{\text{combustível}}$, $Y_{\text{H}_2\text{O}}$, Y_{vidros} e Y_{metais} representam a fração em unidade de massa de RSU. O $Y_{\text{H}_2\text{O}}$ diz respeito ao peso percentual da água para os materiais orgânicos, porém, caso não haja dados, é adotado o valor de 60% (Brasil, 2014). Por $Y_{\text{combustível}}$ entende-se quaisquer materiais que desprendam energia e não sejam considerados no cálculo da umidade.

A Tabela 5 apresenta valores de PCI para materiais constituintes dos RSU e a

Tabela 6 para RSU da cidade de São Paulo.

Tabela 5. Poder calorífico inferior de alguns resíduos sólidos urbanos (FEAM (2012).

RSU	PCI -base seca (Kcal/kg)	UMIDADE (%)	CINZAS (%)	PCI - base úmida sem cinzas (Kcal/kg)
Matéria Orgânica Putrescível	4.300	66	25	712
Papel e papelão	3.800	21	5	2.729
Têxteis e couro	4.200	36	10	1.921
Madeira	3.700	25	5	2.490
Plástico	10.300	17	3	8.193
Borracha	9.700	5	6	8.633

Tabela 6. Composição percentual em massa e energia de RSU da cidade de São Paulo (Oliveira et al., 2018).

	Composição RSU (%)	Fração RSU sem metal (%)	PCI (kcal/kg)	Energia RSU (kcal/kg)	RSU não metálico (%)
Material Orgânico Putrescível	57,80	58,93	1310	772,00	98,08
Plástico	16,77	17,10	6300	1077,2	-
Papel / Papelão	11,08	11,30	4030	455,26	PCI Total (kcal/kg RSU)
Metais	2,18	-	-	-	
Outros	12,43	12,67	4102,5	519,92	2824,38

Através da análise da Tabela 5, observa-se que a quantidade de umidade é menor para plásticos e borrachas, porém aumenta para compostos orgânicos, têxteis, madeira e papel. Existe uma relação inversamente proporcional entre a umidade e o PCI na base úmida, a qual pode ser justificada pela necessidade de desidratação dos compostos antes que haja, de fato, a queima. Ou seja, gasta-se mais energia e obtém-se menor retorno para queimar compostos com maior umidade nesta situação.

Esses dados evidenciam também, através de uma correlação diretamente proporcional, um contexto ambientalmente favorável, pois ao passo que aumenta o valor do PCI, há um aumento no tempo de degradação dos materiais no meio ambiente, sendo assim, existe vantagem em queimar os resíduos com menor teor de umidade, e em caso de reaproveitamento energético esse ganho é ainda maior.

Na

Tabela 6 são expressas as composições percentuais da do RSU da coleta regular na cidade de São Paulo em 2017 e a quantidade de energia que pode ser gerada por sua incineração.

A fração metálica dos RSU é removida via eletroímãs presentes nas esteiras de alimentação do forno. Dessa forma, o total de RSU sem componentes metálicos é de 98,08%. Este valor é utilizado como redutor da massa total diária de resíduos, que apresenta viabilidade para utilização no processo geração de energia através da incineração. Os plásticos possuem papel importante no processo, pelo fato de possuir a maior quantidade de energia dentre os materiais apresentados. Além disso, os plásticos geram 40% mais energia e possuem 4,5 vezes menos massa, quando comparados aos resíduos orgânicos. De acordo com a estimativa apresentada por Oliveira et al. (2018), o valor de PCI dos RSU para a cidade de São Paulo é de 2824,38 kcal/kg, o que torna viável o processo de incineração com recuperação energética.

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1. GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS NO MUNICÍPIO DE SÃO PAULO

A Figura 4 apresenta a localização do território do município de São Paulo, objeto da pesquisa, com área de 1.521,110 km² e população de 11.451.245 habitantes, sendo o município mais populoso do país com densidade demográfica de 7.528,76 hab./km² (IBGE, 2023). O município de São Paulo ocupa o 4º lugar no *ranking* de cidades mais populosas do mundo (United Nations, 2018).

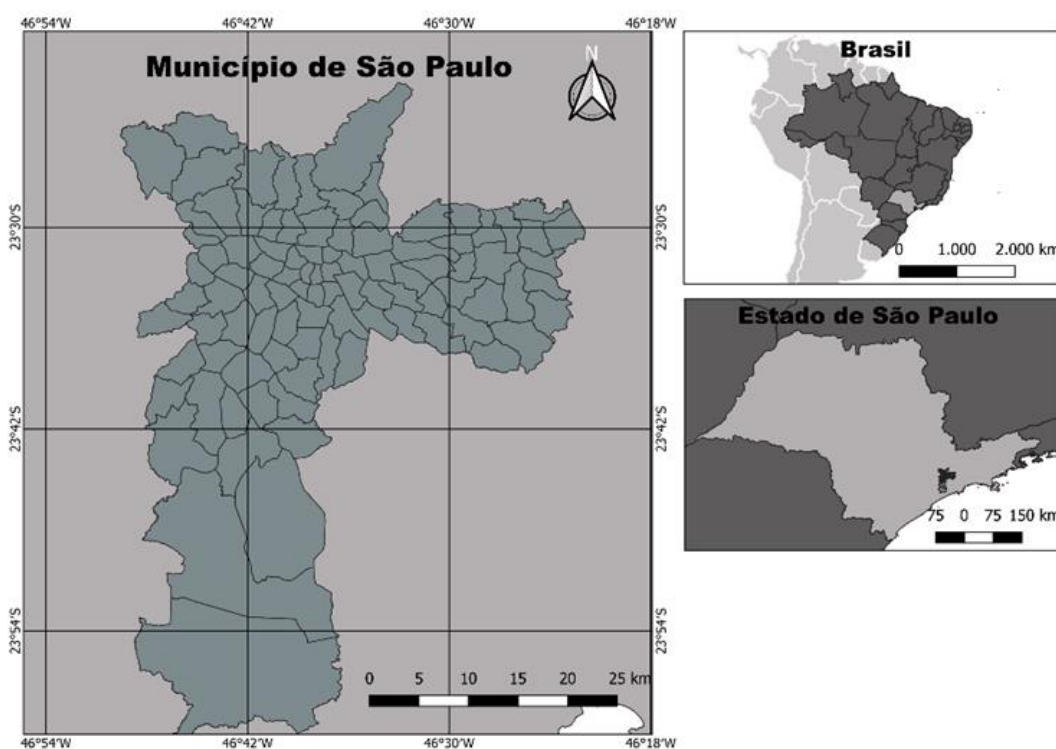


Figura 4. Localização geográfica do município de São Paulo (Rodrigues, 2024).

O município de São Paulo gera, em média, 20 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos diariamente (entre resíduos domiciliares, resíduos de limpeza urbana e resíduos de pequenos geradores comerciais (geração diária de até 200 litros) (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2018).

A Lei municipal 13.478/2002 (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2002) dispõe sobre a organização do sistema de limpeza urbana do município de São Paulo e, em seu artigo 21,

separou os serviços de limpeza pública e consequentemente de coleta e destinação dos resíduos sólidos urbanos e resíduos de serviços de saúde gerados em dois grandes grupos:

- i. Serviços Divisíveis: quando é possível identificar o gerador. Englobam os serviços de coleta, transporte, tratamento e destinação de resíduos sólidos e materiais de varredura domiciliares; resíduos sólidos domiciliares não-residenciais, sendo aqueles gerados por estabelecimentos públicos, de prestação de serviços, entre outros, classificados como não perigosos (IIA), conforme NBR 10.004 (2004) e que não ultrapassem a geração de 200 L/dia, desde que corretamente acondicionados; e os resíduos sólidos do serviço de saúde;
- ii. Serviços Indivisíveis: não é possível identificar a origem do gerador e englobam os serviços de limpeza urbana essenciais, como a conservação e limpeza pública dos bens de uso comum, incluindo a varrição e asseio de vias; a raspagem e a remoção de terra e areia de material carregado pela chuva para vias públicas; a limpeza e desobstrução de bueiros, assim como o transporte e a destinação dos materiais coletados nos serviços mencionados.

Os serviços divisíveis do município de São Paulo relacionados equivalem a 12 mil toneladas de resíduos por dia ou 60% do total gerado (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2018). No valor mencionado não são considerados os resíduos do serviço de saúde, os quais embora pertençam ao grupo dos serviços divisíveis, possuem coleta, transporte e destinação final diferenciados dos demais, assim como os resíduos gerados na manutenção de áreas verdes, limpeza de vias e resíduos de áreas públicas. Para execução serviços dos serviços divisíveis foram contratadas duas empresas, Logística Ambiental S.A. (Loga) e Ecourbis Ambiental S.A. (Ecourbis), que assumiram as concessões em 2004 e tem prazo contratual de 20 anos. As empresas dividem a área do município de São Paulo conforme apresentado na Figura 5.

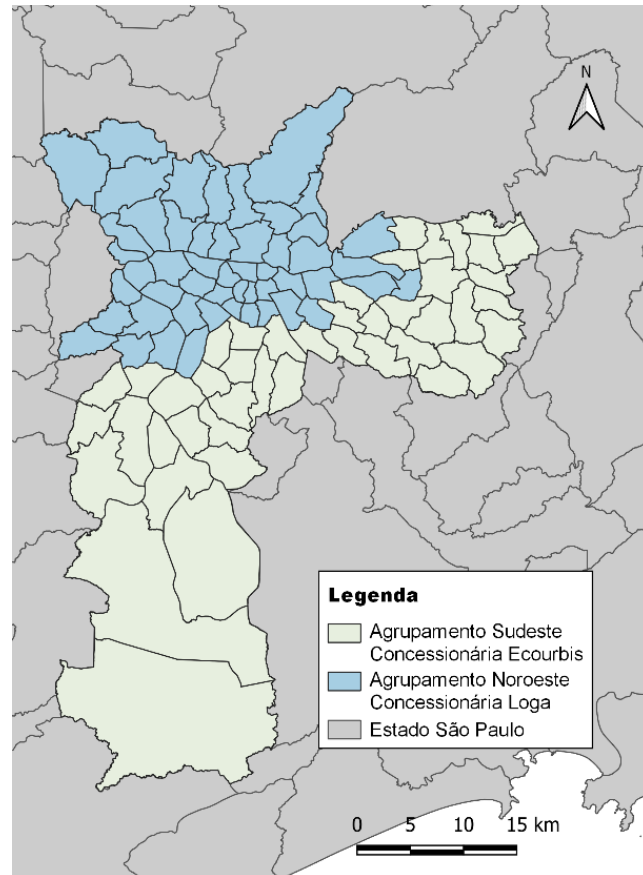


Figura 5. Divisão das áreas de concessão de serviços divisíveis do município de São Paulo (Rodrigues, 2024).

O agrupamento Noroeste é formado por 13 Subprefeituras: Butantã, Casa Verde, Freguesia do Ó/Brasilândia, Jaçanã/Tremembé, Lapa, Mooca, Penha, Perus, Pinheiros, Pirituba/Jaraguá, Santana/Tucuruvi, Sé e Vila Maria/Vila Guilherme.

O agrupamento Sudeste é formado por 19 Subprefeituras: Aricanduva, Cidade Tiradentes, Ermelino Matarazzo, Guaianases, Ipiranga, Itaim Paulista, Itaquera, São Mateus, São Miguel, Sapopemba, Vila Prudente, Campo Limpo, Capela Do Socorro, Cidade Ademar, Jabaquara, M'Boi Mirim, Parelheiros, Santo Amaro e Vila Mariana.

A Loga assumiu a concessão do agrupamento Noroeste e é responsável pela administração dos aterros sanitários desativados, Bandeirantes (Distrito Perus) e Vila Albertina (Distrito Tremembé), e pela Operação do Transbordo Ponte Pequena (localizados na Avenida do Estado, 300). Em 2014, entrou em operação a Central Mecanizada de Triagem dos Resíduos Secos (Avenida do Estado, 300), também sob responsabilidade desta concessionária. Entre as obrigações contratuais, a concessionária inaugurou em 2016 a unidade de tratamento de resíduos de serviços de saúde, localizada no aterro Bandeirantes, a qual trata os resíduos

infectantes (grupo A) gerados no seu agrupamento por meio de autoclavagem. Atualmente, os RSU gerados pelo agrupamento noroeste são encaminhados para o aterro sanitário particular, localizado em Caieiras, município da região metropolitana de São Paulo.

No agrupamento Noroeste, à exceção dos resíduos coletados das subprefeituras de Perus e Pirituba (cerca de 1.500t/dia) localizadas no extremo noroeste do agrupamento, os quais seguem diretamente para o aterro privado de Caieiras, o restante dos resíduos coletados no agrupamento (cerca de 3.500t/dia) são encaminhados para uma unidade de transbordo ou estação de transferência, situada na região central do agrupamento, denominado como Transbordo Ponte Pequena. As estações de transferência são necessárias devido às grandes distâncias entre os locais de coleta até o ponto de disposição final. Assim, estes locais recebem os veículos de coleta de pequeno porte e transferem sua carga para veículos de maior capacidade (carretas de 30m³), consolidando os volumes, com o objetivo de reduzir a quantidade de veículos em trânsito, tornando menores os custos operacionais e os impactos ambientais. A Figura 6 esquematiza para onde seguem os resíduos gerados em cada subprefeitura do agrupamento Noroeste e os pontos de localização do transbordo e do aterro sanitário.

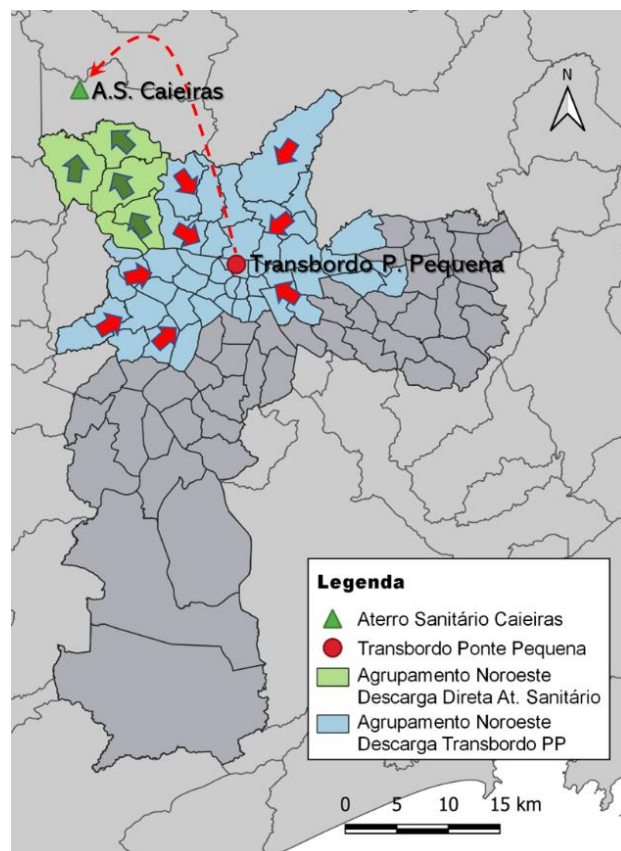


Figura 6. Esquema logístico de transporte dos resíduos no agrupamento Noroeste (Rodrigues, 2024).

A Ecourbis assumiu o agrupamento Sudeste (Figura 5) e é responsável pela administração dos aterros sanitários desativados: São Mateus, Santo Amaro e São João e pelo aterro sanitário em atividade “Central de Tratamento de Resíduos Leste” (CTL), sendo os dois últimos localizados no distrito São Mateus. Também opera as unidades de transferência Vergueiro (Rua Breno Ferraz do Amaral, 415 B) e Santo Amaro (Rua Miguel Yunes, 480). Em 2014, entrou em operação a Central Mecanizada de Triagem Carolina Maria de Jesus (Rua Miguel Yunes, 345), administrada pela concessionária. No ano de 2015, como parte das obrigações contratuais da concessão, foi inaugurada a unidade de tratamento por autoclavagem de resíduos dos serviços de saúde, a qual trata os resíduos infectantes (Grupo A) gerados no agrupamento sob sua responsabilidade.

No agrupamento Sudeste, os resíduos coletados na região sul e em parte da região leste do município são encaminhados para duas unidades de transferência, sendo uma situada na região sul do agrupamento, denominada Estação de Transferência Santo Amaro, e outra, denominada Estação de Transferência Vergueiro (ETV), situada em posição central do agrupamento. Atualmente, as unidades de transferência mencionadas recebem cerca de 4.400 toneladas de resíduos por dia e o restante da quantidade gerada no agrupamento, 2.600 toneladas/dia, são coletadas na região leste do município e descarregadas diretamente no aterro sanitário municipal (Central de Tratamento Leste - CTL). A Figura 7 esquematiza para onde seguem os resíduos coletados em cada subprefeitura do agrupamento Sudeste e os pontos de localização das estações de transferência e aterro sanitário.

A Cidade de São Paulo revisou em 2014 seu Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PGIRS), anteriormente elaborado em 2012, que definiu como principais diretrizes (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2014):

- Máxima segregação de resíduos nas fontes geradoras e sua valorização, com o incentivo à retenção de resíduos na fonte;
- Elaboração de um plano de triagem na fonte de resíduos domiciliares orgânicos, resíduos domiciliares recicláveis secos, resíduos da construção civil, resíduos orgânicos de feiras, sacolões, dentre outros;
- Indução de práticas de coleta seletiva para empresas que tenham planos de gerenciamento de resíduos sólidos; e
- Implementação de um plano municipal de educação ambiental, com forte ênfase nos resíduos, e em programa de educação ambiental permanente na Autoridade Municipal

de Limpeza Urbana (AMLURB), voltado para a conscientização da população sobre a importância da não geração de resíduos, sua redução e reutilização.

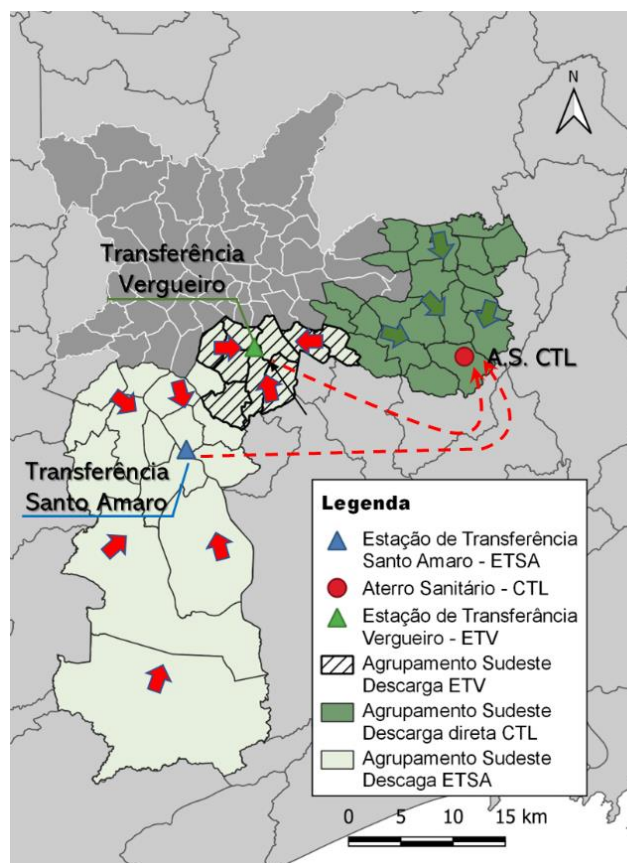


Figura 7. Esquema logístico de transporte dos resíduos no agrupamento Sudeste (Rodrigues, 2024).

Dados da prefeitura do município de São Paulo (PMSP, 2021) indicam que a coleta domiciliar seletiva está presente em 96 distritos do município de São Paulo, cobrindo cerca de 76% das vias.

Em atendimento à Lei Municipal nº 13.478/02, que dispõe sobre a organização do Sistema de Limpeza Urbana do Município de São Paulo (São Paulo, 2002), foi criado no ano de 2002 e implantado em 2003, em conformidade com o Decreto Municipal nº 42.290/02, o “Programa Socioambiental de Catadores de Material Reciclável do Município de São Paulo”, posteriormente tendo denominação alterada para “Programa Socioambiental de Coleta Seletiva de Resíduos Recicláveis” pelo Decreto Municipal nº 48.799/07 (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2007).

Segundo o artigo 2º do Decreto Municipal nº 48.799, de 9 de dezembro de 2007, o Programa tem como objetivos “I - estimular a geração de emprego e renda, por intermédio das

atividades de coleta, triagem e comercialização de materiais recicláveis; II - fomentar a formação de cooperativas e associações de catadores de materiais recicláveis, com vistas ao resgate da cidadania por esse segmento da população, por meio do reconhecimento do direito básico ao trabalho, como política de inclusão social; III - incentivar ações de educação ambiental; IV - propiciar a defesa do meio ambiente, por intermédio da coleta seletiva e da comercialização adequada dos resíduos recicláveis; V - promover ações de apoio às cooperativas e associações de produção, ambas do segmento de coleta seletiva de materiais recicláveis, visando ao aprimoramento de suas atividades” (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2007).

As concessionárias realizam a coleta dos resíduos secos domiciliares em dias e horários diferentes daqueles que realizam a coleta dos resíduos indiferenciados, ou seja, aqueles sem segregação. Após a coleta porta a porta das residências, os resíduos são destinados para 25 cooperativas de reciclagem habilitadas no Programa Socioambiental de Coleta Seletiva da Prefeitura, conforme a capacidade individual de cada cooperativa, e para Centrais Mecanizadas de Triagem (CMT). Estas unidades são responsáveis pela separação de materiais por tipo, unitização e venda dos materiais segregados. A Figura 8 apresenta a localização das cooperativas habilitadas e as CMTs do município.

As CMTs possuem gestão compartilhada entre: i) as concessionárias, responsáveis pela manutenção e fornecimento de insumos inerentes à produção e, ii) uma cooperativa habilitada pela prefeitura, responsável pelos cooperados que efetuam o controle de qualidade dos materiais separados mecanicamente pelos equipamentos.

De acordo com as diretrizes da Resolução Nº 109/AMLURB/2017 (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2017), a receita produzida com a venda dos recicláveis é destinada ao Fundo das Centrais de Triagem Mecanizadas. Metade desse fundo é reservado para o custeio das despesas com manutenção e com a operação de triagem, equipamentos, espaço físico e veículos das cooperativas habilitadas. A outra metade do fundo é destinada, depois de custeadas as despesas legais obrigatórias, aos cooperados das Cooperativas com Termos de Colaboração vigentes com a AMLURB, que foi incorporada à agência SPRegula.

A Coleta Seletiva tem maior presença nas regiões com perfil socioeconômico de rendas mais elevadas, especialmente as com grandes concentrações de atividade comerciais e de serviços, devido ao maior consumo de bens feitos de materiais recicláveis. Já nas regiões mais pobres, nas áreas periféricas da cidade, tem-se um perfil maior de geração de resíduos

orgânicos. A Figura 9 ilustra a distribuição da Coleta Seletiva no Município, quando de um levantamento elaborado para o PGIRS publicado em 2012.

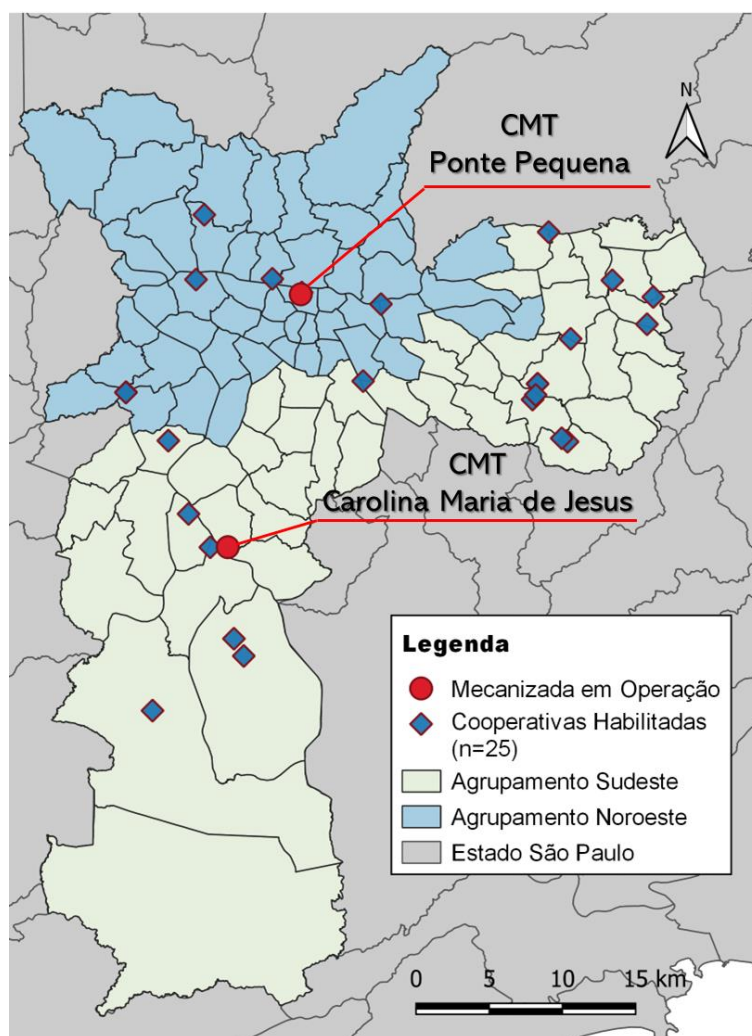


Figura 8. Localização das cooperativas habilitadas e CMT's do município de São Paulo (Rodrigues, 2024).

Após os materiais serem separados por tipos nas Centrais Mecanizadas de Triagem e/ou cooperativas de catadores, eles são prensados e ficam dispostos para serem destinados às indústrias de reciclagem. A Tabela 7 mostra a localidade de algumas das principais indústrias de reciclagem da cidade.

O recurso financeiro advindo da venda dos materiais recicláveis para as indústrias de transformação é rateado entre os agentes operadores, que são cooperados. Esse processo acontece tanto nas cooperativas de catadores quanto nas CMTs.

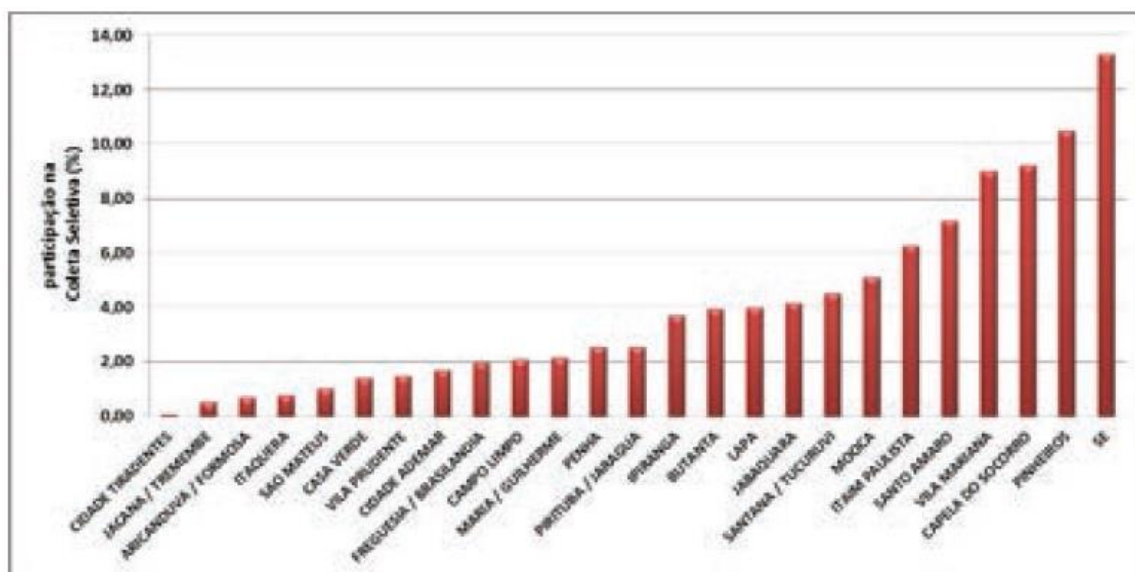


Figura 9. Participação das Subprefeituras na Coleta de Resíduos Sólidos Domiciliares secos (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2012).

Tabela 7. Principais indústrias de reciclagem no município de São Paulo (Recicloteca, 2016).

Cidade	Bairro	Instituição
São Paulo	Água Fria	Rosa Maria Aparas de Papel Ltda.
São Paulo	Água Fria	Rosa Maria Aparas de Papel Ltda.
São Paulo	Barra Funda	Comércio de Aparas de Papel Nápoles
São Paulo	Bela Vista	Yacom Indústria e Comércio de Plástico
São Paulo	Bela Vista	Yacom Indústria e Comércio de Plástico
São Paulo	Carrão	Só Sucata
São Paulo	Casa Verde Alta	Comércio de Aparas Olímpia Ltda
São Paulo	Glicério	Recifran - Serviço Franciscano de Apoio a Recicla
São Paulo	Jardim Elba	Reciclando Esperança
São Paulo	Jd. São Luis	Comércio de Cacos de Vidro Mazzetto Ltda
São Paulo	Jd. São Paulo	Antonio Marques Comércio de Ferro Ltda
São Paulo	Jordanópolis	Junk
São Paulo	Liberdade	Comércio de Aparas de Papel Liberdade
São Paulo	Limão	Aparas Villena Ltda
São Paulo	Moóca	Dom Bosco Comercial de Metais Ltda
São Paulo	Moóca	Navarro Comércio de Ferro e Metais Ltda
São Paulo	Vila Santa Catarina	ADERE – Associação para Desenvolvimento, Educação

O próximo passo é caracterizar os materiais que cada uma dessas indústrias recebem, e por quanto compram, para embasar as discussões sobre características dos rejeitos sendo obtidas durante o desenvolvimento do projeto, assim como as metas para futura disposição e características desejadas para os futuros aterros sanitários.

Além do serviço de coleta domiciliar da fração seca executado pelas concessionárias, o descarte correto dos recicláveis pode ser feito nos Pontos de Entrega Voluntária (PEV's) e sua frequência da coleta pode variar de acordo com o local de instalação e a demanda dos equipamentos, serviço executado pelas empresas que executam a limpeza das vias públicas (serviço indivisível). O município conta com 3.810 equipamentos distribuídos pelas vias (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2021). Os PEV's são grandes caixas verdes em forma de contêineres fechados com capacidade para 2.500 litros cada e são instalados em locais com grande fluxo e de fácil acesso ao público, permitindo também manobras de caminhões que fazem seu manuseio. Todos eles são adesivados com informações do que pode e o que não pode ser depositado nestes equipamentos. É possível encontrar esses equipamentos em Ecopontos, parques, postos de gasolina e áreas públicas, sempre em locais que não atrapalhem o fluxo viário e de pedestres.

Pela Figura 10 é possível constatar que nas Zonas Noroeste, Nordeste e Sul da cidade de São Paulo há uma grande deficiência de PEV's, além disso, também há dois grandes vazios nas Zonas Oeste e Leste. Ademais, os PEV's existentes encontram-se razoavelmente bem distribuídos. Embora tais equipamentos visam complementar a coleta seletiva porta-a-porta, nota-se que apesar de presentes, mostram ser um equipamento insuficiente frente à escala de problema na metrópole de São Paulo, uma vez que foram responsáveis pela coleta de apenas 0,05% de todo resíduo potencialmente reciclável gerado em 2017 no município, enquanto a coleta seletiva porta a porta representou pouco mais de 5% (Lopes, 2018).

Há caçambas específicas para cada tipo de resíduos. Todos os Ecopontos, 102 no total, funcionam de segunda a sábado, das 6h às 22h, e aos domingos e feriados das 6h às 18h. O endereço, a respectiva subprefeitura ao qual pertence e quando cada Ecoponto foi inaugurado podem ser consultados na seguinte página da Prefeitura Municipal de São Paulo (2019): <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/amlurb/ecopontos/index.php?p=4626>.

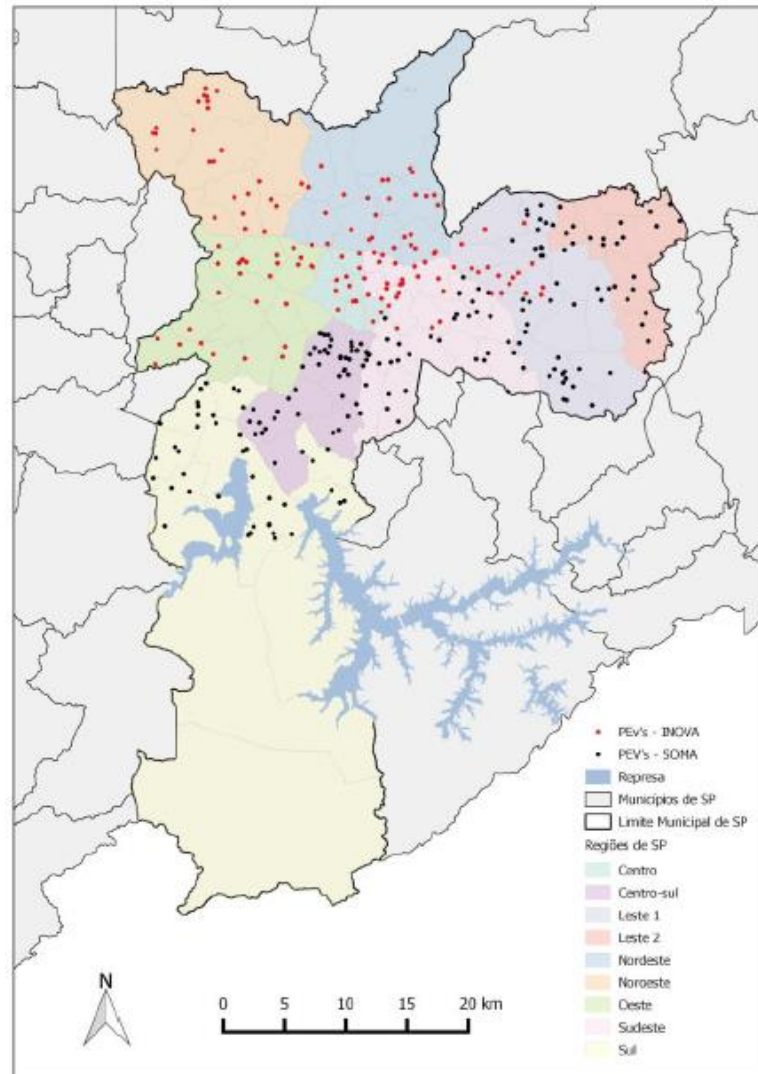


Figura 10. Localização dos endereços dos PEV's públicos no Município de São Paulo (adaptado de Lopes, 2018).

O Figura 11 apresenta a evolução da proporção entre os resíduos da coleta seletiva e da coleta indiferenciada (não segregada) no período de 2010 a 2022. Verifica-se que a quantidade coletada em 2021 e 2022 remete às quantidades de resíduos secos coletados em anos anteriores a 2015, enquanto também há reduções consecutivas da quantidade de resíduo domiciliar não segregado nos respectivos anos. A relação entre o resíduo coletado seletivamente e o total coletado permaneceu próxima a 2% em 2021 e 2022, no município de São Paulo.

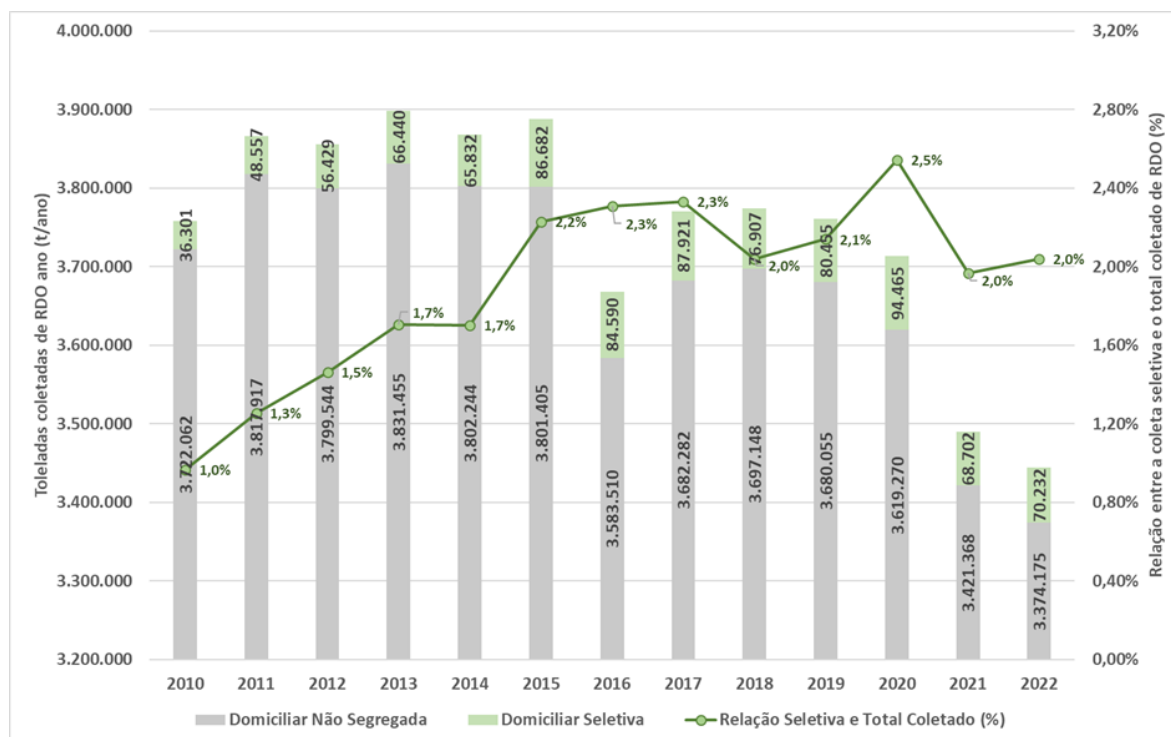


Figura 11. Variação relativa da geração de RDO entre 2010 e 2022 para o município de São Paulo (Rodrigues, 2024).

3.2. ESCOLHA DA COOPERATIVA E PROCEDIMENTO PARA COLETA DE AMOSTRAS

A seleção da cooperativa para a coleta de amostras de RSU provenientes da Coleta Seletiva do Município de São Paulo foi pautada nos seguintes critérios:

- Localização da Prefeitura Regional de onde os resíduos recebidos eram provenientes;
- Localização da Cooperativa;
- Tipologia dos resíduos que eram recebidos e triados.

Dentre às 25 cooperativas presentes no município de São Paulo que recebem e triam RSU, foi realizada uma pesquisa para verificar qual a tipologia de materiais para reciclagem era recebida no local. Inicialmente, as cooperativas foram analisadas quanto à sua distância em relação ao centro e quanto às tipologias de resíduos que cada uma dessas cooperativas recebia, a Prefeitura Regional que atendia e a facilidade de acesso e locomoção na área conforme a Tabela 8.

Tabela 8. Características levantadas para a seleção final da cooperativa levando em consideração a tipologia de resíduos, facilidade de acesso e subprefeitura a qual pertence (Andrade, 2017).

COOPERATIVA	TIPOLOGIA	ACESSO	PREFEITURA REGIONAL
Cooperativa Tietê	Coleta Seletiva	Fácil acesso	Mooca
Coopere	Coleta Seletiva	Fácil acesso	Sé
Cooperleste	Coleta Seletiva	Fácil acesso	São Mateus
Tiquatira	Coleta Seletiva	Difícil acesso	Vila Maria
Coopervivabem	Coleta Seletiva	Fácil acesso	Lapa
Coopermyre	Coleta Seletiva	Fácil acesso	Santo Amaro
Coopermiti	Eletroeletrônico	Fácil acesso	Casa Verde
Cooperativa Chico Mendes	Coleta Seletiva	Difícil acesso	São Mateus
Cooperativa União	Coleta Seletiva	Fácil acesso	Itaquera
Cooperativa Crescer	Coleta Seletiva	Fácil acesso	Pirituba/ Jaraguá

Do resultado apresentado na Tabela 8, foi descartada a cooperativa que realizava a coleta apenas de materiais eletroeletrônicos, a Coopermiti. Por fim, as cooperativas restantes foram analisadas quanto à origem dos materiais recebidos para triagem, de onde foi realizada a seleção final da cooperativa.

Partindo da premissa de que a composição gravimétrica do resíduo varia conforme as características demográficas e econômicas de cada região, optou-se neste escopo de trabalho por realizar a análise do resíduo de coleta seletiva proveniente da região central do município de São Paulo, o qual é encaminhado para a cooperativa Coopere. Como não havia nenhum estudo prévio sobre a caracterização gravimétrica de resíduos provenientes de coleta seletiva no Município de São Paulo, a Região Central foi escolhida por ser uma região que é atendida em sua totalidade pelo Programa de Coleta Seletiva, além de possuir uma característica de ocupação mista de comércios e residências.

Localizada no bairro do Bom Retiro no município de São Paulo, a Coopere hoje é responsável por receber e realizar a triagem do material proveniente da Coleta Seletiva da Subprefeitura da Sé, região central da cidade e que faz parte do Agrupamento Noroeste. Esta compreende, além do distrito do Bom Retiro onde a Coopere está instalada, os distritos: Bela Vista, Cambuci, Consolação, Liberdade, República, Santa Cecília e Sé, compreendendo uma área de 25,56 km². A região possui 431.106 habitantes tendo, portanto, uma densidade demográfica de 16,454 hab/km² (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2017). A Subprefeitura da Sé conta ainda com o 5º melhor IDH-M (Índice de Desenvolvimento Humano Municipal) do município (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2017), de 0,906, que considera renda, educação

e longevidade da população, além de ser aquela mais participa da coleta seletiva do município (Figura 9). Não foi possível também estudar uma cooperativa do Agrupamento Sudeste, dada a dificuldade de acesso às mesmas, assim como de disponibilidade de alunos. Destaca-se que a Coopere contrata cooperados em situação de grande vulnerabilidade social.

Diariamente é encaminhada para a Coopere uma grande diversidade de materiais para triagem. Além da separação dos materiais compostos por papel, plástico, metais e vidro, também são recepcionados no local equipamentos eletroeletrônicos para a reciclagem. Para atender essa demanda de materiais recebidos, a cooperativa trabalha com duas esteiras para triagem de materiais e um local para manipulação de materiais eletrônicos e aerossóis, operando com turno de trabalho de segunda a sexta-feira em período integral e meio período aos sábados. São triados e comercializados em média 130 toneladas de recicláveis por mês. O tempo médio de armazenamento varia conforme o tipo: uma semana para papel e papelão, dez dias para metais ferrosos, quinze dias para vidros um mês para plásticos. O rejeito gerado no processo de triagem é disposto em um local coberto e são retirados pelo serviço municipal a cada 2 ou 3 dias (Moreira, 2017).

A visita inicial à cooperativa Coopere foi realizada no dia 12 de março de 2016, quando foi possível se reunir com o líder da cooperativa e estabelecer uma parceria para a coleta de amostras. Conforme representado na

Figura 12, foram coletados aproximadamente 100 L de amostra em cada etapa do processo da cooperativa, totalizando um valor aproximado de 400 L de resíduos por campanha, do total de 06 campanhas de coleta realizadas. A amostra 1 representa a coleta de 100 L de material em pontos distintos de P1 + P2, ou seja, coleta nas pilhas de armazenamento do material proveniente da coleta seletiva que irá passar pela triagem. Da mesma forma, a amostra 2 representa a coleta de 100 L de material no momento entrada nas esteiras de triagem. A amostra 3 representa a coleta de 100 L do rejeito no momento de saída da triagem pelos cooperados. Por fim, a amostra 4 representa a coleta de 100 L do rejeito na pilha que será destinada ao aterro sanitário. Destaca-se que a coleta era feita de maneira aleatória em diversos pontos das pilhas, mas procurando incorporar a maior variedade de resíduos possível em cada saco.

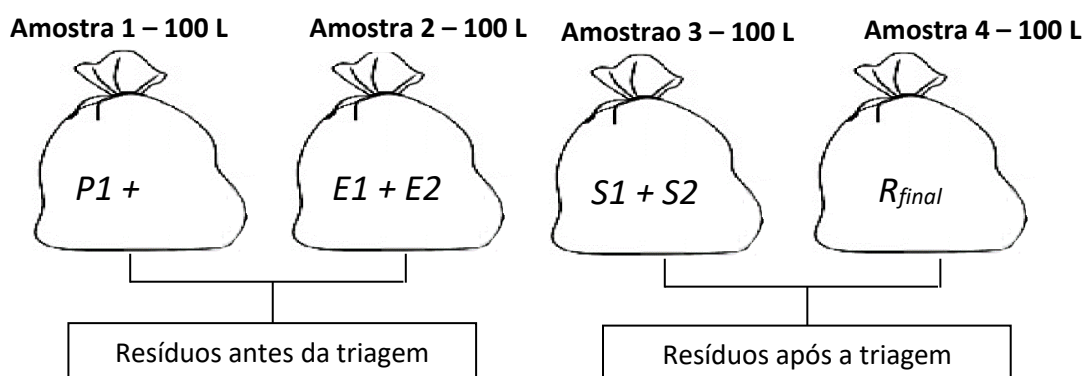


Figura 12. Representação das amostras de resíduos coletadas na cooperativa Coopere (Andrade, 2017).

O procedimento descrito na

Figura 12 foi realizado seis vezes em um período de 10 meses, tendo iniciado no mês de abril de 2016 e finalizado no mês de fevereiro de 2017. As amostras coletadas foram encaminhadas para a Universidade Federal do ABC, *campus* Santo André, e analisadas no Laboratório de Processos Biológicos, onde era feito o quarteamento, conforme a norma NBR 10.007 (ABNT, 2004).

A seguinte relação de materiais foi utilizada durante as coletas, assim como os equipamentos de proteção individual (EPIs) descritos abaixo:

- a) Luvas de borracha reforçadas;
- b) Óculos de segurança transparente;
- c) Máscara de respiração descartável;
- d) Sacos plástico de 100 L;
- e) Etiquetas, fitas adesivas e pincéis para identificação das amostras
- f) Protetor auricular;
- g) Capacete e botas de segurança.

3.3. AS CENTRAIS MECANIZADAS DE TRIAGEM

A fim de dinamizar a atividade dos dois aterros sanitários conveniados com a prefeitura (CTL e Caieiras), foram inauguradas entre 2012 e 2014 a CMT Ponte Pequena e a CMT Carolina Maria de Jesus, respectivamente, para receberem os RDO secos coletados nos Ecopontos e porta a porta. Cada uma com capacidade para processar 250 toneladas de resíduos por dia, ou seja, operam ociosamente, já que o total de RSU proveniente da coleta seletiva do município é de 240 t/dia (dados de 2017).

Os resíduos são processados por meio de um sistema de esteiras, com controle computadorizado e participação de agentes ambientais. Faz-se a separação dos principais componentes recicláveis, como papel, papelão, embalagens de cartão para alimentos líquidos, materiais ferrosos e não ferrosos e plásticos, de acordo com suas características físicas. Após triagem, os materiais são enfardados e ficam prontos para transporte e comercialização às indústrias de transformação. A receita gerada é rateada entre os agentes operadores, que são cooperados.

Os resíduos mais comercializados nas duas CMTs de recicláveis em operação são aparas de papel e papelão ondulado. Juntas, as CMTs Ponte Pequena (Loga) e Carolina Maria de Jesus (Ecourbis) movimentaram quase R\$ 700 mil só no mês de maio de 2016. O total de recicláveis comercializado, entre aparas, papelão, plásticos, vidro e alumínio, foi de aproximadamente 2 mil toneladas, no mesmo período. Diante deste cenário, um projeto-piloto originou um programa de doação social de resíduos processados nas CMTs para o conjunto das cooperativas de catadores como forma de promover a inclusão social e inserção desses trabalhadores na economia formal (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2016).

A Figura 13 mostra a quantidade de material comercializado no mês de maio de 2016 nas CMTs Ponte Pequena e Carolina Maria de Jesus.

Material comercializado a partir da Central de Triagem Mecanizada Carolina Maria de Jesus – Maio/ 2016	
Apara de papel	585,0 t
Papelão ondulado	229,0 t
Sucata	56,0 t
Sacolas plásticas	45,8 t
Emb. Tetra-Pak	27,6 t
Alumínio	28,6 t
PEAD*	31,9 t
PEAD colorido	56,0 t

*polietileno de alta densidade

Material comercializado a partir da Central de Triagem Mecanizada Ponte Pequena – Maio/ 2016	
Apara de papel	519,5 t
Papelão ondulado	125,5 t
Sucata	28,6 t
Sucata - Vidro	52,5 t
Filme plástico	32,8 t
Emb. Tetra-Pak	14,0 t
Alumínio*	15,0 t
PP **	35,2 t
PP colorido	4,5 t
PEAD colorido	32,5 t

*polietileno de alta densidade
**polipropileno

Figura 13. Quantidade de material comercializado nas Centrais de Triagem Mecanizadas (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2016).

Dado o fato das duas centrais receberem a maior parte dos RDOs secos do município, em torno de 90t/dia cada uma na época do estudo, propôs-se um plano de amostragem semelhante em ambas, dada a representatividade quanto às Subprefeituras atendidas por cada agrupamento.

O plano de coleta em cada Central iniciou em maio de 2017, e aconteceu bimestralmente até maio de 2018, em dias diferentes da semana, durante um ano, considerando-se apenas caminhões da Coleta Seletiva. Como forma de estruturar a metodologia e definir o plano de amostragem adotado ao longo das coletas e análises, as coletas realizadas em maio de 2017 foram consideradas “piloto, para as duas CMTs, sendo então avaliada como satisfatória a metodologia inicialmente proposta, possibilitando então dar sequência às próximas coletas, bimestralmente. Este intervalo bimestral foi considerado como o tempo mínimo necessário para realização das análises previstas no Plano de Amostragem no intervalo entre as coletas, considerando o tempo disponível para a conclusão da pesquisa.

A metodologia adotada também considerou os procedimentos definidos pela NBR 10.007 (ABNT, 2004), como o levantamento da origem do resíduo, sua disposição em pilhas ou montes, a elaboração do Plano de Amostragem, a seleção dos recipientes, o número e volume das amostras, práticas de segurança ambiental e ocupacional e por fim, os meios de preservação, acondicionamento, armazenamento e quarteamento das amostras de resíduos.

Além da NBR 10.007 (ABNT, 2004), outra importante referência bibliográfica foi a metodologia internacional MODECOM (1993), dado seu nível de detalhamento metodológico, facilitando sua adaptabilidade às condições consideradas na presente pesquisa. Foram considerados: a periodicidade bimestral por estação do ano, incluindo períodos de sazonalidade, aleatoriedade na seleção das amostras, bem como, as condições de armazenamento das amostras em sacos resistentes e hermeticamente fechados.

A realização da coleta no período de um ano leva em conta a afirmação de Cruz (2003), de considerar a sazonalidade como parte importante do processo de amostragem, ou seja, as variações climáticas e culturais da população (meses de férias, por exemplo) que alteram as características dos resíduos. Assim, foram usados diferentes dias da semana e horários, ao final de cada mês, para que diferentes bairros sejam incluídos durante esse processo também.

A amostragem levou em conta a quantidade necessária para triagem e análise de dados a partir da relação volume/peso dos materiais coletados. Conforme realizado na Coopere, e representado na Figura 12, para cada uma das CMTs foram coletados sacos de 100 L da seguinte forma: 1 saco com resíduos coletados da pilha antes da entrada na esteira (E1); 1 saco de

material recolhido na entrada da esteira (E2); e 1 saco com rejeitos da saída da esteira final (S). No caso das CMTs, não existem pilhas diferentes de rejeitos, como existe na Coopere e, por isso, uma saída apenas. Dessa forma, foram obtidos aproximadamente 300L de resíduos separados por sacos a cada coleta, conforme mostrado na Figura 14.

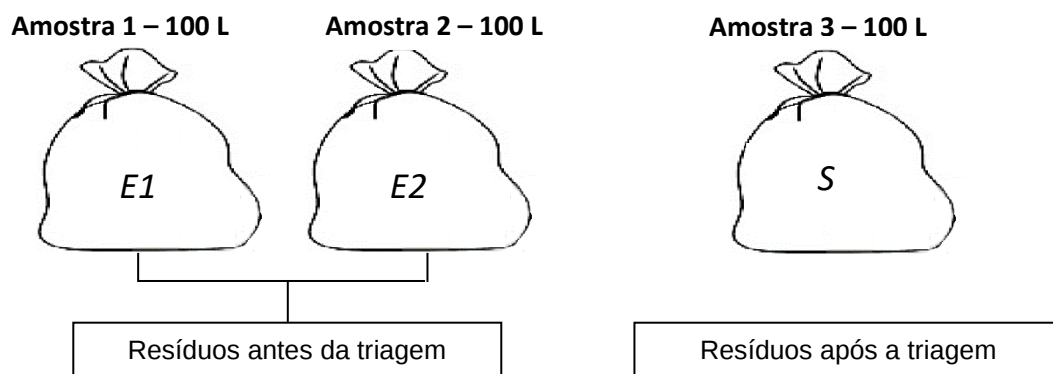


Figura 14. Representação das amostras de resíduos coletadas nas CMTs.

A Tabela 9 apresenta as campanhas de coleta de amostras realizadas no período de maio a outubro de 2017, somando-se 8 coletas em ambas CMTs estudadas. Após a coleta, os resíduos foram encaminhados para o Laboratório de Processos Biológicos (LPB) do Campus Santo André da UFABC, onde foram pesados, armazenados e quarteados, antes do início das análises gravimétrica e granulométrica.

Tabela 9. Amostras utilizadas nos ensaios de laboratório com datas, horários da coleta e subprefeituras atendidas pelos caminhões da coleta seletiva.

AMOSTRAS	Data	Horário	Subprefeitura(s) atendidas (caminhões)
CMT - Loga	Coleta 1	Sábado, 27/05/2017 09h45	Butantã, Casa Verde, Freguesia do Ó / Brasilândia, Lapa, Penha
	Coleta 2	Sexta-feira, 23/06/2017 12h30	Lapa, Mooca, Pinheiros, Santana, Sé
	Coleta 3	Quarta-feira, 30/08/2017 08h15	Butantã, Casa Verde, Freguesia do Ó/Brasilândia, Lapa, Sé
	Coleta 4	Segunda-feira, 30/10/2017 10h00	Casa Verde, Lapa, Maria Guilherme, Mooca, Penha, Pinheiros, Santana
	Coleta 5	Quinta-feira, 21/12/2017 10h30	Butantã, Freguesia do Ó / Brasilândia, Lapa, Pinheiros, Santana, Sé
	Coleta 6	Sábado, 10/03/2018 08h00	Butantã, Casa Verde, Lapa, Maria Guilherme, Penha, Pirituba / Jaraguá, Santana
	Coleta 7	Sexta-feira, 25/05/2018 09h00	Butantã, Casa Verde, Freguesia do Ó / Brasilândia, Lapa, Maria Guilherme, Penha, Pirituba / Jaraguá, Santana

CMT - Ecourbis	Coleta 1	Terça-feira, 30/05/2017	14h00	Campo Limpo, Capela do Socorro, Cidade Ademar, Jabaquara, Vila Mariana, Santo Amaro, M'Boi Mirim,
	Coleta 2	Quinta-feira, 29/06/2017	9h00	Campo Limpo, Capela do Socorro, Jabaquara, Vila Mariana, Santo Amaro, M'Boi Mirim,
	Coleta 3	Terça-feira, 29/08/2017	14h00	Campo Limpo, Capela do Socorro, Cidade Ademar, Jabaquara, Vila Mariana, Santo Amaro, M'Boi Mirim,
	Coleta 4	Segunda-feira, 30/10/2017	14h00	Capela do Socorro, Cidade Ademar, Jabaquara, Vila Mariana, Santo Amaro, M'Boi Mirim,
	Coleta 5	Quarta-feira, 20/12/2017	14h00	Campo Limpo, Capela do Socorro, Cidade Ademar, Jabaquara, Vila Mariana, Santo Amaro, M'Boi Mirim,
	Coleta 6	Segunda-feira, 5/03/2018	9h00	Campo Limpo, Capela do Socorro, Cidade Ademar, Jabaquara, Vila Mariana, Santo Amaro, M'Boi Mirim,
	Coleta 7	Quarta-feira, 23/05/2018	9h00	Campo Limpo, Capela do Socorro, Cidade Ademar, Jabaquara, Vila Mariana, Santo Amaro, M'Boi Mirim, Parelheiros

3.3.1. Central Mecanizada Ponte Pequena – Loga

Inaugurada em 05 de junho de 2012, a Central Mecanizada de Triagem – CMT Ponte Pequena, localizada à Avenida dos Estados, 300, São Paulo-SP, gerenciada pela Loga, possui capacidade para processar anualmente cerca de 80 mil toneladas de resíduos recicláveis, ou equivalente a 250 toneladas/dia. É hoje a maior estação de triagem de materiais do gênero da América Latina.

A tecnologia empregada de origem europeia (Alemanha, França e Espanha), adota dispositivos ópticos, magnéticos e físicos que propiciam a triagem segmentada por tipo, tamanho, volume e até por cor do resíduo, cuja triagem automatizada é complementada pela fase manual, operada por cooperados cadastrados junto à Prefeitura de São Paulo.

Integra ao local de instalação da CMT a Estação de Transbordo Ponte Pequena, com capacidade para receber e armazenar em seu fosso até 6 mil toneladas de RSU (Figura 15), que são diariamente transbordados dos caminhões compactadores para grandes carretas, em proporção de aproximadamente 3 compactadores para cada carreta, que realizam o transporte dos resíduos e rejeitos para disposição no Aterro Sanitário da Essencis Soluções Ambientais SA, localizado no município de Caieiras/SP.

A junção da CMT com a Estação de Transbordo forma um complexo com 19.000 m² destinados exclusivamente à gestão de RSU, sendo que destes, 3.000 m² são ocupados pela CMT, cujo custo para sua implementação foi da ordem de R\$25 milhões.



Figura 15. Pátio de Recebimento de RSU na CMT – transbordo (Oliveira, 2019).

A CMT funciona de segunda a sábado, em dois turnos diários, atendendo 07 das 13 Subprefeituras que compõem o agrupamento Noroeste, sob responsabilidade contratual da Loga. Na época do estudo, realizado entre 2017 e 2018, a CMT atendia as subprefeituras do Butantã, Freguesia do Ó, Lapa, Mooca, Pinheiros, Santana/Tucuruvi, Sé, Penha, Pirituba/Jaraguá e Maria Guilherme (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2019).

Na Figura 16 (infográfico), pode-se conhecer o caminho percorrido pela fração seca do RSU durante todas as etapas de processamento na CMT, seja em forma de resíduos prontos para comercialização, seja na forma de rejeitos a serem dispostos em aterro sanitário.

Ao chegar o caminhão da coleta seletiva (fração seca), oriundo dos setores abrangidos pela coleta reciclável ou mesmo de cooperativas cadastradas, é pesado em balança rodoviária, onde é gerado um ticket de controle e rastreabilidade, contendo informações sobre o veículo, quantidade de resíduos, data, horário, subprefeitura e setor atendido, conforme a Figura 17.

Cada setor representa um percurso a ser cumprido ao longo da jornada de trabalho executada por uma equipe de coleta, composta por motorista e dois agentes ambientais. O planejamento operacional determina os setores com base no volume médio de resíduo gerado e a densidade demográfica do mesmo. Posteriormente, o caminhão compactador dirige-se ao galpão de descarga de RSU (fração seca), onde o mesmo tem todo seu conteúdo basculado diretamente sobre o piso pavimentado, diferentemente do local onde o RSU (fração úmida, coletada indiferencialmente) é despejado para o fosso do transbordo, conforme observa-se na Figura 18. Neste momento, uma pequena equipe de operadores, realiza a coleta prévia manual diretamente sobre as pilhas de resíduo formadas, para retirada de garrafas e embalagens de vidro vazias e expostas, que são acondicionadas em bombonas plásticas de 200 L.

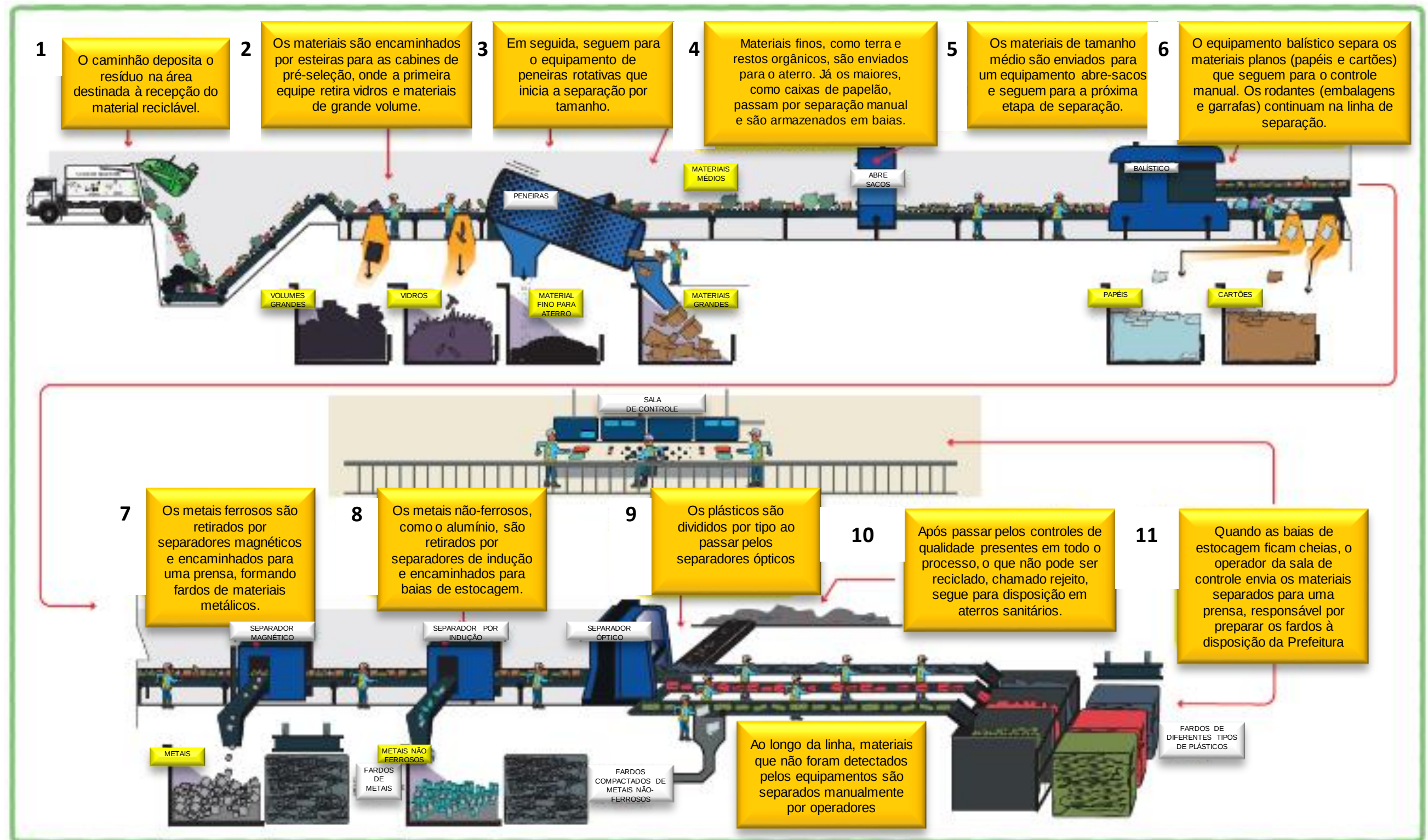


Figura 16. Infográfico sobre o funcionamento da Central Mecanizada de Triagem CMT (Oliveira, 2019).

PREFEITURA DO MUNICIPIO DE SAO PAULO	
ENTRADA DE RESIDUO COLETA SELETIVA	
Data: 26/05/2017	Hora Entrada: 23:07
(2a. Via)	Hora Saída : 23:07
Numero da Pesagem: 2480894	
Unidade : PONTE PEQUENA	
Estacao : 02	
Operador: MARIA BATISTA DA SAUDE SANTOS	
Empresa : LOGISTICA AMBIENTAL DE SAO PAU	
Veiculo : F013882	
Residuo : SELETIVA	
Natureza: SELETIVA DIFERENCIADA	
Triagem : CMT - PONTE PEQUENA	
Subref.: L8	Sector : 19
Peso Bruto (kg) :	16.180
Tara (kg) :	12.660
Peso Liquido (kg):	3.520

Figura 17. Modelo de ticket de pesagem e controle de rastreabilidade (Oliveira, 2019).



Fosso onde ocorre o transbordo do RSU proveniente da coleta comum, encaminhado diretamente para o aterro como rejeito

Área reservada para recebimento da fração seca (coleta seletiva) do RSU para processamento na CMT

Figura 18. Áreas de recebimento de RSU oriundos da fração seca e fração úmida (Oliveira, 2019).

Através de mini pás-carregadeiras, os resíduos recicláveis recebidos são carregados em uma esteira de recebimento para retirada manual de materiais de grande volume, processo este que antecede as peneiras rotativas, onde ocorre a separação dos resíduos pelo seu tamanho (Figura 19). Nesta etapa, já são separados rejeitos de pequena granulometria, como areia, terra e restos orgânicos que serão dispostos em aterro sanitário.



Figura 19. Vista interna da Peneira Rotativa (Oliveira, 2019).

A próxima etapa caracteriza-se pela abertura mecanizada dos sacos plásticos de lixo, por meio de um equipamento denominado “rasga sacos”, propiciando maior eficiência nos processos seguintes com maior exposição dos resíduos não embalados a serem triados.

Ainda por esteiras, conforme os tipos diversos de resíduos, estes são encaminhados para o equipamento denominado “separador balístico”, onde ocorre a separação dos materiais por massa e forma, planos (duas dimensões, ou 2D), caracterizados principalmente por papéis, filmes plásticos e cartões, e os chamados rodantes (três dimensões, ou 3D), formados por potes, garrafas plásticas, latas de alumínio, embalagens multicamadas, dentre outros similares.

Os materiais ferrosos são triados na sequência por separadores magnéticos, onde estes são posteriormente prensados formando fardos para comercialização. Metais não ferrosos, como alumínio, são separados por sistema de indução, para também serem comercializados.

Resíduos plásticos são divididos por tipo, ao passarem pelos separadores ópticos que realizam a triagem conforme suas mais variadas composições (PP, PVC, PEAD, PEBD, dentre outros), possibilitando assim, maior valorização em sua comercialização do que se estivessem misturados.

Tanto ao longo da linha, como na esteira final, ocorre o processo de triagem e controle manual da qualidade, realizado pelos 94 cooperados da Cooperativa Vira Lata, cadastrada e contratada diretamente pela Prefeitura na época do estudo, sem qualquer vínculo hierárquico ou trabalhista com a concessionária Loga (Figura 20).

Todo material passante pelos sistemas de triagem automatizados e manuais que não foram separados, seguem então para o fosso de rejeitos para disposição no Aterro Sanitário Caieiras.

Todo resíduo reciclável triado fica armazenado em baias no galpão localizado no próprio complexo (Figura 21), tanto sob a forma fracionada (fardos e *big-bags*) quanto à granel (caçambas intercambiáveis do tipo *roll-on roll-off*) à disposição da Prefeitura, onde posteriormente são comercializados junto a recicladores homologados, tão logo haja quantidade considerada ideal para compor uma carga com o melhor aproveitamento do frete.



Figura 20. Processo de triagem e controle de qualidade manual, ao final do processo da triagem mecanizada na CMT Ponte Pequena, São Paulo – SP (Oliveira, 2019).



Figura 21. Área de armazenamento de resíduos recicláveis para comercialização – CMT Ponte Pequena, São Paulo – SP (Oliveira, 2019).

3.3.2. Central Mecanizada Carolina Maria de Jesus – Ecourbis

A Central Mecanizada de Triagem Carolina Maria de Jesus (Figura 22) é gerenciada pela Ecourbis Ambiental. Inaugurada em 16 de julho de 2014, a Central está localizada na Avenida Miguel Yunes, nº 345, Vila Sabará e recebeu seu nome em homenagem à escritora negra Carolina Maria de Jesus, nascida em Minas Gerais, que se mudou para São Paulo e morou na favela do Canindé, onde viveu como catadora de papéis, guardando alguns livros que inspiraram sua paixão pela escrita (Ecourbis Ambiental, 2019).

O local possui uma área construída de 4.820,97 m² e apresenta equipamentos de tecnologia europeia, que permitem a separação de até 250 toneladas de materiais por dia (Ecourbis Ambiental, 2019).

A central funciona de segunda a sexta-feira, das 07h às 17h, recebendo cerca de 80 a 90 toneladas de materiais por dia na época do estudo. No local trabalhavam cerca de 60 cooperados da cooperativa Coopercaps, escolhida pela Prefeitura de São Paulo para atuar na CMT na época.

Das 19 prefeituras regionais existentes no agrupamento sudeste da cidade, a CMT atendia 19 distritos de 8 Subprefeituras da região Sul de São Paulo. Apesar de a Ecourbis ser responsável pela coleta do agrupamento sudeste da cidade, houve a justificativa de que, devido à localização da CMT, não era viável financeiramente transportar os resíduos gerados na região Leste, de forma que estes eram encaminhados para as cooperativas. Conforme é possível verificar na Tabela 10, as prefeituras regionais são divididas em setores de atendimento. Os setores de atendimento são áreas definidas pela Ecourbis para a coleta de uma equipe a partir

do dimensionamento de uma jornada de trabalho e sua extensão dependerá da densidade demográfica e da geração de resíduos.



Figura 22. Central Mecanizada de Triagem – Carolina Maria de Jesus - CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).

Na Figura 23 é possível visualizar o caminho do material reciclável dentro da CMT. Ao chegar à CMT, os caminhões são pesados e direcionados à área de recepção, onde irão descarregar os resíduos coletados. Em seguida, os resíduos são direcionados com um trator para a máquina rasga-sacos, que criará uma lâmina de resíduos, ou seja, uma camada fina de resíduos, igualando-os para o início do processo.

Tabela 10. Subprefeituras atendidas pela CMT Carolina Maria de Jesus (Leal, 2018).

Prefeitura Regional	Nº de Setores Atendidos
Campo Limpo	48
Capela do Socorro	60
Jabaquara	30
Vila Mariana	39
Santo Amaro	30
M'Boi Mirim	30
Parelheiros	0
Cidade Ademar	24
Total	261



Figura 23. O caminho do material reciclável dentro da Central Mecanizada de Triagem – Carolina Maria de Jesus construída para receber os RSU secos do agrupamento sudeste da cidade de São Paulo (Ecourbis Ambiental, 2019).

Após a passagem na máquina rasga-sacos (Figura 24), os resíduos são carregados por esteiras transportadoras até o *trommel* (Figura 25), uma peneira giratória com função de separar os resíduos em diferentes tamanhos: materiais de até 90 mm (pequenos), de 90 mm a 250 mm (médios) e acima de 250mm (grandes).

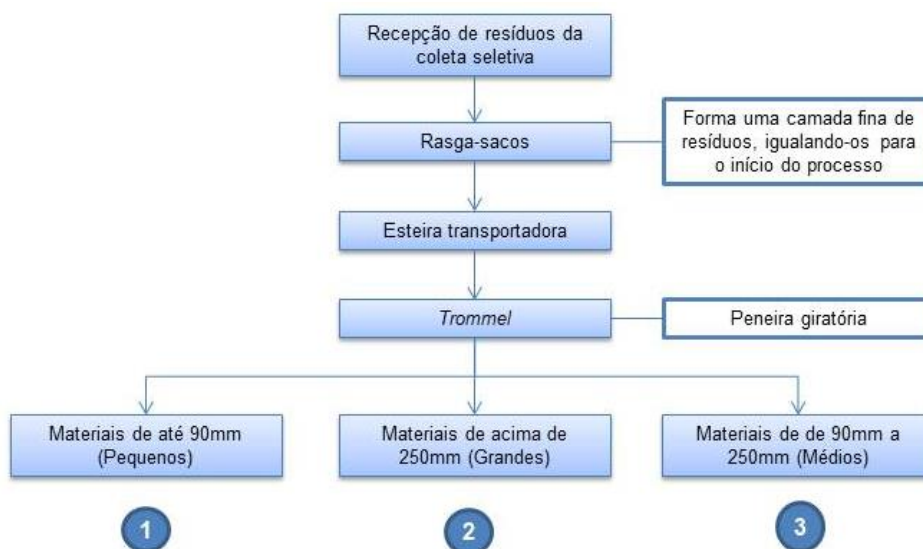


Figura 24. Esquema do caminho dos resíduos desde a entrada até o *Trommel* - CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).



Figura 25. Fotografia do direcionamento do resíduo para o *Trommel* na CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).

Os materiais pequenos, conforme indicado na Figura 26, são direcionados por esteira transportadora até dois sensores: magnético e por indução. Estes sensores são responsáveis por separar o material ferroso por meio do uso de sensor magnético e o não ferroso a partir do sensor

indutivo. Os materiais que não se enquadram nessas categorias são encaminhados para a esteira de rejeitos.

Os materiais grandes são encaminhados para a esteira transportadora diretamente para a triagem, onde são separados positivamente por cooperados, ou seja, retira-se da esteira o material que se deseja separar (Figura 26).

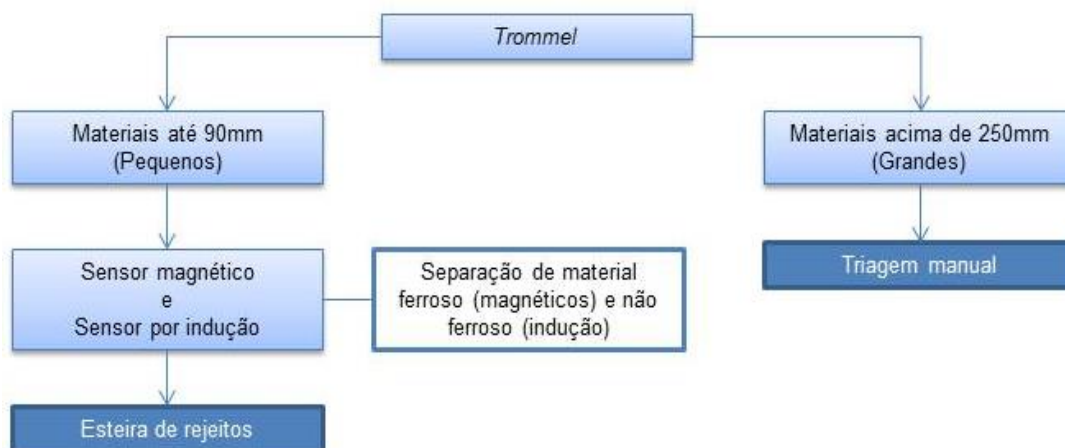


Figura 26. Esquema de caminho dos materiais pequenos e grandes após passagem pelo *Trommel*, CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).

Aqueles materiais com tamanho de 90 mm a 250 mm (Figura 27) são direcionados ao equipamento balístico que, a partir de uma agitação em rampa, separa os materiais por peso e formato, ou seja, o material 2D (como papéis e sacolinhas de mercado, sacos de lixo e outros produtos feitos de Poliestileno de Baixa Densidade - PEBD) é separado do material 3D (como garrafas de refrigerantes e outros produtos feitos de Polietileno Tereftalato (PET)), e embalagens de produtos de limpeza entre outras feitas de Poliestileno de Alta Densidade (PEAD). O material que não se enquadra em 2 ou 3 dimensões passa por uma peneira, para em seguida ser direcionado aos sensores magnéticos e por indução, conforme indicado na Figura 27. Os materiais que não se enquadrarem nessas categorias, são encaminhados para a esteira de rejeitos, conforme indicado na Figura 20.

Conforme indicado na Figura 27 e na Figura 28, os materiais 2D (planos) são direcionados para uma determinada direção, onde passam por um sensor ótico 2D, e são separados como papel filme ou PEBD e papéis acartonados. Após a separação, cada material é encaminhado para a triagem manual visando a conferência de sua correta separação.

Os materiais 3D (Figura 29) são encaminhados em outra direção para passar por um sensor ótico 3D para a sua separação em PET, PEAD e outros. Materiais plásticos do tipo PET

são encaminhados para outro sensor ótico onde será realizada a sua separação por cor e posterior transporte para a triagem realizar a separação manual de forma negativa, ou seja, retira-se da esteira o material que não se enquadra naquela separação. Plásticos do tipo PEAD, são encaminhados diretamente para a triagem manual também realizar sua separação por cor de forma negativa. Outros tipos de materiais são transportados diretamente para a triagem manual realizar sua separação de forma positiva, ou seja, cada cooperado irá retirar da esteira o material de sua responsabilidade para separá-lo. Ao finalizar a triagem, os materiais são prensados e preparados para transporte.

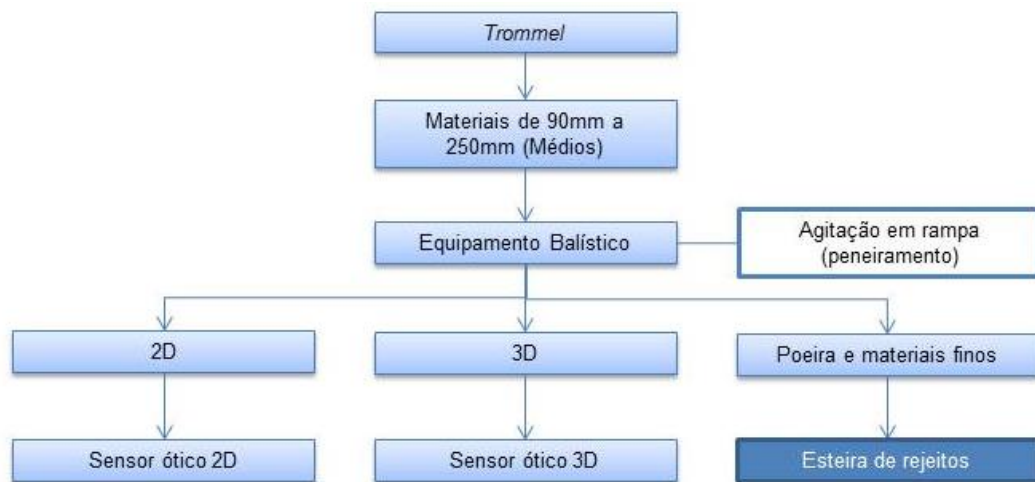


Figura 27. Esquema de caminho dos materiais pequenos e grandes após passagem pelo *Tromell* – CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).

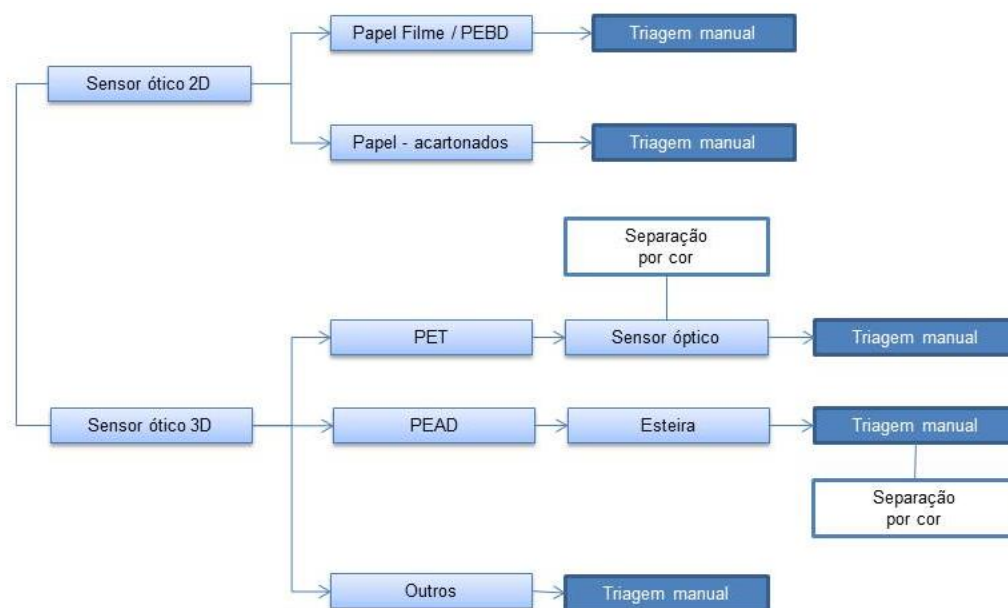


Figura 28. Esquema de caminho dos materiais de tamanho médios 2D e 3D – CMT-Sudeste (Jacinto, 2019).



Figura 29. Materiais prensados prontos para transporte (Jacinto, 2019).

3.4. CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA E GRANULOMÉTRICA

Durante todo o manuseio dos resíduos e execução das análises laboratoriais, foram utilizados aventais e os seguintes Equipamentos de Proteção Individual (EPIs): óculos, máscara e luvas. Por se tratar de análise de resíduos, as bancadas também foram preparadas sendo forradas com lonas plásticas para a sua preservação.

A gravimetria é o processo de análise em que o material é separado de forma manual em grupos de substâncias semelhantes e para posterior determinação da massa do mesmo (Abreu, 2015). A análise gravimétrica dos resíduos permite melhorias com relação ao seu gerenciamento, possibilitando a diminuição de resíduos dispostos em aterros e o aumento das taxas relacionadas a reciclagem (Andrade, 2017). Além da gravimetria, que divide os materiais em diferentes tipologias de interesse aos catadores e indústrias de materiais recicláveis, a granulometria consiste na obtenção de uma curva de distribuição do tamanho dos grãos. No Brasil, a norma NBR 7181 (ABNT, 2016) indica os métodos para análise granulométrica de solo, porém ainda não existem normas com esta metodologia para resíduos, de forma que a granulometria realizada para os resíduos foi uma adaptação da norma para solos. A análise granulométrica também permite dimensionar o efeito do uso dos equipamentos utilizados para a triagem mecanizada de resíduos.

A realização das análises laboratoriais de cada saco de amostras coletadas seguiu uma ordem pré-estabelecida de trabalho, conforme indicado na Figura 31 e descrito abaixo:

1. O saco de amostras coletadas a ser analisado, seja E1, E2 ou S, foi primeiramente pesado em balança eletrônica com indicador digital e capacidade máxima de 300 kg, para verificar

o seu peso bruto e, em seguida, obter o peso líquido da amostra ao descontar o peso do saco plástico que é de 95 g;

2. Os resíduos do saco a ser analisado foram dispostos de maneira aleatória na bancada forrada com lona plástica para facilitar o manuseio e permitir uma melhor visualização dos mesmos (Figura 30);
3. Para o peneiramento grosso, realizou-se a montagem das peneiras de maior para menor abertura - sendo estas peneiras de inox com aberturas de 100, 75, 50, 37,5, 25, 19 e 9,5 mm - sobre o agitador de peneira 8"x2", possibilitando a análise granulométrica da fração de resíduos que apresenta maiores dimensões. Cada fração de resíduo depositada no agitador permaneceu no mesmo por 40 s. Como não existe uma norma sobre caracterização de resíduos, a maior parte das peneiras utilizadas para realizar o peneiramento grosso foi escolhida a partir da NBR 7181 (ABNT, 2016) e adaptada para o peneiramento de resíduos;
4. A quantidade de resíduos retida em cada peneira foi separada e pesada para obtenção do seu peso líquido. A pesagem foi realizada em balança eletrônica digital, com capacidade máxima de 15 kg;
5. Para o peneiramento fino, realizou-se a montagem das peneiras de maior para menor abertura - sendo estas peneiras de inox com aberturas de 4,75; 2; 1,18; 0,6; 0,42; 0,25; 0,15 e 0,075 mm - sobre o agitador de peneira 8"x2" possibilitando a análise granulométrica da fração de resíduos que apresenta menores dimensões. Cada fração de resíduo permaneceu no agitador pelo mesmo tempo em que as amostras para peneiramento grosso permaneceram, de 40 s. A maioria das peneiras utilizadas para realizar o peneiramento fino também foi escolhida a partir da norma NBR 7181 (ABNT, 2016) e adaptada para peneiramento de resíduos;
6. A quantidade de resíduos retida em cada peneira foi separada e pesada para obtenção do seu peso líquido. Neste caso, o material com peso superior a 20 g foi pesado em balança eletrônica digital com capacidade de máxima de 15 kg e o material com peso inferior a isto foi pesado em balança analítica com precisão de 0,0001 g;
7. Após a realização da análise granulométrica, os materiais foram novamente dispostos de maneira aleatória nas bancadas sobre a lona plástica para realização da análise gravimétrica;
8. A análise gravimétrica foi realizada a partir da triagem dos resíduos, onde realizou-se a separação do mesmo por diferentes tipos de materiais, de acordo com os indicados na

Tabela 11. Essas tipologias foram escolhidas de acordo com aquela que a COOPERE utilizava na sua separação;

9. Para obtenção do peso líquido de cada tipo de material triado, o mesmo foi posteriormente pesado nas mesmas balanças utilizadas para a granulometria, seguindo-se o mesmo critério;
10. Para o quarteamento, seguiu-se o processo descrito na norma NBR 10.007 (ABNT, 2004), realizando divisão em quatro partes iguais da amostra pré-homogeneizada, escolhendo-se duas partes opostas entre si que irão compor uma nova amostra e as outras duas partes restantes serão descartadas. As partes que geraram uma nova amostra passaram novamente pelo processo de quarteamento, até que o volume desejado, de 150g, fosse obtido. Após o quarteamento, os resíduos foram divididos em dois grupos: fração para trituração e fração para descarte (Figura 31);
11. A fração separada para trituração de acordo com os critérios indicados foi processada em moinho de facas. Para a trituração, houve a separação dos materiais de cada coleta seguindo-se os critérios: E1 + E2, considerando a similaridades dos resíduos presentes nos mesmos; S recicláveis (Srec) e S rejeitos (Srej), uma vez que, mesmo sendo uma amostra de resíduos com finalidade de serem dispostos em aterros, apresenta não apenas rejeitos, mas também uma parcela de materiais recicláveis;
12. Após a trituração, as amostras foram acondicionadas em embalagens estanque e armazenadas sob refrigeração a 4°C para conservar possível matéria orgânica existente e evitar a degradação, para realização futura dos ensaios geoambientais.

Lembra-se que quando da realização da coleta e análises das amostras da Coopere (2016/2017), o procedimento para ensaio de granulometria ainda não havia sido desenvolvido, nem mesmo os equipamentos adquiridos em sua totalidade para sua execução. Por isso, o procedimento descrito acima atendeu as amostras coletadas nas duas CMTs estudadas, e as amostras da Coopere também passaram por procedimento semelhante, mas só no que diz respeito à parte gravimétrica. A caracterização geoambiental, descrita a seguir, também somente foi realizada com as amostras provenientes das CMTs.



Figura 30. Separação gravimétrica sobre bancada segundo a tipologia de material.

Tabela 11. Tipos de materiais triados durante a análise gravimétrica dos RSU secos (Jacinto, 2019; Oliveira, 2019).

Classificação de materiais	
Papel	1- PET
Papelão	2- PEAD
Não Ferroso (latinha de alumínio)	3- PVC
Ferroso (Lata de aço)	4- PEBD
Tetrapak	5- PP
Vidro	6- OS
Tecido	7- Outros
Couro	Plástico não identificado
Borracha	Isopor
Madeira	Material eletrônico
Resíduo perigoso	Rejeito



Figura 31. Esquema da metodologia laboratorial realizada para caracterização dos RSU secos (Jacinto, 2019).

3.5. CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL

Posteriormente à análise gravimétrica e granulométrica das amostras coletadas nas CMTs, as amostras trituradas foram submetidas à caracterização geoambiental, com a determinação dos seguintes parâmetros: teor de umidade, teor de matéria orgânica, teor sólidos totais voláteis, pH, condutividade elétrica, análise de metais, compactação, cisalhamento direto, perda de massa a combustão e estimativa do potencial energético.

Os processos desenvolvidos em laboratório para obtenção desses parâmetros são detalhados a seguir e foram realizadas com a finalidade de fornecer dados para projetos de futuros aterros sanitários quando existe um efetivo Programa de Coleta Seletiva abrangendo todos os bairros do município, permitindo estudos mais detalhados referentes à vida útil desses aterros e às alterações dos parâmetros geotécnicos futuros para o cálculo de estabilidade dos taludes dos mesmos, assim como para avaliação do potencial de geração de energia, quando incinerados.

3.5.1. Determinação do teor de umidade

Baseando-se na norma NBR 6457 (ABNT, 2024) e levando em consideração as recomendações de Abreu (2015), foi definido o procedimento para determinação do teor de umidade de RSU na base seca do presente trabalho.

Em se tratando de resíduos sólidos urbanos, os recipientes usados para a determinação do teor de umidade (w) podem ser cadinhos de porcelana. Neste trabalho, os mesmos possuem capacidade de cerca de 10g da amostra de resíduos triturados, devido à diversidade da composição da amostra, portanto essa massa foi usada como referência.

Inicialmente, tomou-se a massa do cadinho (T - tara). Em seguida, coletou-se aproximadamente 10g da amostra de resíduos no cadinho e o conjunto cadinho/amostra úmida foi pesado (M). Levou-se então o conjunto à estufa aquecida a 65°C, temperatura indicada na própria norma e adotada por Abreu (2015), indicada para materiais com possibilidade de elevado teor de matéria orgânica, como é o caso de RSU, por um tempo de 24h, considerado suficiente para atingir a constância de massa.

Passado o período de 24h, a amostra seca foi retirada da estufa, vedada com papel alumínio e colocada no dessecador até resfriar a temperatura ambiente. Assim a amostra seca foi pesada (sem a cobertura de papel alumínio) e anotado o valor denominado de **M65**.

Dessa forma, assim como definido pela NBR 6457 (ABNT, 2024), a relação abaixo pode ser utilizada para a determinação do teor de umidade na base seca:

$$w = \frac{M - M_{65}}{M_{65} - T} \times 100 \quad (7)$$

Onde:

- w é o teor de umidade (%);
- M é a massa de resíduo úmido somada à massa do recipiente, expressa em gramas (g);
- M_{65} é a massa do solo seco somada à massa do recipiente, expressa em gramas (g);
- T é apenas a massa do recipiente (cadinho) em gramas (g).

Ainda de acordo com a NBR 6457 (ABNT, 2024), devem-se realizar no mínimo três determinações do teor de umidade por amostra e em caso de procedimento geral, utilizar a média das três.

3.5.2. Determinação do teor de matéria orgânica

A determinação do teor de matéria orgânica (MO) tem como referência a norma NBR 13600 (ABNT, 1996). Como se trata de resíduos sólidos urbanos, a amostra considerada foi a mesma para a determinação do teor de umidade. Assim, o procedimento torna-se uma continuação do processo de determinação do teor de umidade.

Após a pesagem de M_{65} no item anterior, a amostra foi encaminhada até a mufla para um procedimento de queima a $(440 \pm 5)^\circ\text{C}$, conforme determina a norma, por um tempo de 12h.

Passadas as 12h, com o auxílio de uma pinça e luvas termorresistentes, retiraram-se os cadinhos da mufla, e imediatamente foram vedados com papel alumínio. Em seguida, foram colocados no dessecador até atingir a temperatura ambiente. O papel alumínio foi então removido e imediatamente obtido o peso da amostra, denominado M_{440} .

Realizado o passo-a-passo do ensaio, pôde-se então calcular o teor de matéria orgânica através da relação abaixo adaptada da norma NBR 13600 (ABNT, 1996):

$$MO = \left(\frac{M_{65} - M_{440}}{M_{65}} \right) \times 100 \quad (8)$$

Onde:

- MO é o teor de matéria orgânica do solo (%);
- M_{65} é a massa, em gramas (g), da amostra seca em estufa (a 65°C);
- M_{440} é a massa, em gramas (g), da amostra queimada em mufla $(440 \pm 5)^\circ\text{C}$.

3.5.3. Determinação do teor de sólidos totais voláteis ou cinzas a 550°C

Para a determinação do teor de sólidos totais voláteis (STV), o ensaio é semelhante ao de determinação do teor de matéria orgânica, porém, como Abreu (2015) recomenda, a queima da amostra deve acontecer entre 550°C e 600°C de temperatura.

Desta forma, após a pesagem de M440 no item anterior, retornou-se com a amostra para a mufla e gradualmente se elevou a temperatura até atingir 550°C. Após 2h, com o auxílio de uma pinça, os cadinhos foram retirados da mufla e vedados com papel alumínio bem ajustado. Em seguida, foram colocados no dessecador até atingir temperatura ambiente. Removeram-se, então, os papéis alumínio e imediatamente pesados. Retornaram-se os cadinhos para a mufla por mais 2h à mesma temperatura (550°C). Cumprido o tempo total necessário de 4h para atingir a constância de massa, repetiu-se o procedimento de pesagem, anotando o valor da massa, denominado M550.

Segundo EMBRAPA (2009), o cálculo do teor de STV é realizado pela seguinte equação:

$$STV = \left(\frac{M_{65} - M_{550}}{M_{65}} \right) \times 100 \quad (9)$$

Onde:

- STV é o teor de sólidos totais voláteis ou cinzas (%);
- M65 é a massa, em gramas (g), da amostra seca em estufa (a 65°C);
- M550 é a massa, em gramas (g), da amostra queimada em mufla (a 550°C), após as 4 h. totais de aquecimento.

A Figura 32 mostra o aspecto de amostras da CMT-Loga queimadas após a determinação do teor de STV, a 550°C, por 4h.

Cabe destacar que as normas americanas ASTM D2974-20, ASTM D586-23 e européia UNE-EM 15403, se referem a essa medida como “teor de cinzas”.

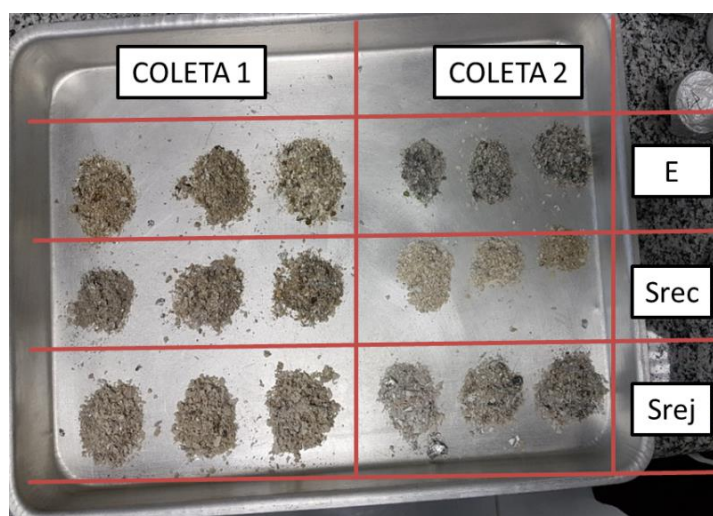


Figura 32. Amostras de RSU secos da CMT-Loga após queima a 550°C em mufla (Faria, 2018).

3.5.4. Potencial hidrogeniônico

O procedimento para a determinação do pH das amostras de resíduos sólidos urbanos foi adaptado da Camargo et al. (2009). Primeiramente, tomou-se uma massa de 10g da amostra e adicionou-se em um erlenmeyer contendo 50 mL de água deionizada, vedando-o com papel alumínio.

Em seguida, agitaram-se horizontalmente em uma mesa agitadora as amostras a 220 rpm, por 5 minutos. Deixou-se descansar por 15 minutos. Após o descanso, foi utilizado o medidor multiparâmetros de bancada para realizar a medida do pH.

3.5.5. Condutividade elétrica

O procedimento para a determinação da condutividade elétrica das amostras de RSU foi adaptada da Camargo et al. (2009). Primeiramente, tomou-se uma massa de 5g da amostra e adicionou-se em um erlenmeyer contendo 50 mL de água deionizada, vedando-o com papel alumínio. A Figura 14 apresenta as amostras de resíduos preparadas para o ensaio.

Em seguida, agitaram-se as amostras a 220 rpm, por 30 segundos, horizontalmente, usando uma mesa agitadora. Deixaram-se as amostras descansarem por 30 minutos. Este procedimento foi repetido por cinco vezes.

Após o último descanso, foram realizadas as medidas de condutividade elétrica, utilizando-se o medidor multiparâmetros de bancada.

3.5.6. Análise de Metais

Os metais escolhidos para serem analisados foram identificados considerando sua frequência de ocorrência, bem como a legislação local e outros estudos similares, além de sua precisão. Portanto, foram avaliados Arsênio (As), Cádmiio (Cd), Chumbo (Pb), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Níquel (Ni) e Zinco (Zn), todos mencionados na norma ABNT NBR 10004 (2004), bem como na legislação europeia e norte-americana. O Mercúrio (Hg) não foi avaliado devido à sua propriedade volátil (Biancardi, 2019).

Para determinação de metais foi utilizada a Espectrometria de Emissão Óptica com Plasma Acoplado Indutivamente (ICP-OES) da Central Multiusuário da UFABC, campus Santo André. O equipamento utilizou plasma de argônio, juntamente com o software ICP Expert 2 para obtenção dos dados. Os comprimentos de onda (λ) foram selecionados com a emissão ideal para cada metal para evitar grandes interferências, resultando em limites de quantificação (LQ) de: As ($\lambda = 193,696$ nm, LQ = 3 mg/L); Cd ($\lambda = 214,493$ nm, LQ = 0,01 mg/L); Cr ($\lambda = 267,716$

nm, LQ = 0,01 mg/L); Cu (λ = 327,395 nm, LQ = 0,01 mg/L); Fe (λ = 238,204 nm, LQ = 0,01 mg/L); Mn (λ = 257,610 nm, LQ = 0,01 mg/L); Ni (λ = 231,604 nm, LQ = 0,01 mg/L); Pb (λ = 220,353 nm, LQ = 0,01 mg/L); Zn (λ = 213,857 nm, LQ = 0,001 mg/L).

Para análise do ICP-OES, as cinzas após a queima em mufla a 550 °C foram tratadas com digestão nitroperclórica (Watson, 1994) para degradar o material orgânico remanescente e desagregar os metais presentes. A digestão ácida visa a mineralização da amostra para destruir a matriz da amostra e disponibilizar os elementos metálicos para análises posteriores. Desta forma é determinada a quantidade total dos elementos químicos, independentemente da forma química em que aparece no resíduo.

Inicialmente, 1 g de amostra foi pesado e transferido para tubos de digestão com adição de 6 mL de mistura de ácido perclórico e ácido nítrico (2:1 v/v). As amostras permaneceram por 10 horas no bloco digestor a 120°C até não haver mais liberação de gás. Após a digestão, os tubos com o restante do conteúdo foram transferidos para um balão de 25 mL e os volumes ajustados com água destilada.

3.5.7. Ensaios de Compactação

Com base na ABNT NBR 7182 (2016), foram realizados ensaios de compactação Proctor Normal para amostras Srec e Srej das Campanhas 1 e 6 de ambas CMTs. O material foi homogeneizado e disposto em três camadas idênticas dentro de um molde de 10 mm de diâmetro. Cada camada foi compactada com 26 golpes utilizando um soquete de 2,5 kg. Após a pesagem e a medição de volume, porções de RSU em duplicata foram secas a 65°C por 24 horas. A temperatura padrão de 105°C não foi utilizada para evitar perda de massa. Este procedimento foi repetido cinco vezes para obter a correlação entre o peso unitário seco (γ_d) e o teor de umidade (w) para cada campanha.

3.5.8. Cisalhamento Direto

Os ensaios de cisalhamento direto foram realizados em duplicata para amostras Srec e Srej trituradas das Campanhas 2, 3, 4, 5 e 7 de ambas CMTs. As amostras foram previamente compactadas em camada única dentro do molde Proctor Normal e transferidas para a caixa de cisalhamento (60 x 60 mm). Embora a ideia original fosse moldar os corpos de prova de acordo com os resultados obtidos das curvas de compactação, para alguns deles esse procedimento só foi viável após adição de água. Assim, não foi possível garantir que o teor de umidade inicial corresponda à umidade ótima (Figura 33). A escolha por utilizar as amostras trituradas se

justifica pelo fato de se ganhar mais volume de resíduos aterrados, aumentando-se assim a massa específica seca máxima.

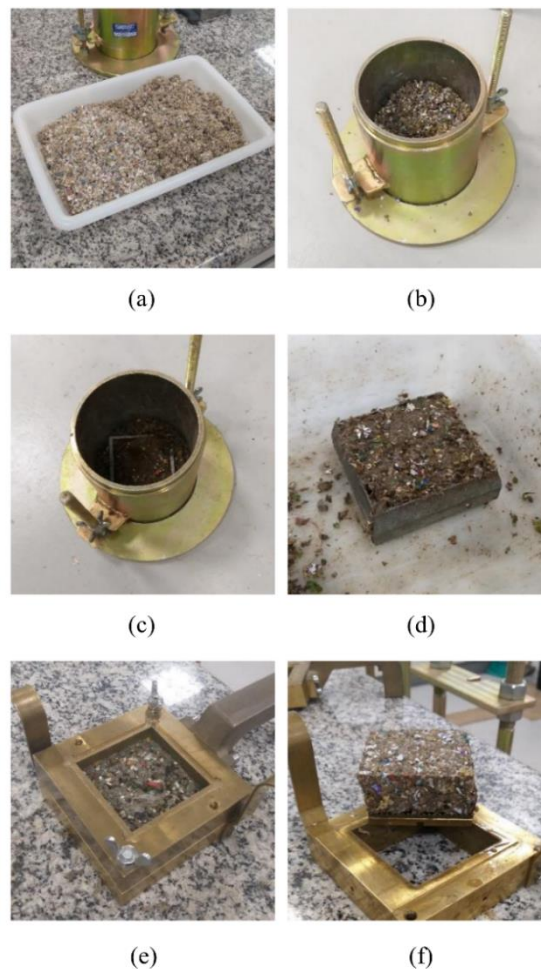


Figura 33. Ensaio de cisalhamento direto: (a) amostra de RSU, (b) colocação no molde, (c) compactação de camada única, (d) preparação da amostra, (e) transferência para a caixa de cisalhamento e (f) amostra após corte (Juarez et al., 2023).

Segundo a norma ASTM D3080/D3080M-23, o ensaio foi dividido em duas fases: consolidação e cisalhamento. Foram realizados testes preliminares com a Campanha 2 da CMT-Loga para observar o comportamento do material e o limite do equipamento. Esses testes mostraram deslocamento horizontal máximo variando entre 11 e 12 mm, e a tensão de cisalhamento não atingiu pico. Foi selecionada a taxa de deslocamento de 0,3 mm/min, conforme também adotado por Bareither et al. (2012) e Zhao et al. (2014).

Um total de 20 amostras foram consolidadas usando tensões normais de 50 kPa, 100 kPa e 150 kPa. Estes valores foram escolhidos com base na idade do material, supondo profundidades de aterro de 10 a 15 m. As envoltórias de ruptura de Mohr-Coulomb e os

parâmetros de resistência ao cisalhamento foram determinados para 3 mm, 6 mm e 9 mm de deslocamento, equivalentes a 5%, 10% e 15% da largura do corpo de prova, respectivamente.

3.5.9. Ensaios de Queima a Combustão

Visando compreender a fundo o problema da geração de resíduos e alternativas que contribuam com a redução e gestão deles, foi necessária a adoção de outros métodos capazes de caracterizar as amostras, através da elaboração da curva termogravimétrica. A metodologia adotada para os experimentos baseou-se nas seguintes normas para resíduos sólidos: ASTM D2974–20, ASTM D586–23, ASTM E711–87, ASTM E872–24, UNE-EN 15402 e UNE-EN 15403.

A análise gravimétrica dos RSU tem papel importante na estimativa do potencial de geração de energia em usinas de incineração, visto que classifica cada fração de resíduo quanto ao seu peso e volume, além de revelar qual parte das amostras é biodegradável (Soares, 2011).

A amostras de entrada e saída de ambas CMTs foram testadas para avaliação do potencial energético, totalizando 56 análises, considerando as duplicatas. Cerca de 3 g de cada amostra foram queimados em estufa e medidos quando atingiram 65, 105, 150 e 200 °C e, posteriormente, a queima continuou em mufla com pesagens em 250, 275, 300, 325, 350, 375, 400, 425, 450, 475, 500, 550, 600, 650, 700, 750, 800, 850, 900 e 950 °C. Uma vez retiradas do equipamento de queima para realização da medição de massa, as amostras foram armazenadas no dessecador. As medições foram feitas até que a variação da massa fosse inferior a 0,2% do valor inicial. As medições de massa foram realizadas considerando os pontos determinados pelas normas, permitindo assim a obtenção de cada parâmetro, pois são obtidos a partir da diferença de massa medida entre as temperaturas determinadas (Paiva, 2022).

3.5.10. Estimativa do Potencial Energético

A partir da gravimetria obtida, estimou-se o potencial energético para incineração de resíduos provenientes da coleta regular e seletiva no município de São Paulo. Para simular cenários onde a incineração é viável, foram analisadas a Tabela 5 para entender a quantidade de material orgânico, plástico, papel/papelão e outros que devem ser tratados por esta tecnologia para atender a condição de viabilidade técnica. Os resultados foram obtidos por meio da Equação 11.

$$PCI = E_{MO} * P_1 + E_{PLASTICO} * P_2 + E_{PAPEL} * P_3 + E_{OUTROS} * P_4 \quad (10)$$

Onde E_{MO} , $E_{PLASTICO}$, E_{PAPEL} and E_{OUTROS} representam a energia disponível para cada fração de RSU em kcal/kg, e P representa a porcentagem de resíduos queimado.

As amostras das CMTs foram reclassificadas para corresponder aos dados da Tabela 5, e para isso foi calculado o percentual de cada fração de resíduo conforme Equação 11. Materiais com menor grau de processamento obtidos de seres vivos, resíduos domiciliares ocasionais que possam ter sido transportados com as amostras coletadas, e os recicláveis que perderam capacidade de reciclagem foram classificados como orgânicos.

$$C_{Xn} = C_{Xm} / (C_{MO} + C_{PLASTICO} + C_{PAPEL} + C_{OUTROS}) \quad (11)$$

Onde C_{Xn} representa a composição percentual ajustada do tipo de resíduo para o cenário sem metais, C_{Xm} refere-se ao percentual dos resíduos de interesse na composição do RSU considerando metais, e C_{MO} , $C_{PLASTICO}$, C_{PAPEL} e C_{OUTROS} representam o percentual de cada tipo de resíduo na composição do RSU considerando a fração metálica. Foram elaboradas matrizes de energia teoricamente liberada considerando diferentes percentuais de queima para cada classe de resíduo (Paiva, 2022).

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1. CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA

4.1.1. Cooperativa Coopere

As quantidades de resíduos amostrados em cada uma das seis campanhas realizadas na Coopere são apresentadas na Tabela 12.

Tabela 12. Quantidade de massa coletada por amostra e por campanha de amostragem na cooperativa Coopere (Andrade, 2017).

Amostra	Campanha 1 Abr/2016	Campanha 2 Jun/2016	Campanha 3 Ago/2016	Campanha 4 Out/2016	Campanha 5 Jan/2017	Campanha 6 Fev/2017
P1 + P2	3,6 kg	4,1 kg	4,5 kg	3,4 kg	2,0 kg	1,7 kg
E1 + E2	2,9 kg	4,0 kg	4,1 kg	3,9 kg	1,7 kg	2,1 kg
S1 + S2	1,9 kg	1,4 kg	3,2 kg	2,5 kg	2,6 kg	4,1 kg
R _{final}	4,6 kg	1,8 kg	2,6 kg	4,8 kg	2,6 kg	2,5 kg
Total	13,0 kg	11,3 kg	14,4 kg	14,6 kg	8,9 kg	10,4 kg

A etapa de coleta de amostras na cooperativa foi percebida como a etapa mais crítica para o desenvolvimento desta pesquisa. Isso porque diversos fatores internos da cooperativa influenciaram na coleta de amostras de resíduos. Deste modo, iniciou-se a campanha de coleta de resíduos em abril de 2016 e finalizou-se em fevereiro de 2017, totalizando seis campanhas de amostras, distribuídas ao longo de quase um ano. Ao final de cada campanha de coleta realizada as amostras foram levadas ao laboratório para a análise da composição gravimétrica o do material analisado. Os resultados obtidos ao longo das seis campanhas realizadas encontram-se na Tabela 13.

Após determinação da massa final definida na Tabela 13, as tipologias pré-determinadas foram agrupadas em apenas 9 classificações de acordo com a afinidade do material, para melhor análise desses dados, como segue:

Tabela 13. Composição gravimétrica das amostras obtidas a partir das 6 de coleta na Cooperativa Coopere (Andrade e Mondelli, 2023).

Materiais analisados	Pilha 1 e Pilha 2		Entrada 1 e Entrada 2		Saída 1 e Saída 2		Pilha de Rejeito	
	Média (%)	Desvio Padrão (%)	Média (%)	Desvio Padrão (%)	Média (%)	Desvio Padrão (%)	Média (%)	Desvio Padrão (%)
Papel	19,03	24,27	4,94	3,2%	2,98	5,06	3,38	5,00
Embalagem de papel	8,12	6,74	3,91	2,98	3,07	1,88	3,43	3,18
Papelão	7,3	5,73	7,77	9,65	2,97	7,64	5,28	6,53
Jornal	0,33	0,43	0,25	0,32	0,07	0,24	0,57	0,79
Revista	0,38	0,67	2,44	3,48	0,24	0,47	0,62	1,80
Tetrapak	6,99	7,85	7,63	4,21	0,75	1,36	1,20	1,78
Sucata Metálica	1,74	3,78	6,98	13,39	0,12	0,58	0,00	0,00
Latinha de alumínio	1,27	1,46	0,78	1,19	0,11	0,25	0,15	0,20
Aerosol	0,00	0,00	0,77	0,94	0,00	0,00	0,16	0,49
Lata de aço	0,42	1,15	2,76	1,74	0,93	2,72	0,00	0,00
Vidro branco	5,76	10,84	1,64	2,53	0,00	0,00	0,00	0,00
Vidro colorido	5,11	6,67	12,17	10,13	1,28	2,02	0,09	0,15
1 - PET	9,28	6,24	10,58	7,61	4,88	3,31	5,02	3,98
2- PEAD	5,51	2,87	4,57	5,34	1,03	1,75	0,97	0,78
3 - PVC	0,00	0,00	0,23	0,35	0,26	1,23	0,48	0,80
4 PEBD	1,05	0,75	2,23	1,96	0,70	0,42	1,47	1,60
5 - PP fino	1,09	1,14	1,82	1,55	0,71	0,91	1,88	1,69
5 - PP grosso	1,80	2,40	0,96	1,60	1,62	2,89	0,76	0,70
6 - PS	0,35	0,70	0,16	0,26	0,22	0,56	0,18	0,30
7 - Outros	2,06	1,60	1,98	1,65	2,90	4,54	3,16	1,72
Copo descartável (PS)	0,20	0,18	0,34	0,54	0,33	0,91	0,40	0,43
Sacolinha de mercado	2,89	1,84	3,15	2,46	0,22	0,73	0,65	0,90
Saco de lixo preto	0,29	0,53	3,33	2,74	0,46	0,92	0,00	0,00
Isopor	1,74	1,59	1,75	1,45	2,32	1,35	4,15	3,41
Material eletrônico	0,00	0,00	0,15	0,23	0,00	0,00	0,35	0,59
CD	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Têxteis	1,86	2,89	2,44	1,93	4,34	9,26	11,29	12,63
Embalagem composta	0,57	1,70	2,15	2,14	25,70	34,73	2,04	2,58
Rejeito	11,07	7,68	13,36	13,80	38,45	37,58	42,87	15,26
Plástico (não identificado)	3,98	5,37	1,82	2,58	3,01	2,79	5,89	4,10
Borracha	0,00	0,00	0,54	1,18	0,03	0,08	1,85	2,13
Madeira	0,00	0,00	0,88	1,29	0,29	1,14	1,72	2,89

- 1) Papéis: Papel, Jornais, Embalagens de Papel, Revistas e Papelões;
- 2) Tetra Pak;
- 3) Metais: Alumínio e Aço;
- 4) Plásticos: PP, PET, PVC, PEAD, PEBD, Outros, Não Identificados e sacos;
- 5) Vidros: Brancos e Coloridos;
- 6) Isopor;
- 7) Eletrônicos: materiais eletrônicos e CDs;
- 8) Embalagens compostas;
- 9) Rejeitos: rejeitos, têxteis, madeira, borracha.

A partir dos resultados obtidos nos quatro pontos de coleta, realizou-se um estudo para compreender a relação dos materiais que entram na cooperativa – somatória dos valores das Pilhas 1 e 2 e das Entradas 1 e 2 – com a relação dos materiais que saem da cooperativa como rejeito para o aterro – somatória dos valores das Saídas 1 e 2 e da pilha de rejeito final.

Assim, através dos resultados apresentados na Tabela 13, calcula-se que cerca da metade dos materiais presentes no rejeito final do processo de triagem (considerando a média entre S1+S2 e pilha de rejeitos), que é destinado para aterros sanitários poderiam ainda ser reciclados. Os resultados demonstram a caracterização gravimétrica dos resíduos que chegam à cooperativa Coopere através do Programa de Coleta Seletiva sendo: papéis – 27 %, Tetrapak – 7 %, metais – 7 %, plásticos – 29,5 %, vidros – 12 %, isopor – 1,5 %, embalagens compostas – 1 % e rejeitos 15 %. Um resultado similar foi encontrado para o Programa de Coleta Seletiva de todo o município de Santo André sendo a composição gravimétrica composta por: papéis – 40%, plásticos – 26 %, Tetrapak – 5 %, metais – 4%, vidros – 7 % e rejeitos – 18% (Santo André, 2008). Nota-se que apesar da proporção de materiais recicláveis variar, a proporção de rejeito recebida nas duas situações possui valores bem próximos (Cornieri, 2011).

A Taxa de Rejeito (TR) dos resíduos provenientes da Coleta Seletiva que chegam à cooperativa é de 15 %, enquanto a TR dos resíduos que são encaminhados para os aterros sanitários é de 50 %. Um processo eficiente da Coleta Seletiva na Prefeitura Regional da Sé resultaria em uma diminuição da TR na entrada do processo da cooperativa. Por outro lado, um processo mais eficiente durante a triagem por parte da cooperativa resultaria no aumento da TR no rejeito final encaminhado para o aterro sanitário. Quanto maior for a eficiência desses processos (Coleta Seletiva e Triagem), maior é a efetividade do gerenciamento municipal de resíduos.

É importante frisar que a reciclagem do isopor, apesar de possível, ainda é um processo dificultoso. Além disso, o isopor é um material de baixíssima densidade, o que significa que ocupa grande volume com uma massa pequena. Como a cooperativa vende o material triado por peso, este pode ser outro fator que desestimula a triagem deste material. Por outro lado, a ida deste material para aterros sanitários é bastante prejudicial, pois é um material que demora anos para se degradar e que ocupa um volume muito grande do aterro, diminuindo a sua vida útil.

As embalagens compostas, por terem mais de um tipo de material em sua constituição, na prática acabam sendo consideradas como rejeito. Isto porque, quando estes materiais são separados, eles são possíveis de serem reciclados, mas quando agregados não. Em um processo de triagem por esteira onde o tempo para catação de cada material é pequeno, estes materiais acabam não sendo separados e estas embalagens acabam sendo consideradas como rejeito. A Figura 34 apresenta o estudo realizado em detalhe por Andrade (2017), com as porcentagens de entrada e saída, calculadas por massa, das tipologias consideradas sem reaproveitamento.

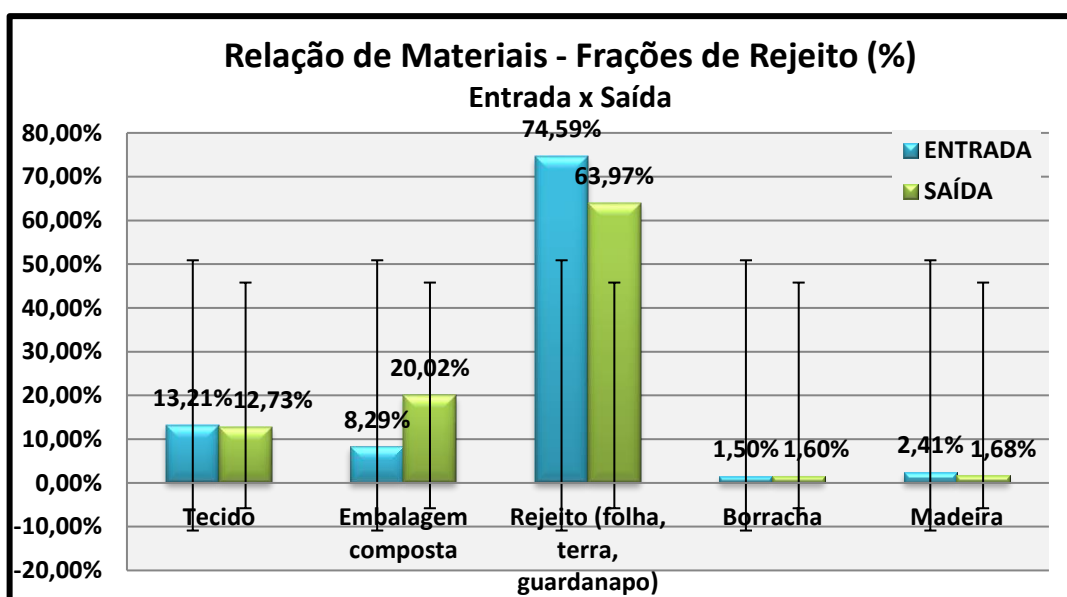


Figura 34. Relação de Materiais - Gerações de Rejeitos (Entrada x Saída) – Coopere (Andrade, 2017).

Ao realizar a mesma comparação com os plásticos, conforme apresentado na Figura 35, pode-se observar que existe maior predominância dos tipos de polímeros: PEBD, PVC, PP, Outros e os de Plásticos não identificados na saída quando comparados com a entrada, indicando que estas tipologias são menos interessantes de serem recicladas do que as demais,

tais como o PET e o PEAD. Outro ponto de observação é que os plásticos que não possuíam o rótulo de sua tipologia na embalagem - e classificados nesta pesquisa como “não identificados” – possuem um percentual altíssimo de saída. Uma hipótese a ser considerada é de que a falta de rótulo dificulta a identificação do material por parte dos cooperados, principalmente dos polímeros menos comuns e, por falta de compreensão, este material que poderia ser reciclado acaba indo para o rejeito final.

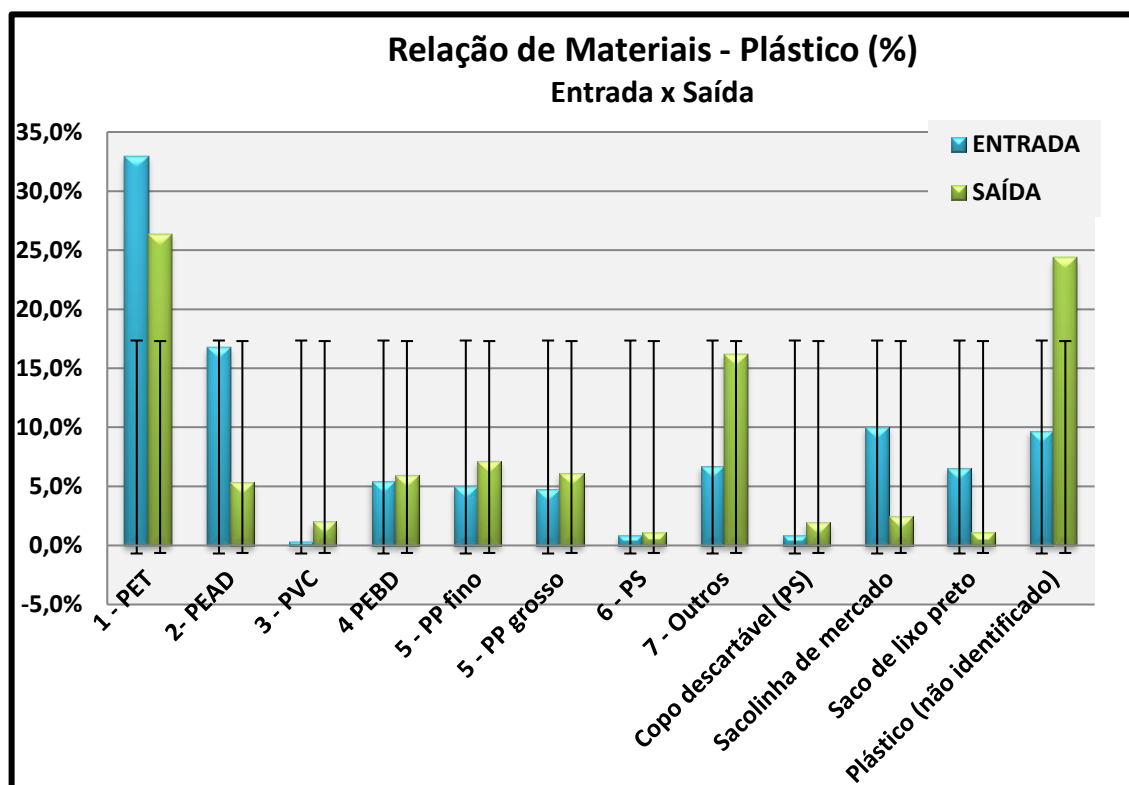


Figura 35. Relação de Materiais - Plásticos (Entrada x Saída), Cooperativa Coopere (Andrade, 2017).

Por fim, ao se analisar do que é composto o rejeito final do processo de triagem na Figura 34, observa-se a presença de materiais que não deveriam estar sendo encaminhados pela população para a Coleta Seletiva, tais como: tecido, objetos antigos (fita k7, sacola de feira, bonés), madeira, borracha e outros (Andrade, 2017).

4.1.2. Centrais Mecanizadas de Triagem

A Tabela 14 e a Tabela 15 apresentam os resultados da análise gravimétrica das amostras de entrada (E) e saída (S) da CMT-Ecoubis e CMT-Loga, respectivamente.

Tabela 14. Composição Gravimétrica (%) dos RSU secos coletados da CMT-Ecourbis, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).

Material (%)	Amostras de Entrada									Amostras de Saída								
	1	2	3	4	5	6	7	Md. ⁽¹⁾	DP ⁽²⁾	1	2	3	4	5	6	7	Md. ⁽¹⁾	DP ⁽²⁾
Papel	5,7	8,2	12,0	3,0	15,0	12,5	14,2	10,1	4,5	9,9	0	1,6	2,4	5,4	0	2,6	3,1	3,5
Papelão	16,6	21,1	10,2	22,3	8,6	24,3	10,2	16,2	6,5	7,1	0	0	2,5	2,6	0,2	0,3	1,8	2,6
Alumínio	0,2	0,6	2,6	0	3,3	0,1	2,4	1,3	1,4	0,2	0	0	0	1,8	0	0,2	0,3	0,7
Metais ferrosos	3,1	2,2	3,7	1,6	4,3	4,0	1,8	3,0	1,1	0,8	1,1	0,1	0,3	0	0	0	0,3	0,4
Tetra Pack	7,2	7,1	6,5	5,7	2,9	5,9	3,3	5,5	1,7	2,1	5,5	0,7	1,5	1,8	3,4	0,9	2,3	1,7
Vidro	11,0	9,3	14,4	1,9	22,7	0	11,3	10,1	7,6	45,4	22,1	19,6	12,8	23,6	11,7	24,7	22,9	11,2
PET ⁽³⁾	6,4	8,2	6,3	4,4	7,5	3,6	6,2	6,1	1,6	3,2	2,3	4,3	5,5	2,8	2,8	4,7	3,7	1,2
PEAD ⁽⁴⁾	5,8	4,8	14,8	1,0	8,4	2,1	7,7	6,4	4,6	1,6	0,4	0	2,3	0,1	0,7	0,4	0,8	0,9
PVC ⁽⁵⁾	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0,2	0	0	0,2	0	0,1	0,1
PEBD ⁽⁶⁾	0,2	3,7	0,6	0,9	3,4	2,4	2,6	2,0	1,4	0,5	1,3	2,6	3,6	1,8	0,7	2,4	1,9	1,1
PP ⁽⁷⁾	1,3	1,8	2,3	0,4	1,4	1,4	0,7	1,3	0,6	0,9	1,0	0,9	1,0	1,0	1,2	0,3	0,9	0,3
PS ⁽⁸⁾	0	0	0,4	0	0	0	0	0,1	0,2	0	0,9	0,4	0,1	0	0	0	0,2	0,3
Outros plásticos ⁽⁹⁾	5,6	0,8	0,2	0,4	0,5	0,9	0,6	1,3	1,9	8,5	5,0	0,2	0,3	1,1	0,2	0,1	2,2	3,3
Plásticos não identificados ⁽¹⁰⁾	6,0	15,1	8,9	7,2	9,1	13,4	14,0	10,5	3,6	0	7,5	13,7	20,1	6,9	6,3	9,7	9,2	6,3
Tecidos	6,2	1,3	1,8	18,5	10,8	2,4	5,7	6,7	6,2	2,1	8,4	0,2	1,2	0,1	0	2,5	2,1	3,0
Couro	1,0	1,8	7,9	0	0	0	0	1,5	2,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Borracha	11,7	2,5	1,2	1,5	0	1,9	7,3	3,7	4,2	0	0	0	2,4	0	0	0	0,4	0,9
Madeira	0,4	0,9	1,1	0	0	0	0	0,3	0,5	0,8	0	2,9	0,3	6,1	0	0	1,4	2,3
Isopor	4,0	0,7	0,5	0,2	1,2	3,0	1,8	1,6	1,4	0,5	2,8	1,7	1,2	1,6	0,4	0,5	1,2	0,9
Eletrônicos	0,5	0,2	4,5	1,2	0	11,0	3,3	2,9	3,9	0,1	0,6	3,0	8,0	0	4,0	0,8	2,4	2,9
Rejeitos	7,2	9,4	0,2	8,5	0,5	10,8	5,7	6,0	4,2	14,1	41,1	47,7	34,2	43,0	67,5	49,7	42,5	16,2
Perigosos ⁽¹¹⁾	0	0,3	0	21,2	0,3	0	1,3	3,3	7,9	2,2	0	0,1	0,2	0	0,5	0	0,4	0,8

⁽¹⁾ Média aritmética; ⁽²⁾ Desvio Padrão; ⁽³⁾ Tereftalato de polietileno; ⁽⁴⁾ Polietileno de alta densidade; ⁽⁵⁾ Cloreto de polivinila; ⁽⁶⁾ Polietileno de baixa densidade; ⁽⁷⁾ Polipropileno; ⁽⁸⁾ Poliestireno; ⁽⁹⁾ Plásticos que não podem ser classificados com nenhuma outra tipologia investigada; ⁽¹⁰⁾ Plásticos que não possuam etiqueta indicando a sua tipologia; ⁽¹¹⁾ Pilhas, lâmpadas e medicamentos.

Tabela 15. Composição Gravimétrica (%) dos RSU secos coletados da CMT-Loga, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).

Material (%)	Amostras de Entrada									Amostras de Saída								
	1	2	3	4	5	6	7	Md. ⁽¹⁾	DP ⁽²⁾	1	2	3	4	5	6	7	Md. ⁽¹⁾	DP ⁽²⁾
Papel	8,1	7,1	5,5	24,8	25,8	29,3	9,4	15,7	10,4	10,2	11,7	24,7	12,9	3,1	9,8	3,1	10,8	7,3
Papelão	33,0	38,2	28,1	29,4	26,8	11,3	20,3	26,7	8,7	1,4	1,5	45,5	17,1	9,4	0	7,4	11,8	16,0
Alumínio	1,1	4,9	0,7	2,9	1,0	0	0,2	1,5	1,8	0,5	4,4	0	0	0	0,8	0	0,8	1,6
Metais ferrosos	8,1	10,6	0,8	3,4	1,3	0,8	0	3,6	4,1	0,6	0,8	0	0	0	0	0	0,2	0,3
Tetra Pack	8,3	6,1	5,9	5,2	1,9	3,5	0,9	4,6	2,6	0	1,9	0	0	2,6	1,6	0	0,9	1,1
Vidro	7,5	3,8	15,4	16,4	10,9	9,9	6,6	10,1	4,6	26,6	2,9	10,9	9,9	3,7	5,0	2,8	8,8	8,5
PET ⁽³⁾	9,0	4,5	13,4	4,7	7,7	4,7	8,6	7,5	3,2	6,6	15,6	0,3	3,0	1,7	0,7	1,7	4,2	5,4
PEAD ⁽⁴⁾	4,7	10	7,0	3,5	1,3	1,5	2,4	4,4	3,2	20,5	4,5	0,1	0,3	4,0	0	1,2	4,4	7,4
PVC ⁽⁵⁾	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
PEBD ⁽⁶⁾	2,7	0,9	3,3	1,1	5,9	1,5	2,5	2,5	1,7	0,7	1,7	4,5	1,0	3,4	1,3	2,1	2,1	1,4
PP ⁽⁷⁾	0,9	1,4	8,8	0,3	2,2	0,5	3,5	2,5	3,0	11,0	12,6	0,7	0,3	2,6	0,8	1,2	4,2	5,3
PS ⁽⁸⁾	0,3	0	0	0	0	0,4	0,5	0,2	0,2	1,0	1,4	0,4	0,2	0,7	0,5	0,6	0,7	0,4
Outros plásticos ⁽⁹⁾	2,8	2,0	0,1	0,7	0,2	0,1	0	0,8	1,1	2,7	9,4	0,9	0,8	1,1	0,1	0	2,1	3,3
Plásticos não identificados ⁽¹⁰⁾	1,4	2,1	1,5	0,6	8,1	4,0	21,0	5,5	7,3	0,8	1,6	4,5	16,3	10,9	14,2	23,3	10,2	8,4
Tecidos	6,0	0,9	3,1	1,0	0,7	0	0,9	1,8	2,1	1,3	0	0,5	5,2	6,6	13,6	7,1	4,9	4,8
Couro	0	0	0	0	4,6	0	0	0,7	1,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Borracha	0,4	0,6	0	0	0	0	0	0,1	0,3	2,8	5,8	0	0,2	0	0	0,2	1,3	2,2
Madeira	0	1,9	1,9	0,1	0	0	0	0,6	0,9	0,4	6,3	0	0	0	0	0	0,9	2,4
Isopor	0,9	0,4	1,4	0,3	0,6	0,1	2,1	0,8	0,7	1,3	1,5	2,3	1,0	6,3	0,5	1,4	2,0	2,0
Eletrônicos	0	0,9	0	0	0	6,3	0	1,0	2,3	0,9	1,3	0	0	0,9	0	2,8	0,8	1,0
Rejeitos	2,6	3,6	3,1	5,5	1,1	26,2	20,1	8,9	10,0	9,8	15,2	4,7	31,9	42,9	51,2	45,3	28,7	18,7
Perigosos ⁽¹¹⁾	2,2	0	0	0	0	0	0,9	0,4	0,8	1,1	0	0	0	0	0	0	0,2	0,4

⁽¹⁾ Média aritmética; ⁽²⁾ Desvio Padrão; ⁽³⁾ Tereftalato de polietileno; ⁽⁴⁾ Polietileno de alta densidade; ⁽⁵⁾ Cloreto de polivinila; ⁽⁶⁾ Polietileno de baixa densidade; ⁽⁷⁾ Polipropileno; ⁽⁸⁾ Poliestireno; ⁽⁹⁾ Plásticos que não podem ser classificados com nenhuma outra tipologia investigada; ⁽¹⁰⁾ Plásticos que não possuam etiqueta indicando a sua tipologia; ⁽¹¹⁾ Pilhas, lâmpadas e medicamentos.

A análise gravimétrica da CMT-Ecoubis (Tabela 14) indicou que nas amostras de entrada, os materiais recicláveis em destaque foram: plástico (27,6%), papel e papelão (26,3%), vidro (10,1%), tecido (6,7%) e Tetrapak (4,3%). Juntos, plástico, papel e papelão representam 53,9% de todas as coletas, um valor significativo visto que é mais da metade de todas as coletas. A porcentagem de rejeito (6%) é maior do que a quantidade de outros materiais recicláveis, como por exemplo, borracha (4%) e metal (4%).

Ao analisar os dados das amostras de saída apresentados na Tabela 14, percebe-se que o rejeito está em destaque, representando 42,5% de todo o material analisado. Quanto aos materiais recicláveis, estão em destaque: vidro (22,9%), plásticos (18,8%) e papel e papelão (5%). A predominância de rejeitos efetivos, uma vez que a triagem visa encaminhar materiais com maior valor agregado de venda para reciclar e considerar os demais como rejeito, é esperada na amostra de saída, porém, ao analisar os dados, verifica-se que o valor de rejeito ainda representa menos da metade de todas as coletas, ou seja, ocorre um maior índice de separação na fonte e um valor médio de eficiência na triagem dos recicláveis.

A porcentagem de plásticos é elevada tanto nas amostras de entrada quanto nas amostras de saída, 27,6 e 18,8%, respectivamente. A Figura 36 mostra a porcentagem de cada tipo de plástico que compõem 19% das amostras de saída. Os tipos de plástico em destaque são: plástico não identificado (9%), PET (4%), PP (2%) e PS (2%). O plástico não identificado aparece em destaque nas amostras de saída, não participando da reciclagem e sendo considerado rejeito, assim como para a Coopere.

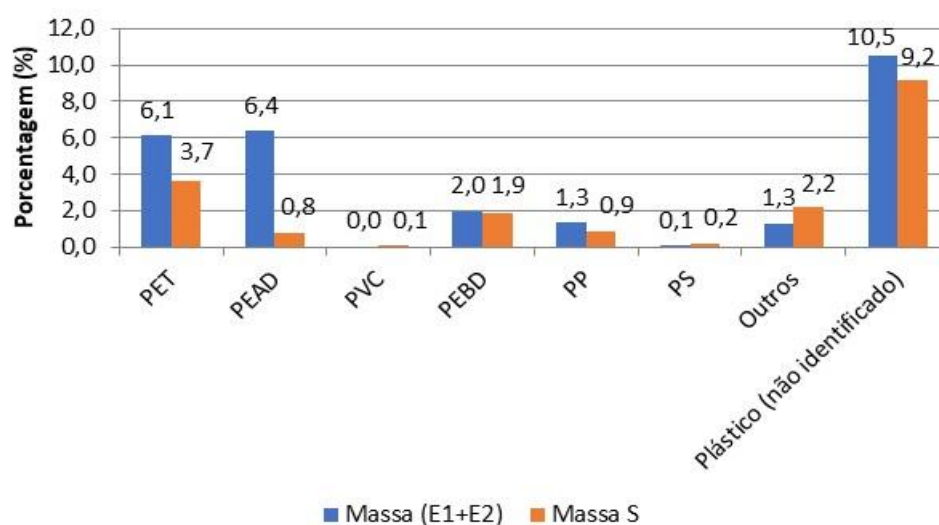


Figura 36. Composição média dos tipos de plásticos indicados amostras de saída das coletas realizadas na CMT-Ecoubis (Jacinto, 2019).

A análise gravimétrica da CMT-Loga (Tabela 15) indicou que nas amostras de entrada, os materiais recicláveis em destaque foram: plástico (23,4 %), papel e papelão (42,4 %), vidro (10,1%) e Tetrapak (4,6 %). Juntos, plástico, papel e papelão representam 65,8 % de todas as coletas, um valor significativo visto que é mais da metade de todas as coletas, assim como na CMT-Ecourbis. A porcentagem de rejeito (8,9 %) é maior do que a quantidade de metal (5,1 %), por exemplo.

Como a presença de plástico é muito significativa nas amostras de entrada (23,4 %) e saída (27,9 %), a Figura 37 detalha o percentual de presença de cada tipo de plástico nas amostras de entrada (E1+E2) e saída (S), destacando a ausência de PVC. Outro fato importante é a expressiva presença de plásticos não identificados, sendo 10,2 % na entrada e 5,5 % na saída. Plásticos classificados como “outros”, cuja identificação nas embalagens é representada pelo numeral 7, são normalmente compostos por policarbonatos, ABS, poliamida e acrílicos, não enquadrados nas demais seis classificações definidas para plásticos.

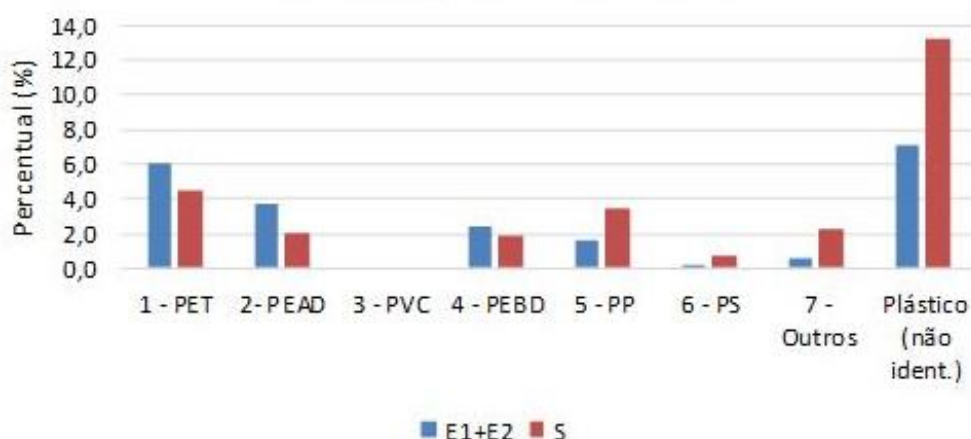


Figura 37. Estratificação Média dos Plásticos (E1+E2 e S) nas 5 coletas consideradas – CMT Ponte Pequena, São Paulo-SP (Oliveira, 2019).

4.1.3. Análise dos resultados

A comparação dos dados obtidos entre as amostras de entrada das três centrais de triagem estudadas indica uma semelhança, visto que em todas os materiais recicláveis com maior porcentagem foram plásticos, papel e vidro. Verifica-se, portanto, que a separação realizada pelos municípios prioriza estes tipos de resíduos.

Porém, a comparação da quantidade de rejeitos nas amostras de entrada apontam que os dados obtidos nas centrais mecanizadas de triagem são próximos, sendo 6 % na

Carolina Maria de Jesus e 8,9 % na Ponte Pequena, enquanto os dados exibidos pela Coopere apresentam maior quantidade de rejeito nas amostras de entrada, representando 11 e 13 % (Tabela 13).

A Taxa de Rejeitos (TR) de 58,6 % da CMT Ponte Pequena é muito próxima à TR de 57,2 % obtida para a CMT-Ecourbis, demonstrando margem para melhorias no processo mecanizado, uma vez que menor valor de TR (50 %) foi observado na Coopere, manual.

Moreira (2017) afirma que variações de rejeito dependem de diferentes fatores como nível de conscientização da população e eficácia das campanhas; do rendimento operacional dos catadores; das condições do mercado para assimilar os materiais triados; do reaproveitamento de novos materiais e da abertura de fábricas recicladoras. A presença de contaminantes nos materiais recicláveis aumenta o nível de rejeitos no material coletado seletivamente, aumentando os custos dessa modalidade de coleta e diminuindo o valor dos materiais recuperados.

Ao se avaliar os desvios padrão calculados para as diferentes campanhas de coleta para cada ponto, são notadas grandes oscilações percentuais de determinadas tipologias de resíduos, demandando uma análise mais detalhada das possíveis razões destas diferenças, através do isolamento dos principais resíduos e seu estudo individualizado.

Com base na reclassificação dos materiais encontrados nos 9 grupos apresentada acima, estudou-se a composição gravimétrica dos resíduos de cada ponto de amostragem através da porcentagem representativa de cada material dentro da massa total coletada durante as campanhas, comparando com outros estudos realizados para a Coleta Seletiva no Brasil em 2018 (CEMPRE, 2019) e para os domicílios da cidade de Santo André em 2017 (SEMASA, 2018).

A Figura 38 apresenta o percentual médio dos dados de entrada deste estudo (Coopere e CMTs) para cada tipologia de material agrupada, considerando a somatória das tabelas anteriores.

A Figura 39 apresenta o percentual médio dos dados de saída deste estudo (Coopere e CMTs) para cada tipologia de material agrupada, considerando a somatória das tabelas anteriores, comparado com os resultados das análises gravimétricas obtidas para rejeitos em casos de estudo semelhantes realizados em outras plantas de triagem no Brasil: Cooperativas Cidade Limpa e CoopCicla localizadas na cidade de Santo André em 2017 (SEMASA, 2018); uma planta de triagem manual localizada em Blumenau (Moura et al., 2018).

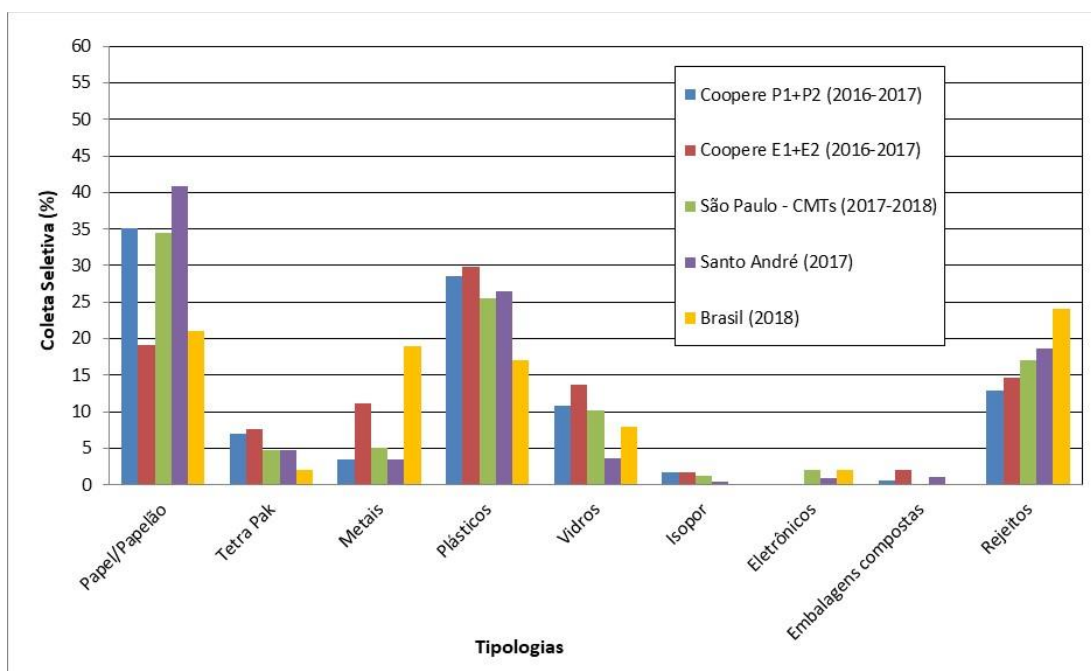


Figura 38. Dados de entrada da Coopere e das CMTs comparados com os resultados da Coleta Seletiva no Brasil (CEMPRE, 2019) e na cidade de Santo André (SEMASA, 2018) (adaptado de Andrade e Mondelli, 2023).

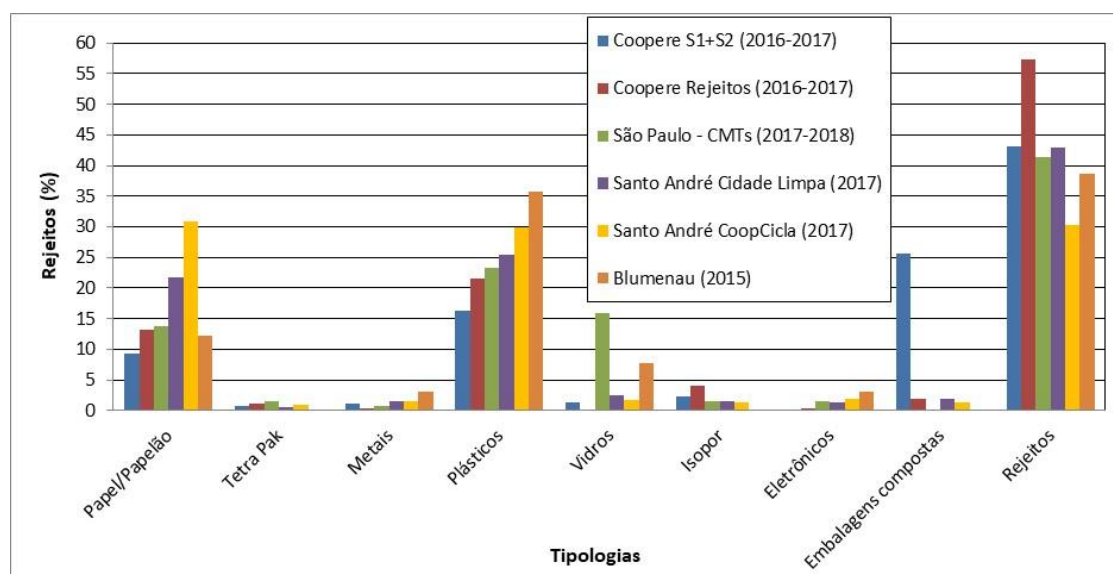


Figura 39. Dados de saída da Coopere e das CMTs comparados com aqueles das Cooperativas Cidade Limpa e CoopCicla localizadas na cidade de Santo André (SEMASA, 2018) e uma unidade de triagem manual localizada na cidade de Blumenau (Moura et al., 2018) (adaptado de Andrade e Mondelli, 2023).

Com base na Figura 38, vale ressaltar que a separação ou mesmo o consumo de papéis, Tetra Pak, plásticos e vidros são maiores na cidade de São Paulo, incluindo o presente estudo (exceção para papéis das entradas E1+E2 da Coopere), do que para a média brasileira, segundo CEMPRE (2019). Santo André apresenta o mesmo comportamento, com exceção dos vidros. O contrário pode ser observado para os metais, considerando também as CMTs e o município de Santo André, bem como a quantidade de rejeitos que chegam às centrais de triagem, frequentemente constituídos por fraldas, restos de alimentos, embalagens de pizza, absorventes, lenços de papel, entre outros. Acredita-se que esse fato se deva à grande presença de catadores informais na Região Metropolitana de São Paulo, muitos deles focados na coleta de latas de alumínio, de grande valor comercial, o que proporciona uma pré-seleção do que chega a essas fábricas.

A menor quantidade de rejeitos na Coopere (12,9 a 14,6%, Figura 38), por outro lado, revela um maior nível de educação ambiental entre os moradores da Subprefeitura da Sé, quando comparado à média da população, seja na cidade de São Paulo ou mesmo no Brasil (24%), uma vez que os materiais menos contaminados, mesmo que recicláveis, são separados pelos domicílios, o que corresponde, de fato, ao nível mais elevado do IDH-M. Eletrônicos, embalagens compostas e isopor seguem a mesma ordem de variação (0 a 2,1%) nos diferentes estudos analisados.

Com base na Figura 39, os percentuais de rejeitos obtidos nas esteiras finais são muito semelhantes (43,1% para a Coopere (S1+S2), 41,4% para as CMTs, 43% para Santo André Cidade Limpa e 38,7% para Blumenau), com exceção da Coopere Rejeitos, atingindo 57,3% dos rejeitos reais, e da Santo André CoopCicla, com 30,3%. Este comportamento dos Rejeitos da Coopere era esperado, uma vez que há outra seleção de possíveis materiais comerciais após o processo de triagem, principalmente das embalagens compostas, sendo maior na saída S1+S2 (25,7%) do que nos Rejeitos (2%).

A Figura 39 também revela que a Coopere classifica mais papéis, plásticos, vidros e eletrônicos do que as outras centrais pesquisadas. Isso mostra uma maior eficiência da triagem manual aliada à melhor separação dos domicílios, quando menos recicláveis contaminados chegavam à cooperativa. O contrário foi verificado para o isopor, sendo obtidos percentuais semelhantes (0 a 4,1%) entre as diferentes centrais para os metais, Tetra Pak e embalagens compostas, exceto para S1+S2.

4.2. CARACTERIZAÇÃO GEOAMBIENTAL

4.2.1. Distribuição Granulométrica

As curvas granulométricas obtidas são apresentadas na Figura 40 para a CMT-Ecourbis e na Figura 41 para a CMT-Loga.

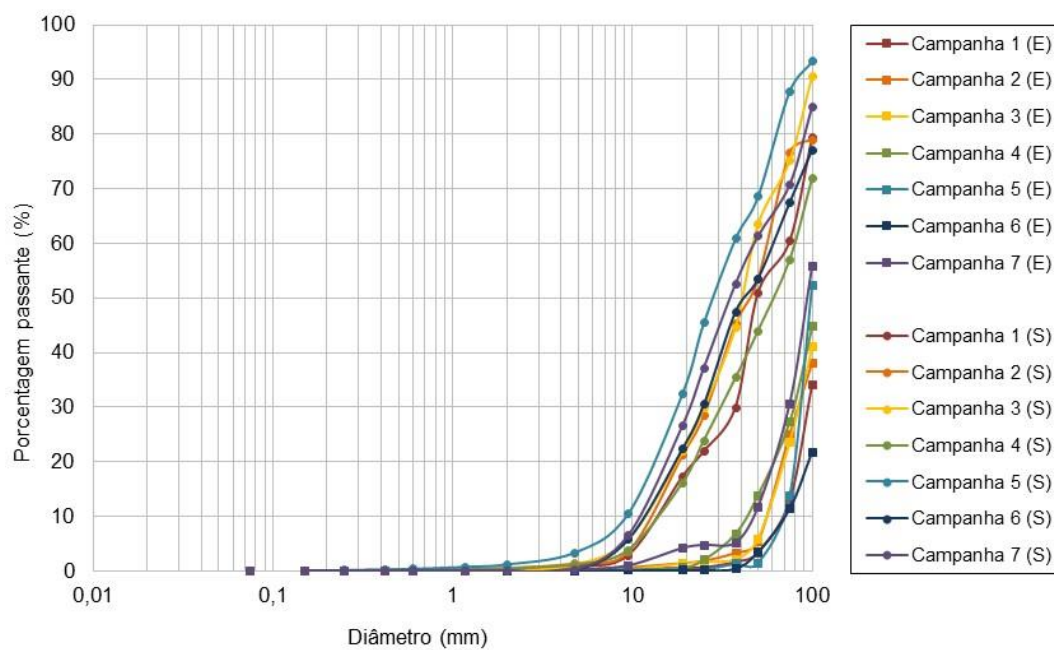


Figura 40. Curvas granulométricas obtidas para os RSU secos coletados na CMT-Ecourbis, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).

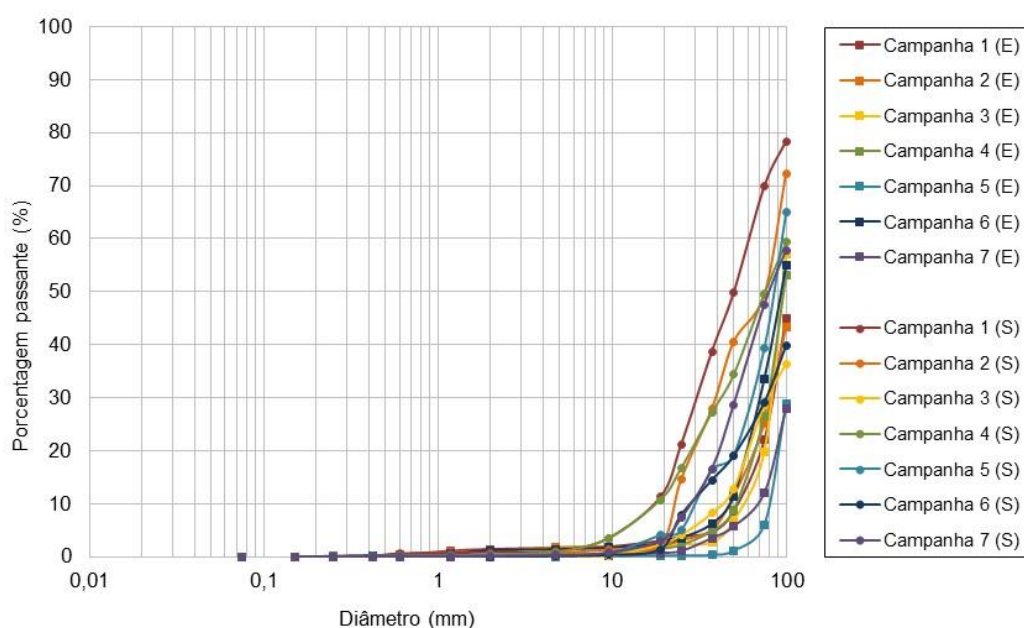


Figura 41. Curvas granulométricas obtidas para os RSU secos coletados na CMT-Loga, município de São Paulo (05/2017 a 05/2018) (adaptado de Mondelli et al., 2022).

É possível notar que ambas CMTs apresentaram formatos semelhantes para as curvas das amostras de entrada e saída, com as amostras de saída apresentando as partículas mais finas. Observando as amostras de entrada, a variação da porcentagem de passagem pela peneira de 100,0 mm é de 43,3 a 57,2% para CMT-Loga e de 34,1 a 4,7% para a CMT-Ecourbis. Fica evidente também que os RSU mais secos possuem partículas superiores a 50 mm, já que os materiais que passam por esta peneira variam de 2% a 14%. Este fato mostra que independentemente da sazonalidade, o padrão de consumo dos municípios não se altera.

Observando as curvas das amostras de saída, há maior proporção de materiais passando pela peneira de 100 mm. O maior percentual acumulado foi de 78,3% para a CMT-Loga (Campanha 1) e 90,6% para a CMT-Ecourbis (Campanha 3). Como esperado, este resultado mostra que o processo de triagem separa os resíduos por tipo, podendo alterar o tamanho dos itens, bem como desmembrar os compactados. A Campanha 3 da CMT-Loga apresentou comportamento *outlier*, cuja curva foi semelhante às amostras de entrada, atribuída à composição caracterizada por quantidade expressiva de papel e papelão (Tabela 15).

4.2.2. Teores diversos

A Tabela 16 apresenta a compilação dos resultados obtidos para os teores de umidade a 105°C (w), matéria orgânica a 440°C (MO) e sólidos totais voláteis a 550°C (STV), além do pH e da condutividade elétrica (CE) medidos em bancada.

Observando os resultados para a CMT-Ecourbis e CMT-Loga, os níveis de MO e STV são praticamente os mesmos para todas as amostras, variando de 3,0 a 11,7%, que estão no mesmo nível de magnitude detectado por Gala et al. (2020), variando entre 1,0 e 11,7% para filmes plásticos pós-consumo provenientes de RSU mistos na Espanha. Tal comportamento esperado se deve a uma forte relação entre MO e STV, sem mais carbono orgânico degradável. Para w, o processo de triagem promove valores mais elevados nas saídas, exceto para as Campanhas 2 e 5 da CMT-Ecourbis e Campanha 5 da CMT-Loga. Esta última amostra apresentou grande quantidade de couro e papel, que retêm umidade (Tabela 15). O valor máximo de w (49,2%) foi detectado para Srej da Campanha 6 da CMT-Loga. Esta amostra também apresentou o maior percentual de rejeitos de RSU (51,2%), justificando esse resultado.

Tabela 16. Teores de umidade (w), matéria orgânica (MO), sólidos totais voláteis (STV), pH e condutividade elétrica (CE) obtidos para os RSUs secos das CMTs de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).

CMT	Campanha	Amostra ⁽¹⁾	w (%)	MO (%)	STV (%)	pH	CE (µS/cm)
Ecourbis	1	E	2,2	8,2	8,3	8,1	597
Ecourbis	1	Srec	9,5	9,3	9,4	7,7	949
Ecourbis	1	Srej	3,6	6,0	6,0	8,0	617
Ecourbis	2	E	2,7	6,9	7,0	7,8	680
Ecourbis	2	Srec	1,2	8,5	8,6	8,0	2300
Ecourbis	2	Srej	1,6	8,2	8,3	6,9	1901
Ecourbis	3	E	2,6	7,8	7,9	7,9	1047
Ecourbis	3	Srec	14,8	7,4	7,6	8,0	699
Ecourbis	3	Srej	26,5	4,5	4,6	7,6	1380
Ecourbis	4	E	1,6	11,6	11,7	7,8	684
Ecourbis	4	Srec	24	7,2	7,2	7,7	830
Ecourbis	4	Srej	29,1	5,8	5,9	7,2	2787
Ecourbis	5	E	2,5	9,0	9,0	7,0	1092
Ecourbis	5	Srec	1,7	3,6	3,6	6,9	1023
Ecourbis	5	Srej	2,0	4,0	4,1	7,4	1124
Ecourbis	6	E	3,7	10,7	10,7	6,9	829
Ecourbis	6	Srec	15,9	8,0	8,7	7,2	709
Ecourbis	6	Srej	23,5	3,0	3,1	7,4	679
Ecourbis	7	E	2,3	13,6	13,7	7,8	806
Ecourbis	7	Srec	1,2	7,1	7,2	7,5	794
Ecourbis	7	Srej	8,4	3,4	3,6	7,6	782
Loga	1	E	3,9	10,2	10,5	7,1	352
Loga	1	Srec	12,7	11,6	11,6	7,9	726
Loga	1	Srej	19,1	10,6	10,7	7,7	1160
Loga	2	E	1,9	8,0	8,0	7,0	865
Loga	2	Srec	3,3	8,8	8,9	8,1	309
Loga	2	Srej	3,7	9,8	9,9	8,0	500
Loga	3	E	1,5	13,8	13,9	7,5	309
Loga	3	Srec	2,7	7,4	7,5	7,4	461
Loga	3	Srej	3,3	11,5	11,5	6,8	2220
Loga	4	E	2,4	9,0	9,1	6,5	545
Loga	4	Srec	15,8	10,4	10,6	7,1	462
Loga	4	Srej	26,9	8,6	8,7	7,3	1053
Loga	5	E	17,6	7,1	7,1	7,5	1384
Loga	5	Srec	2,8	7,2	7,3	7,5	1300
Loga	5	Srej	6,9	5,2	5,4	7,4	1005
Loga	6	E	2,9	9,6	8,8	7,4	763
Loga	6	Srec	6,6	5,9	6,0	7,3	706
Loga	6	Srej	49,2	5,4	5,5	7,4	921
Loga	7	E	3,2	17,7	17,8	7,9	418
Loga	7	Srec	2,3	16,2	16,4	7,7	547

Loga	7	Srej	28,7	14,1	13,4	7,7	1022
------	---	------	------	------	------	-----	------

⁽¹⁾ E = Entrada; Srec = saída com recicláveis; Srej = saída com rejeitos.

Para a CMT-Ecourbis, o valor máximo de w foi encontrado para a amostra Srec da Campanha 4 (29,1%), a qual apresentou grande quantidade de isopor (20,1%) (Tabela 14), que pode reter umidade em seus poros. A umidade mínima foi de 1,2% para Srec das Campanhas 2 e 7, com elevadas quantidades de vidro (22,1% e 24,7%, respectivamente) e material eletrônico (8,4%) para a Campanha 2. Os maiores valores de w encontrados para os rejeitos acompanham aqueles encontrados por Wolny-Koładka et al. (2020) para Combustível Derivados de Resíduos (CDR) e para a fração fina de RSU da Polônia, de $20,2 \pm 1,9$ e $35,5 \pm 2,0\%$, respectivamente. Para filmes plásticos, após classificação manual, Gala et al. (2020) encontraram w variando de 3,0 a 15,9%.

Os níveis de MO e STV foram maiores para as amostras E e Srec, exceto para as Campanhas 2 e 5 da CMT-Ecourbis e 2 e 3 da CMT-Loga. Novamente, o processo de triagem influenciou esses valores, uma vez que grande parte do carbono está presente na forma orgânica nos papéis, e na forma inorgânica em muitos plásticos, que foram tratados como materiais recicláveis, enquanto apenas alguns acabam como rejeitos.

Uma quantidade expressiva de borracha (5,8%) e madeira (6,3%) foi identificada na Campanha 2 da CMT-Loga, além de alguns plásticos como PET, PP e outros, que podem aumentar os teores de MO e STV (Tabela 14 e Tabela 15). Para as amostras da Campanha 3, o papel (24,7%) e o papelão (45,5%) (Tabela 15) também podem aumentar o teor de MO, alterando o padrão esperado. Portanto, os valores máximos de 17,7% para MO e 17,8% para STV (Tabela 16) para a amostra E da Campanha 7 se deve ao fato de apresentarem quantidades significativas de rejeitos (20,1%) e plásticos não identificados (21%). E sobre os mínimos, 5,2% para MO e 5,4% para STV na amostra Srej da Campanha 5, que tinha menos desses materiais. Apesar da presença do couro na amostra E da Campanha 5 (Tabela 15), não é possível fazer a mesma relação acima, pois a quantidade deste (4,6%) provavelmente não foi suficiente para alterar as propriedades estudadas.

Para a CMT-Ecourbis, os valores máximos foram de 13,6% para MO e 13,7% para STV para a amostra E da Campanha 7 (Tabela 16), que apresenta quantidades significativas de papel (14,2%), isopor (14%) e rejeitos (7%) (Tabela 14). Enquanto os mínimos, 3,0% para MO e 3,1% para STV, foram encontrados na amostra Srec da Campanha 6, que contém 24,7% de vidro (Tabela 14). Vale ressaltar também o segundo maior valor de MO e STV (11,6% e 11,7%) na amostra E da Campanha 4, o que pode ser justificado pela presença do couro, representando 21,2% da massa total.

As medidas de pH são próximas da neutralidade, tendendo à alcalinidade, seguindo as obtidas por Evangelou et al. (2016) e Wolny-Koładka et al. (2020). Em geral, as amostras E e Srec apresentaram os maiores valores de pH, exceto para as Campanhas 5 e 6 da CMT-Ecourbis e para a Campanha 4 da CMT-Loga. As amostras S da Campanha 5 da CMT-Ecourbis foram as únicas que indicaram a presença do Tetra Pack (Tabela 14), que possui composição mista de papelão, plástico e alumínio, o que pode ter influenciado em uma sutil queda de pH. A maior incidência de eletrônicos na amostra E da Campanha 6 (10,8%) também pode ter influenciado na queda do pH (Tabela 14 e Tabela 16).

Para a CMT-Ecourbis, os valores de CE variaram amplamente entre as diferentes campanhas (Tabela 16), não mostrando um comportamento padronizado para as amostras E ou Srec/Srej. Tais diferenças podem ser devidas às maiores quantidades de vidro na saída, Campanhas 5 e 7 (23,6% e 24,7%, respectivamente), bem como na entrada (22,7% e 11,3%, respectivamente) (Tabela 14). A amostra Srej da Campanha 4 apresenta o maior valor de CE (2787 $\mu\text{S}/\text{cm}$), o que pode ser devido ao maior nível de isopor (Tabela 14). Para a CMT-Loga, exceto para as Campanhas 2 e 5, as amostras Srej foram mais condutivas que as amostras E e Srec (Tabela 16). No caso da Campanha 2, a amostra E é mais condutiva porque foram encontrados 10,6% de metais ferrosos e 4,6% de metais não ferrosos (Tabela 15).

4.2.3. Análise de Metais

A Tabela 17 e a Tabela 18 apresentam análises de metais convertidas para mg/kg em base seca a 550 °C (STV). Os resultados foram comparados com a Resolução CONAMA número 420 (Brasil, 2009) para valores de prevenção de solos contaminados, por ser a única referência local para índice de poluição.

Tabela 17. Concentrações de metais (mg/kg) para amostras de RSU da CMT-Ecourbis do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).

CMT	Campanha	Amostra ⁽¹⁾	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Ecourbis	1	E	1,16	0,53	33,4	6.075	3.001	200	10,9	29,1	847
Ecourbis	1	Srec	2,84	0,50	18,6	187	12.452	92	11,0	22,5	505
Ecourbis	1	Srej	2,38	0,39	19,2	242	9.791	101	14,7	58,2	290
Ecourbis	2	E	1,50	0,42	10,5	24.665	14.694	326	8,6	16,6	503
Ecourbis	2	Srec	1,44	0,65	19,3	9.672	3.884	184	9,7	218	2.680
Ecourbis	2	Srej	1,12	3,15	15,7	10.330	3.970	85	21,7	453	3.314
Ecourbis	3	E	2,11	0,64	40,1	21.845	13.911	269	18,8	33,2	1.502
Ecourbis	3	Srec	2,11	4,85	12,1	1.156	4.685	64	14,4	49,2	1.093
Ecourbis	3	Srej	2,14	2,69	12,0	198	9.000	100	14,0	20,1	813
Ecourbis	4	E	1,87	0	23,4	358	6.902	351	13,4	29,3	910
Ecourbis	4	Srec	1,41	1,31	182	179	3.927	68	12,9	625	280
Ecourbis	4	Srej	1,11	1,00	39,6	449	4.305	80	11,2	22,5	504
Ecourbis	5	E	2,74	0,69	69,8	365	6.061	675	12,0	44,6	410
Ecourbis	5	Srec	0	0,88	29,7	6.150	4.413	3.767	13,5	74,1	1.568
Ecourbis	5	Srej	1,36	2,26	29,1	311	3.825	337	10,6	390	929
Ecourbis	6	E	3,26	0,65	75,5	447	11.013	864	19,0	134	957
Ecourbis	6	Srec	0,93	0,23	24,1	59	8.534	207	7,5	15,2	444
Ecourbis	6	Srej	0,93	4,55	94,0	38.558	6.052	141	38	677	770
Ecourbis	7	E	4,47	1,68	76,2	709	10.240	1.280	91	944	1.305
Ecourbis	7	Srec	0,77	0,76	22,5	30.285	6.278	1.123	187	1.603	1.998
Ecourbis	7	Srej	0,35	0,50	10,9	6.287	3.924	71	11,4	347	263
CONAMA 420/2009			15	1,3	75	60	-	-	30	72	300

⁽¹⁾ E = Entrada; Srec = saída com recicláveis; Srej = saída com rejeitos.

Para a amostra Srej da Campanha 6 e a amostra Srec da Campanha 7, foram detectadas altas concentrações de Cu para a CMT-Ecourbis, 38.558 e 30.285 mg/kg, respectivamente. Essas amostras apresentaram maior incidência de rejeitos, 67,5% e 49,7%, respectivamente (Tabela 14), abrangendo uma grande variedade de materiais. Durante os ensaios foram observados fios de cobre entre as cinzas de algumas amostras. Fica evidente também que o cobre apresentou as maiores concentrações entre os demais metais analisados. Além disso, concentrações de Cu foram encontradas nas amostras E das Campanhas 2 (24.665 mg/kg) e 3 (21.845 mg/kg). O primeiro caso pode ser devido à presença do isopor, que pode utilizar óxido de cobre em sua produção (Oliveira, 2012) e, conseqüentemente, apresentar resíduos dele no produto final. Na Campanha 3 foi detectada a segunda maior incidência de metais não ferrosos (3,7%), que incluem o Cu, bem como a maior incidência de tecido (7,9%), que pode utilizar corantes à base de cobre para seu tingimento (Chagas, 2009).

Tabela 18. Concentrações de metais (mg/kg) para amostras de RSU da CMT-Loga do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).

CMT	Campanha	Amostra ⁽¹⁾	As	Cd	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
Loga	1	E	2,2	2,9	65,6	298	10.794	422	15,5	194	807
Loga	1	Srec	2,1	1,7	50,6	38.249	9.480	1.250	30,3	1.245	932
Loga	1	Srej	2,1	1,8	63,1	39.673	9.672	1.687	965	5.454	127
Loga	2	E	3,1	0,5	38,9	12.406	8.804	678	675	52,2	503
Loga	2	Srec	2,0	1,8	39,1	483	10.177	171	13,4	86,3	476
Loga	2	Srej	2,0	0,9	33,8	37.369	9.281	1.007	16,8	5.316	886
Loga	3	E	2,6	10,8	36,3	15.521	11.037	1.456	46,1	1.356	1.067
Loga	3	Srec	3,1	2,9	39,2	1.977	10.346	604	24,4	52,4	1.096
Loga	3	Srej	1,4	0,8	37,4	12.735	47.223	166	19,8	45,8	1.647
Loga	4	E	1,1	31,1	26,5	30.192	3.841	186	424	12.285	3.371
Loga	4	Srec	2,8	1,5	17,2	1.370	3.100	71,7	10,2	108,3	724
Loga	4	Srej	1,7	7,4	58,6	530	4.923	99,8	65,1	152,8	661
Loga	5	E	1,7	12,1	211	28.476	11.068	754	61,5	137	516
Loga	5	Srec	2,3	0,4	27,3	10.673	3.516	416	11,6	717	434
Loga	5	Srej	2,8	4,0	73,2	13.978	12.470	1.499	35,6	127	582
Loga	6	E	1,8	3,6	74,6	627	8.721	374	10,3	171,2	1.300
Loga	6	Srec	10,5	10,5	61,4	708	11.238	1.642	145	55,6	1.256
Loga	6	Srej	1,3	9,0	31,4	186	6.580	759	23,7	62,6	766
Loga	7	E	3,5	0,7	56,3	478	1.966	782	13,6	121,6	444
Loga	7	Srec	1,4	1,4	43,5	347	10.600	247	9,1	110,2	352
Loga	7	Srej	2,1	0,9	38,5	6.874	8.013	465	51,9	149,6	1.269
CONAMA 420/2009			15	1,3	75	60	-	-	30	72	300

⁽¹⁾ E = Entrada; Srec = saída com recicláveis; Srej = saída com rejeitos.

Altas concentrações de Cu também foram detectadas para a CMT-Loga. As maiores concentrações foram as encontradas para amostras Srec e Srej da Campanha 1 (38.249 mg/kg e 39.673 mg/kg, respectivamente), e para Srej da Campanha 2 (37.369 mg/kg). Nesta última, foram encontradas as maiores ocorrências de metais não ferrosos (4,4%) e madeira (6,3%), que podem ter sido tratadas com óxido de cobre para prevenção de pragas. A Campanha 1 não observou os mesmos padrões ou qualquer outro comportamento, justificado pela elevada concentração de Cu. Exceto por esses níveis mais elevados, as demais amostras com concentrações de Cu variando de 186 a 709 mg/kg seguiram os níveis verificados por Wolny-Koładka et al. (2020) para CDR e para a fração fina de RSU, de $110,2 \pm 12,1$ e $371,1 \pm 62,6$ mg/kg, respectivamente.

As concentrações de As estão abaixo do valor padrão do CONAMA (15 mg/kg) para todas as amostras testadas. As concentrações de Cd para a CMT-Ecourbis permaneceram abaixo do valor padrão para quase todas as amostras, exceto para Srej das Campanhas 2, 3, 5 e 6, E da Campanha 7 e Srec das Campanhas 3 e 4. Para a CMT-Loga,

quase todas amostras excederam o valor padrão. A amostra E da Campanha 4 registrou a maior concentração de Cd de 31,1 mg/kg. A ocorrência de vidro nas amostras de E da CMT-Loga e compostos de Cd utilizados como pigmentos para vidro, pode justificar esse teor de Cd mais elevado.

Para o Cr, apenas algumas amostras ultrapassaram o limite de 75 mg/kg, como as amostras E das Campanhas 6 e 7 da CMT-Ecourbis e Campanha 6 da CMT-Loga, Srej da Campanha 6 da CMT-Ecourbis e Srec para a Campanha 4 da CMT-Ecourbis e Campanha 6 da CMT-Loga. O valor elevado de 211 mg/kg na amostra E da Campanha 5 da CMT-Loga pode ser devido ao couro, que utiliza compostos de Cr em seu processo de fabricação. Comparando estes dados com os obtidos por Gala et al. (2020) para filmes plásticos pós-consumo, as concentrações de As, Cd, Cu e Mn são mais altas, e as demais estão na mesma ordem de grandeza ou variação. Comparado com Wolny-Koładka et al. (2020), Cd, Cr e Zn estão na mesma ordem de grandeza, e as concentrações de As do presente estudo são menores.

Todos os metais restantes, incluindo Ni para a CMT-Loga, exceto Fe e Mn que não estão incluídos na Resolução CONAMA 420/2009, indicam contaminação das cinzas secas dos RSU. Mesmo na ausência de outros parâmetros de comparação para a concentração de Fe, as concentrações do MRF-Loga foram superiores às do MRF-Ecourbis, mas não há relação com a gravimetria que justifique essas concentrações.

Segundo Mor et al. (2006), a lixiviação de poluentes de RSU pode contaminar as águas superficiais e subterrâneas através da descarga de metais e da percolação de outras substâncias potencialmente tóxicas. Altos níveis de Fe, Cu, Zn e Pb (acima de 0,3 mg/L) foram relatados nas estações de amostragem de águas subterrâneas localizadas a mais de 1 km de um aterro sanitário em Chennai, Índia (Vasanthi et al., 2008). Resultados semelhantes foram relatados por Abd El-Salam e Abu-Zuid (2015), que destacaram as concentrações alarmantes de Fe (11 mg/L) e Mn (1,4mg/L) nas águas subterrâneas de Alexandria, no Egito, devido aos aterros de resíduos.

As principais fontes de metais pesados nos RSU são baterias, resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, borracha e outros resíduos domésticos perigosos, como corantes, tintas e aditivos em plásticos e outros produtos (Ishchenko, 2019). Portanto, o conhecimento da composição e dos comportamentos de lixiviação de metais pesados nos RSU pode prevenir a contaminação ambiental, especialmente quando os aterros e lixões são encerrados. Além disso, os resultados aqui apresentados mostram que

as cinzas dos RSU passam a ser classificados como Classe I após sua incineração, devendo, portanto, os aterros sanitários serem projetados para tal e alterando todas as características geomecânicas, biológicas e hidráulicas dos mesmos.

4.2.4. Ensaios de Compactação

Os resultados dos testes padrão do Proctor são apresentados na Figura 42. Para as amostras de saída das Campanhas 1 e 6 da CMT-Ecourbis, os valores de $\gamma_{d,máx}$ foram 9,5 kN/m³ e 10,0 kN/m³, respectivamente, ambos para o $w_{ótima}$ de 20%. Para as amostras de saída da Campanha 1 da CMT - Loga, o $\gamma_{d,máx}$ foi de 6,2 kN/m³, e a $w_{ótima}$ foi de 35%; para a Campanha 6, os valores foram de 7,8 kN/m³ e 40%. Os maiores pesos específicos secos foram obtidos para as amostras da CMT-Ecourbis e são consistentes com a maior porcentagem de vidro existente, quase o dobro das amostras CMT-Loga (Tabela 14 e Tabela 15).

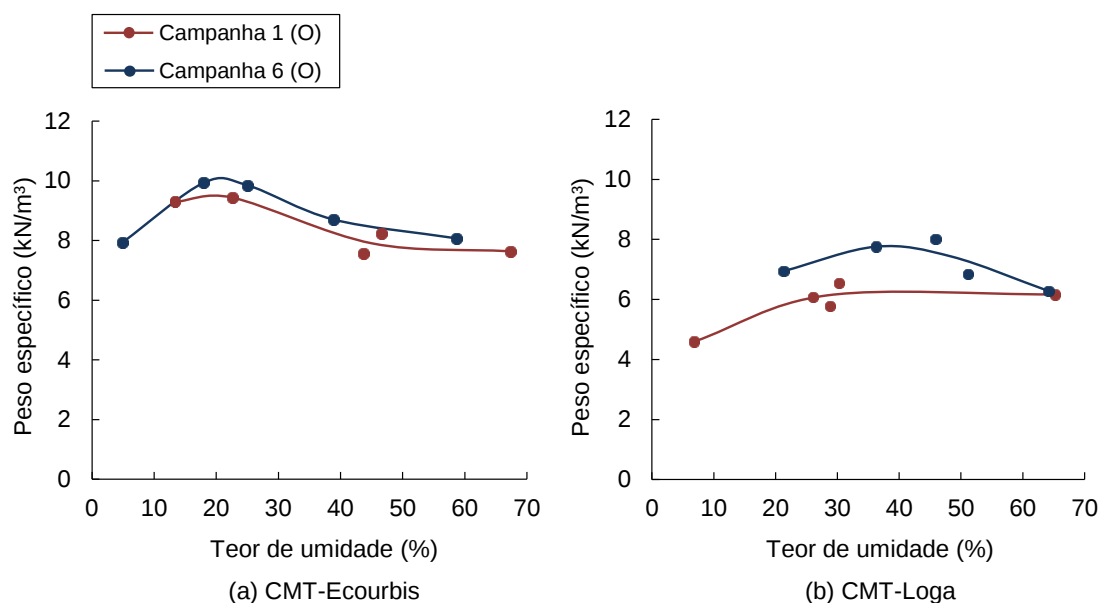


Figura 42. Curvas de compactação Proctor Normal obtidas para amostras de rejeitos de RSU trituradas provenientes das CMTs do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).

Os maiores pesos específicos secos obtidos para a CMT - Ecourbis são análogos aos relatados para RSUs depositados em aterro há mais de 10 anos (Gabr e Valero, 1995; Fucale, 2005; Naveen et al., 2014) e são consistentes com o dobro da porcentagem de vidro presente, em comparação com a CMT - Loga. Para esta última os rejeitos de RSU

mostraram-se mais leves, conforme $\gamma_{d,m\acute{a}x}$ próximo a 7 kN/m³, comumente adotado para o dimensionamento e o projeto de aterros sanitários.

Foram observadas as mesmas tendências relatadas por Pulat e Yukselen-Aksoy (2013) em relação ao papel e ao plástico. Para a Campanha 6 da CMT-Loga, onde o papel representou aproximadamente 10% da composição gravimétrica, o $\gamma_{d,m\acute{a}x}$ diminuiu e a $w_{ótima}$ aumentou em comparação com a Campanha 6 da CMT-Ecourbis, onde não havia papel. O mesmo efeito foi observado para a Campanha 1, atribuído à concentração de plásticos de cerca de 43% na CMT-Loga e 15% na CMT-Ecourbis. Existe também uma possível contribuição da percentagem de têxteis, que apresentam maior teor de umidade individual (Carvalho, 1999), com 14% na amostra CMT - Loga e nula na amostra CMT - Ecourbis. O mesmo efeito ocorreu para as Campanhas 1, atribuído à parcela de plásticos de 43% para CMT - Loga e 15% para CMT – Ecourbis.

4.2.5. Cisalhamento Direto

Durante a fase de adensamento dos ensaios de cisalhamento direto, todas as amostras apresentaram curvas semelhantes, com a fase de consolidação primária concluída em poucos minutos. A resposta tensão-deslocamento de todos os corpos de prova após o cisalhamento indicou resistência crescente até o limite do equipamento. Contudo, os valores alcançados pela CMT-Ecourbis foram superiores.

A Figura 43 e a Figura 44 ilustram os resultados dos ensaios de cisalhamento direto realizados em duplicata (1 e 2) nas amostras de rejeitos de RSUs coletados nas saídas das esteiras das Campanhas 2, 3, 4, 5 e 7 na CMT-Ecourbis e CMT-Loga, respetivamente. A consolidação primária de todos os corpos de prova foi concluída em poucos minutos devido ao seu estado triturado e compactado.

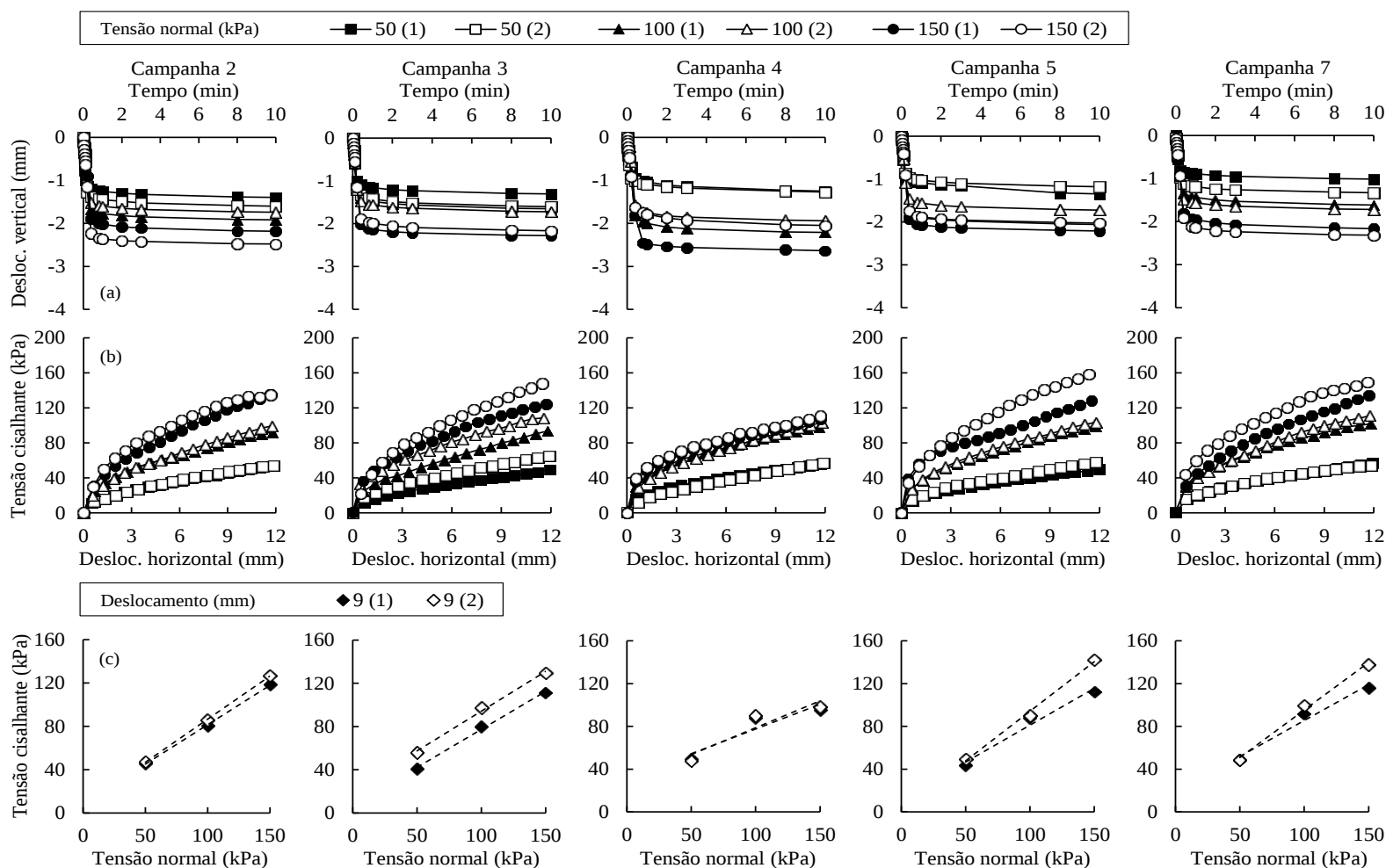


Figura 43. Ensaio de cisalhamento direto realizados em duplicata para os rejeitos dos RSUs coletados na CMT-Ecourbis: (a) curvas de adensamento, (b) curvas tensão-deslocamento e (c) envoltórias de Mohr-Coulomb (adaptado de Juarez et al., 2023).

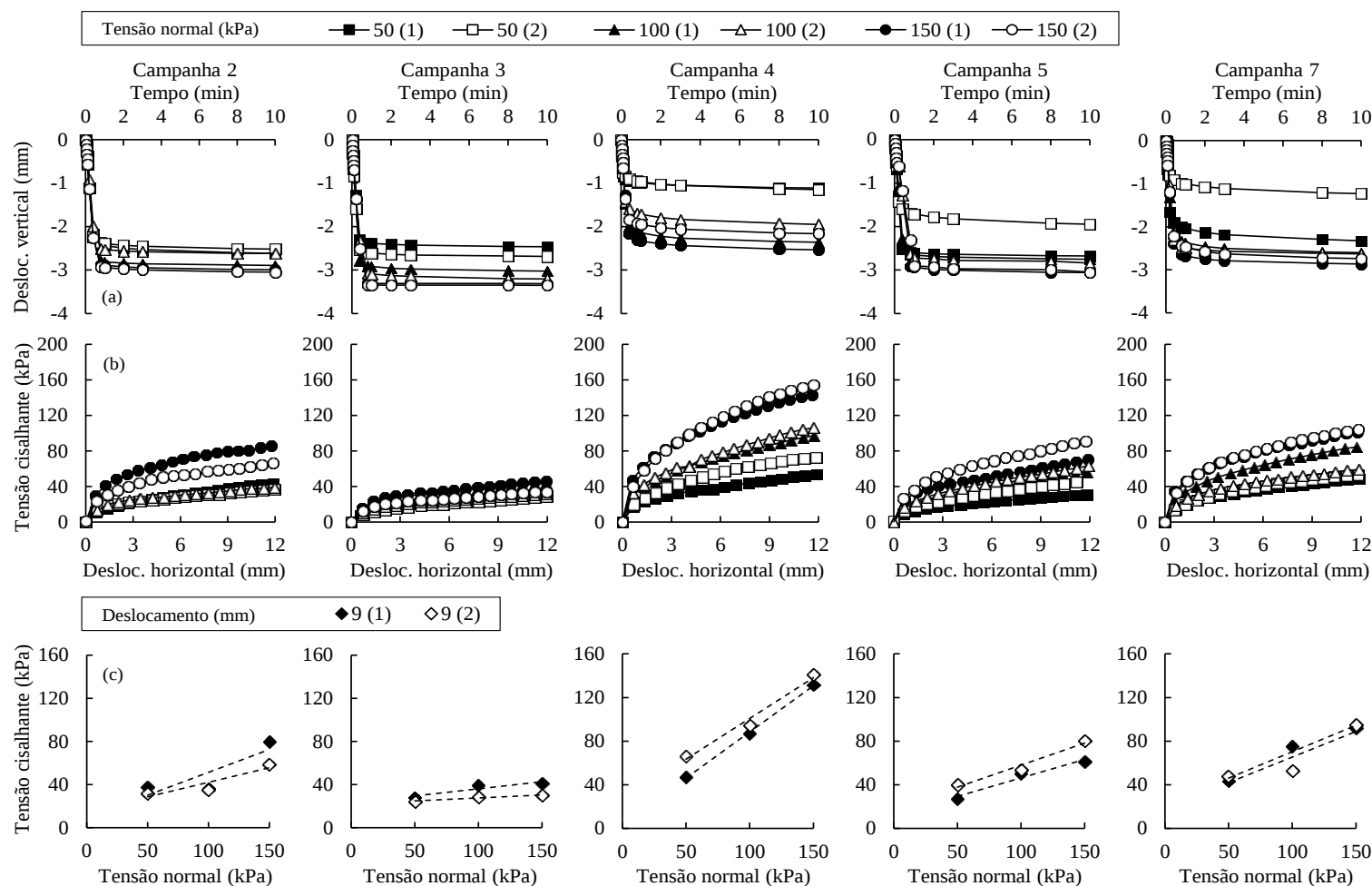


Figura 44. Ensaio de cisalhamento direto realizados em duplicata para os rejeitos dos RSUs coletados na CMT-Loga: (a) curvas de adensamento, (b) curvas tensão-deslocamento e (c) envoltórias de Mohr-Coulomb (adaptado de Juarez et al., 2023).

A maioria das curvas de tensão-deslocamento exibiu uma forma contínua côncava para baixo. Com base nos resultados de outros estudos utilizando o equipamento de cisalhamento direto, duas hipóteses foram sugeridas para o endurecimento por deformação observado independentemente da composição da amostra e da tensão normal aplicada. Primeiro, o componente de fricção controlava a resistência ao cisalhamento, dado que os plásticos macios, papéis, têxteis e partículas de madeira foram triturados em tamanhos demasiado pequenos para produzir um efeito de reforço, mas a gama de deslocamento foi insuficiente para mobilizá-lo completamente. Em segundo lugar, as partículas fibrosas, independentemente do seu tamanho, geraram forças de tração que contribuíram para a resposta global, mas em menor extensão, uma vez que se tornaram orientadas quase paralelamente ao plano de cisalhamento após a compactação (Zekkos et al., 2010).

Em 9 mm de deslocamento horizontal e tensão normal de 150 kPa, as tensões de cisalhamento da CMT-Ecourbis variaram de 95 kPa a 145 kPa, enquanto para as Campanhas 2, 3, 5 e 7 da CMT-Loga variaram entre 30 kPa e 95 kPa. Essa dissimilaridade pode estar associada ao aumento do teor de umidade inicial das amostras da CMT-Loga. A Campanha 4 da CMT-Loga apresentou menor ganho inicial e as tensões de cisalhamento foram de 131 kPa e 141 kPa. A composição gravimétrica desta amostra indicou 10% de vidro, 22% de plástico e 32% de rejeitos. Estas características são semelhantes às quantidades das amostras da CMT-Ecourbis e diferentes das demais amostras da CMT-Loga, como as Campanhas 5 e 7, com aproximadamente 44% de rejeitos e 3% de vidro; e Campanhas 2 e 3 com 15% e 5% de rejeições, respectivamente (Tabela 14 e Tabela 15).

Deslocamentos de 5% a 20% do comprimento do corpo de prova são comumente adotados para determinar as envoltórias de resistência ao cisalhamento na ausência de ruptura ou pico de resistência (Abreu, 2015), conforme observado para os dados apresentados. Os deslocamentos escolhidos por Juarez (2021) foram 3, 6 e 9 mm ou 5%, 10% e 15% do comprimento do corpo de prova, respectivamente. Vale ressaltar que o deslocamento de 12 mm não foi incluído por não ter sido alcançado em alguns ensaios. As envoltórias de Mohr-Coulomb no terceiro nível de deslocamento estão na Figura 43 e na Figura 44. Não foram identificadas descontinuidades significativas, portanto o critério de ruptura linear foi razoavelmente adequado para descrever a relação entre as tensões cisalhantes e normais (R^2 acima de 0,7331).

A Tabela 19 resume os valores obtidos para os pesos específicos secos (γ_d) e os teores de umidades (w) iniciais dos corpos de prova moldados (média dos três ensaios

realizados) e os parâmetros de resistência ao cisalhamento determinados para 9 mm ou 15% de deslocamento. Podem ser notadas diferenças significativas entre os valores de coesão (c) obtidos para as duplicatas das Campanhas 3 e 5 da CMT-Ecourbis e 2, 4 e 7 da CMT-Loga.

A Figura 45 apresenta os parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos por meio de ensaios de cisalhamento direto de RSUs triturados por diversos autores, incluindo o presente estudo. Os resultados obtidos estão de acordo com os intervalos previstos para RSUs triturados, de 1,3 kPa a 31,3 kPa para c e de $3,2^\circ$ a $42,9^\circ$ para ϕ , conforme mostrado no gráfico de dispersão da. A exceção é a Campanha 3 da CMT-Loga, predominantemente composta de papel e papelão. Para esta amostra, cujos corpos de prova foram moldados com umidade acima de 130% para facilitar a transferência do cilindro Proctor para a caixa de cisalhamento, os valores de ϕ foram inferiores a 10° . O menor γ_d e a maior w pertencem às campanhas da CMT-Loga, cuja composição gravimétrica foi bastante diferente da MRF-Ecourbis, contendo maiores porcentagens de papel, papelão e tecidos, além de menores porcentagens de vidro.

Foi observada uma variação considerável no intercepto de coesão, mesmo entre algumas duplicatas (por exemplo, aumentou de 0,6 kPa no primeiro ensaio para 22,8 kPa no segundo ensaio na amostra de RSU coletada durante a Campanha 4 na CMT-Loga). Alguns autores observaram influência dos plásticos moles e do teor de fibras nos valores de c (Calle, 2007; Borgatto et al., 2014; Abreu e Vilar, 2017). Assim, a ampla variação provavelmente se deveu a diferenças na composição da amostra e no arranjo interno das partículas de ensaio para ensaio.

De modo geral, os resultados dos ensaios de cisalhamento direto apresentaram boa compatibilidade com os resultados obtidos sem trituração ou mesmo sem serem oriundos da coleta seletiva e podem ser extrapolados para utilização em outros países. Os resultados da análise gravimétrica mostram indistintamente uma forte dependência dos materiais presentes nos rejeitos dos RSUs, indicando sempre esta análise para cada caso.

Tabela 19. Resumo dos resultados de cisalhamento direto para amostras de rejeitos de RSU trituradas para ambas CMTs do município de São Paulo (adaptado de Mondelli et al., 2022).

CMT	Campanha	Amostra ⁽¹⁾	Ensaio	γ_d (kN/m^3) ⁽²⁾	w (%) ₍₃₎	c (kPa) ⁽⁴⁾	ϕ (°) ⁽⁵⁾
Ecourbis	2	Orec + Orej	1	8,3	63	8,7	36,1
Ecourbis	2	Orec + Orej	2	8,0	68	7,0	38,5
Ecourbis	3	Orec + Orej	1	9,8	40	7,1	35,1
Ecourbis	3	Orec + Orej	2	9,6	44	20,7	36,3
Ecourbis	4	Orec + Orej	1	8,9	53	31,3	24,8
Ecourbis	4	Orec + Orej	2	9,3	51	28,4	26,7
Ecourbis	5	Orec + Orej	1	10,2	49	12,2	34,6
Ecourbis	5	Orec + Orej	2	9,7	53	1,3	42,9
Ecourbis	7	Orec + Orej	1	9,9	41	18,2	34,0
Ecourbis	7	Orec + Orej	2	9,3	41	6,0	41,8
Loga	2	Orec + Orej	1	4,5	92	8,9	23,0
Loga	2	Orec + Orej	2	4,2	82	15,2	15,0
Loga	3	Orec + Orej	1	3,8	148	23,1	7,4
Loga	3	Orec + Orej	2	3,6	139	22,0	3,2
Loga	4	Orec + Orej	1	8,7	45	3,9	40,2
Loga	4	Orec + Orej	2	8,7	49	26,1	36,8
Loga	5	Orec + Orej	1	5,2	107	12,3	18,8
Loga	5	Orec + Orej	2	5,3	103	17,7	22,0
Loga	7	Orec + Orej	1	5,5	104	21,9	25,8
Loga	7	Orec + Orej	2	5,6	109	18,4	25,2

⁽¹⁾ Srec = saída com recicláveis; Srej = saída com rejeitos; ⁽²⁾ γ_d = peso específico seco; ⁽³⁾ w = teor de umidade; ⁽⁴⁾ c = coesão; ⁽⁵⁾ ϕ = ângulo de atrito.

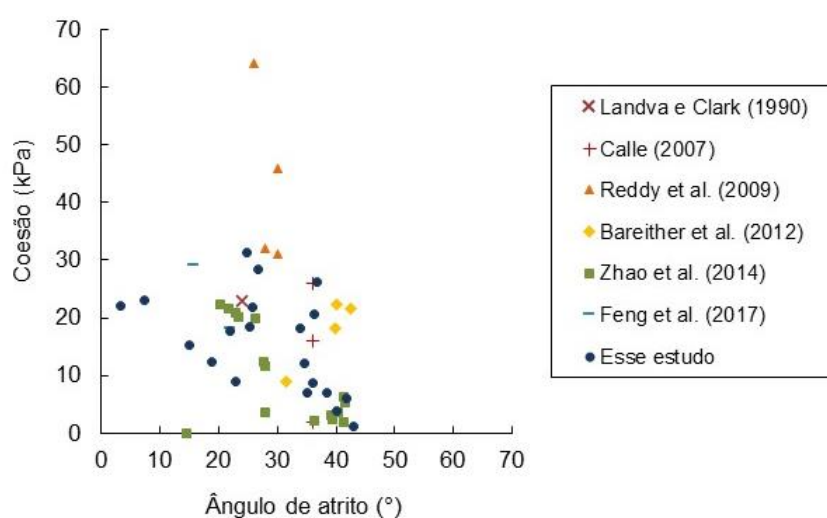


Figura 45. Parâmetros de resistência ao cisalhamento obtidos por meio de ensaios de cisalhamento direto de RSUs triturados por diversos autores, incluindo o presente estudo (adaptado de Mondelli et al., 2022).

4.2.6. Ensaio de Queima à Combustão

Após o processo de queima das amostras, foram obtidos os gráficos a seguir (Figura 46, Figura 47, Figura 48 e Figura 49), com a relação ao valor total de massa em função do aumento da temperatura.

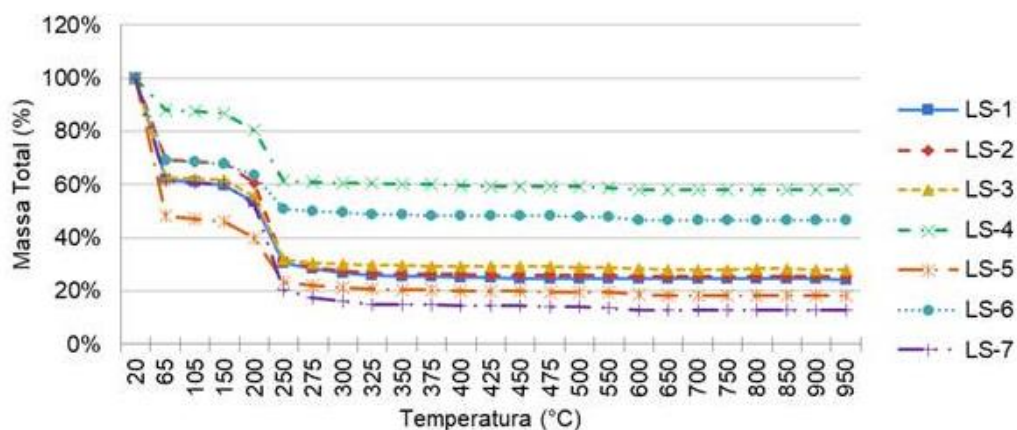


Figura 46. Perda de massa média das amostras de saída da CMT- Loga – LS (Paiva, 2021).

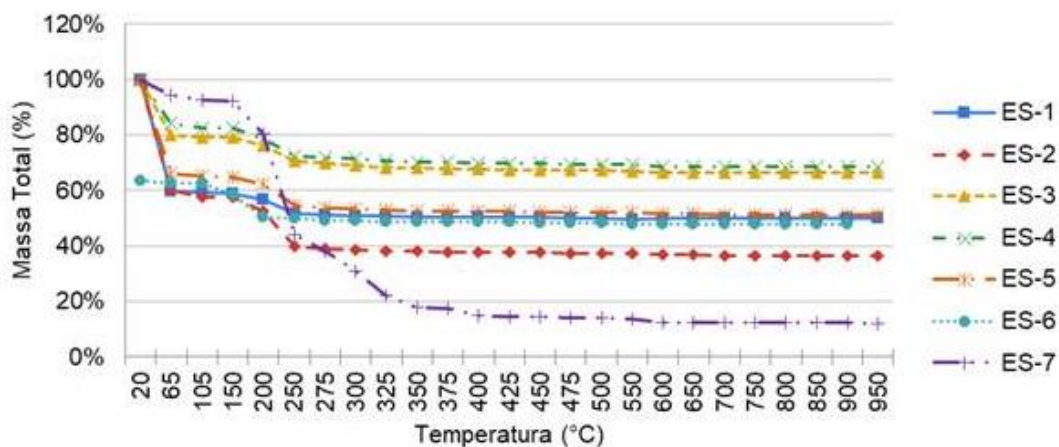


Figura 47. Perda de massa média das amostras de saída da CMT- Ecourbis – ES (Paiva, 2021).

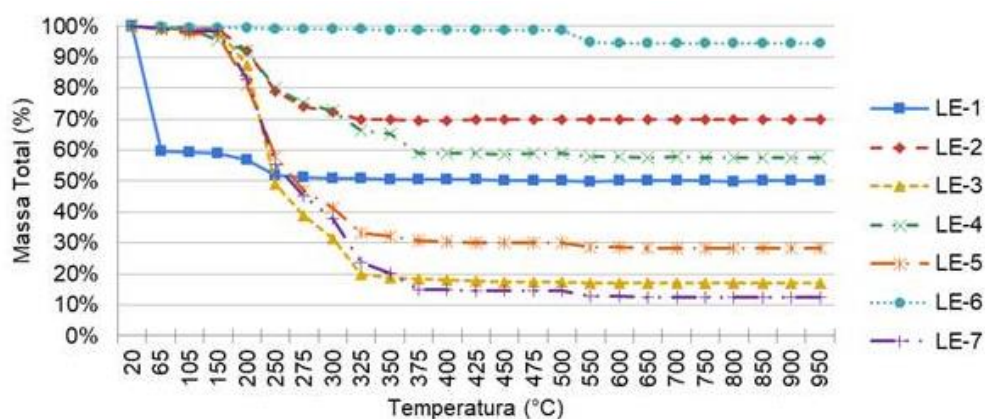


Figura 48. Perda de massa média das amostras de entrada da CMT- Loga – LE (Paiva, 2021).

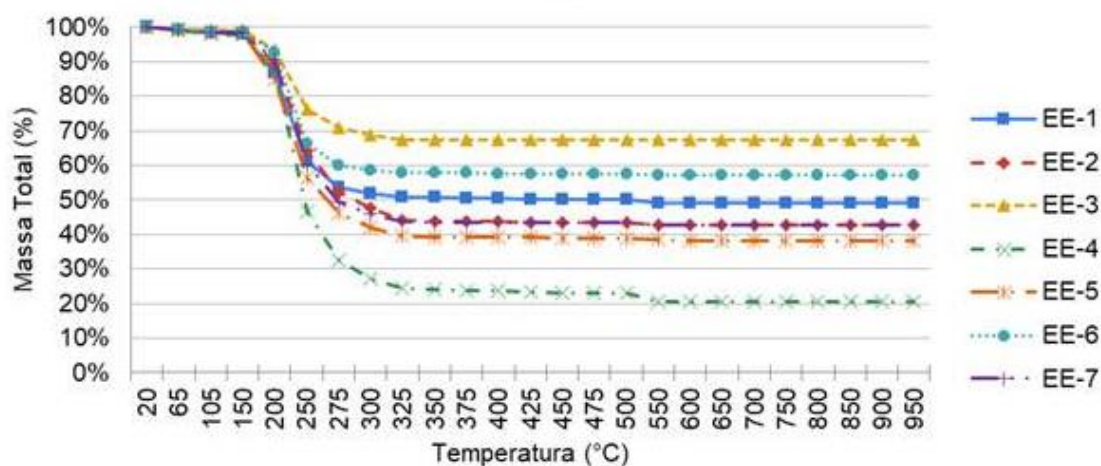


Figura 49. Perda de massa média das amostras de entrada da CMT- Ecourbis – EE (Paiva, 2021).

A Figura 50, Figura 51, Figura 52 e Figura 53 apresentam o comportamento da perda de massa em porcentagem para cada amostra, apenas para a fração degradada de cada uma, ou seja, a quantidade de cinzas ao final do processo de queima foi desconsiderada.

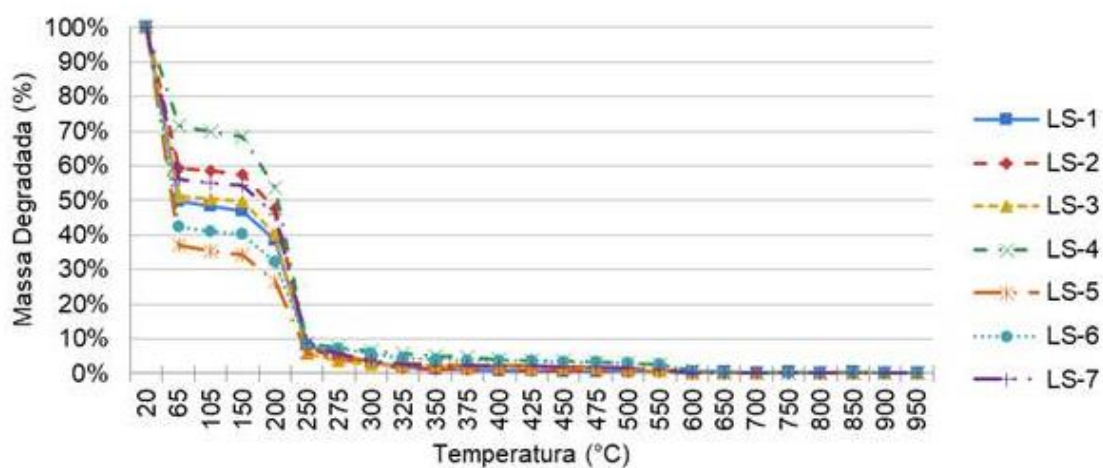


Figura 50. Perda de massa degradada média das amostras de saída da CMT – Loga – LS (Paiva, 2021).

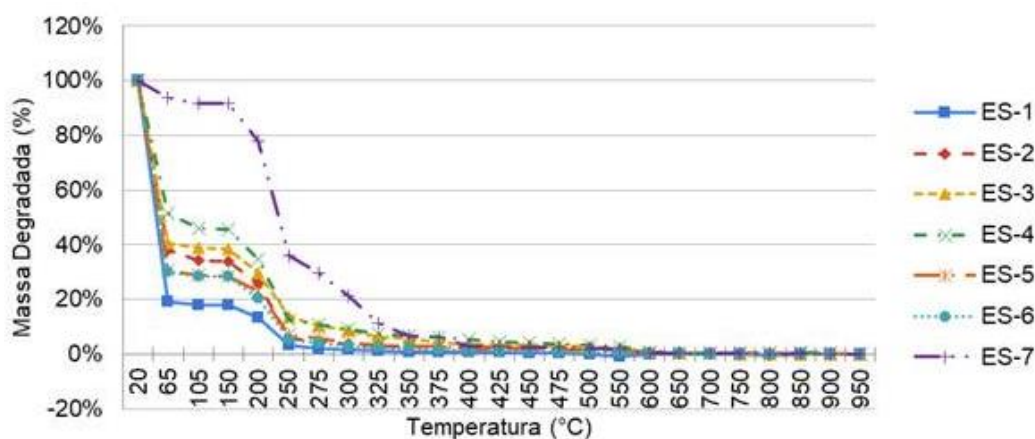


Figura 51. Perda de massa degradada média das amostras de saída da CMT-Ecourbis-ES (Paiva, 2021).

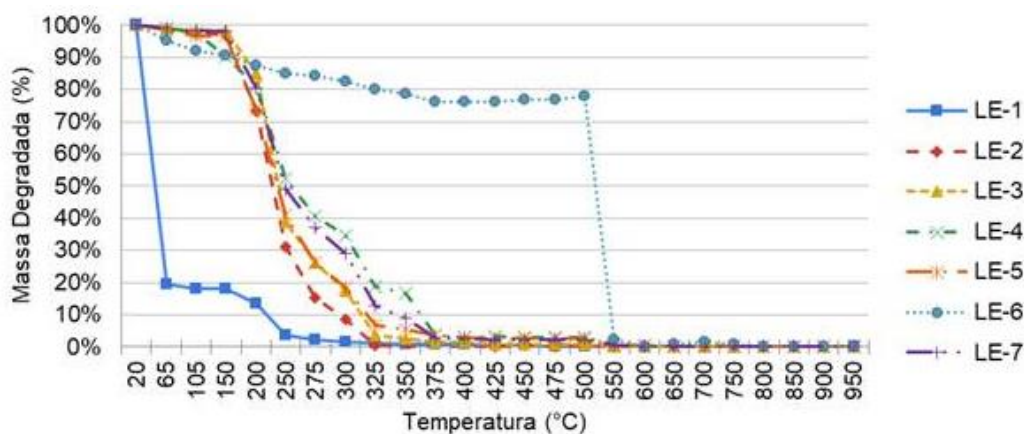


Figura 52. Perda de massa degradada média das amostras de entrada da CMT- Loga – LE (Paiva, 2021).

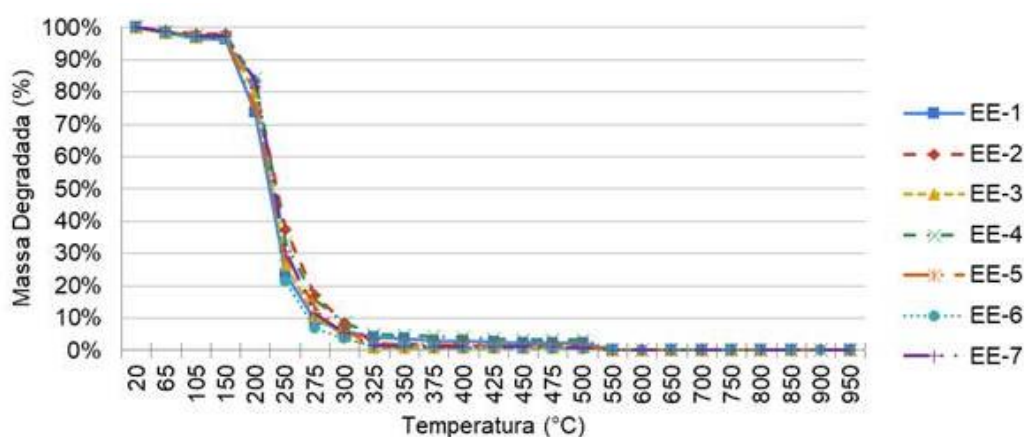


Figura 53. Perda de massa degradada média das amostras de entrada da CMT - Ecourbis – EE (Paiva, 2021).

Com o intuito de simular a curva derivada de perda de massa, a Figura 54, Figura 55, Figura 56 e Figura 57 foram construídas baseadas na razão entre a diferença de massa na temperatura de interesse e na temperatura imediatamente anterior (Equação 12), e a massa da temperatura de interesse, como segue:

$$Tx = X_j - X_i / X_i \quad (12)$$

Onde:

T_x = taxa de perda de massa;

X_i = massa na temperatura de interesse;

X_j = massa na temperatura anterior a X_i .

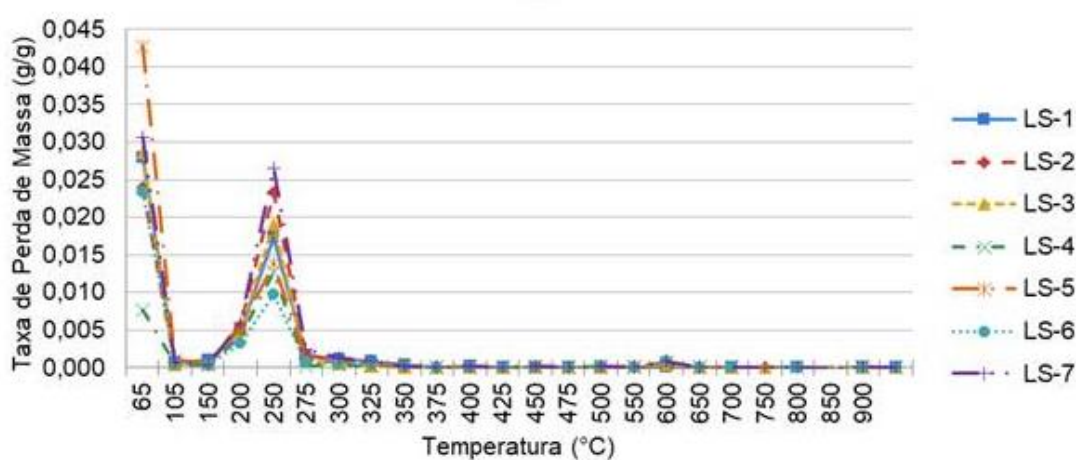


Figura 54. Taxa de perda de massa média das amostras de saída da CMT – Loga – LS (Paiva, 2021).

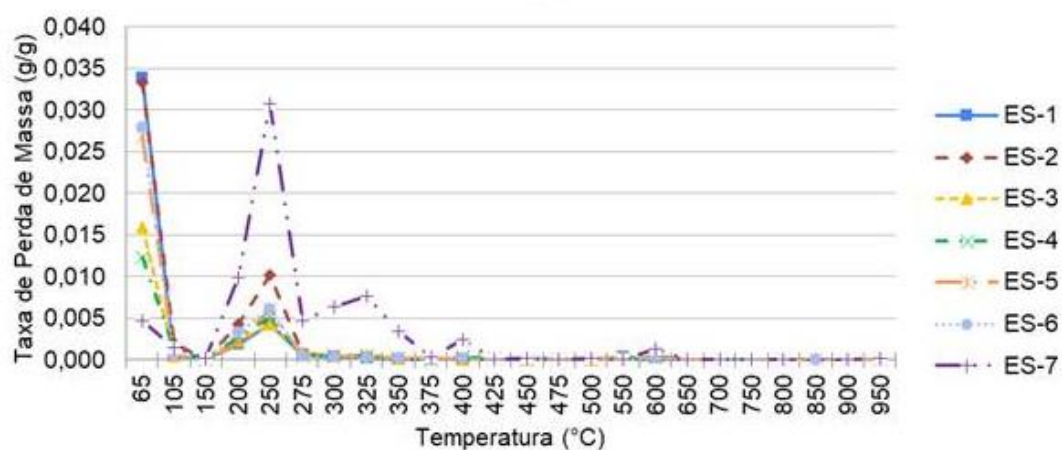


Figura 55. Taxa de perda de massa média das amostras de saída da CMT – Ecourbis – ES (Paiva, 2021).

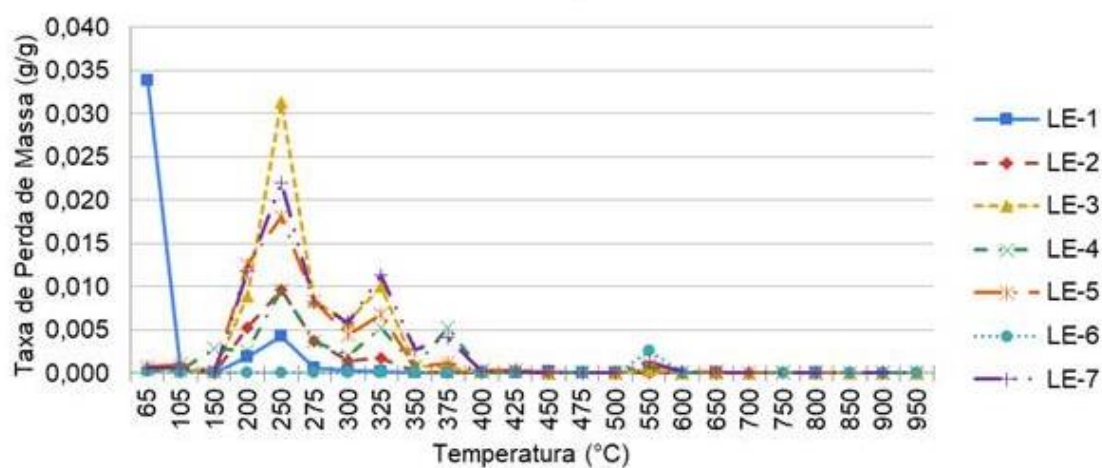


Figura 56. Taxa de perda de massa média das amostras de entrada da CMT – Loga – LE (Paiva, 2021).

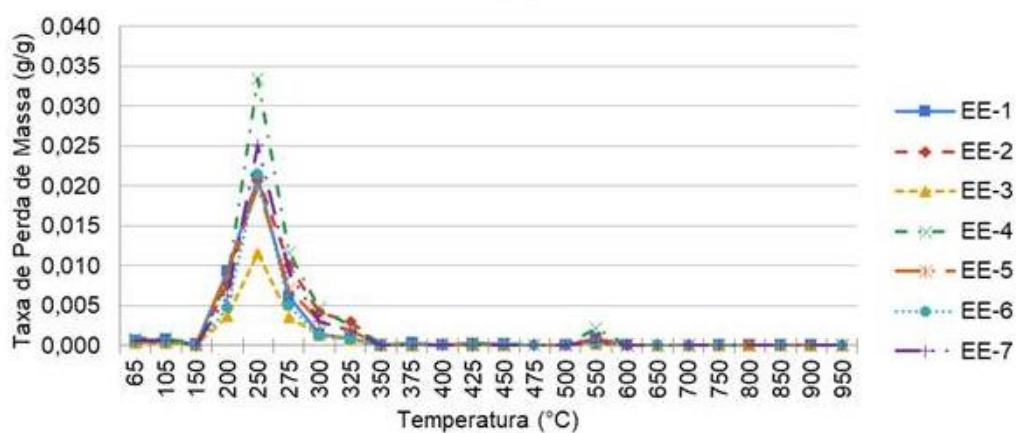


Figura 57. Taxa de perda de massa média das amostras de entrada da CMT-Ecourbis-EE (Paiva, 2021).

As amostras de entrada da CMT-Ecoubis revelaram uma redução média de massa total igual a 54,7 %, com perda de massa principalmente entre 200 °C e 325 °C, contra 58,8 % de perda total, com destaque para a faixa entre 200 °C e 375 °C para as amostras de entrada da CMT-Loga. De acordo com Zhou et al. (2015), perdas nessas temperaturas refletem materiais como casca de laranja, madeira, papéis, lã, arroz, borracha, PVC e papelão. Para as amostras das saídas, aquelas provenientes da CMT-Ecoubis apresentaram 52,5 % de redução, frente a 69,5 % da CMT-Loga, sendo que ambas possuem perda de massa maior até 65 °C e entre 200 °C e 275 °C, característicos de umidade, cascas de laranja, madeira, arroz, papéis, papelão e PVC. As perdas entre 500 °C e 600 °C para ambas as CMTs correspondem à presença de materiais como o polietileno e PVC.

Por meio da Tabela 14 e da Tabela 15, constatou-se que os materiais que possuem maiores quantidades presentes nas amostras de entrada da CMT-Ecoubis são o vidro, o Tetra Pak, os têxteis, os rejeitos e, principalmente, papéis e plásticos, seguindo uma linha próxima aos recicláveis da CMT-Loga, representados pelo vidro, Tetra Pak, rejeitos e, principalmente, papéis e plásticos. Já para as amostras de saída da CMT - Ecoubis, os papéis se fazem presente, mas os principais contribuintes são os rejeitos, os plásticos e os vidros. Finalmente, para a saída proveniente da CMT-Loga, os compostos mais representativos são os rejeitos propriamente ditos, os papéis e os plásticos, além de vidros e têxteis em menores quantidades.

Alguns autores apresentam curvas de análise termogravimétrica para RSU de algumas cidades. Kunming (Zhao et al., 2010) apresentou 91 % de perda de massa, frente a 84,66 % de Guangzhou (Liu et al., 2016.), 77,25 % de Hokkaido (Muthuraman, et al, 2010.) e 60 % para Mumbai (Chhabra, et al., 2019). Tais dados revelam que os valores obtidos para as amostras analisadas no presente estudo (Figura 46 a Figura 49) estão coerentes com os valores para diferentes cidades do mundo.

Tendo isso em vista, a quantidade de massa degradada está de acordo com as composições gravimétricas das amostras ensaiadas, pois há participação importante de materiais inorgânicos, como vidros e metais, bem como o limite de redução de massa para cada tipo de material presente nas mesmas e da incerteza associada à composição dos rejeitos apresentados na Tabela 14 e na Tabela 15.

4.2.7. Estimativa do Potencial Energético

Segundo Filho (2008), a determinação do potencial energético teórico (P_{et}) de geração de energia a partir de RSU, pode ser calculado através da Equação 13:

$$P_{et} = 0,001163 * PCI * \eta * m_{RSU} \quad (13)$$

Considerando eficiência eletromecânica (η) global de uma planta incineradora entre 28% (Filho, 2008) e 35% (Rossi, 2014), PCI igual a 2824,38 kcal/kg (Oliveira et al., 2018) e a produção diária de resíduos de origem domiciliar (m_{RSU}) na cidade de São Paulo igual a 12000 t/dia (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2020), tem-se que potencial teórico de geração de energia está entre 11036,8 MWh/dia e 13796,0 MWh/dia.

A fim de investigar o potencial para aproveitamento energético das amostras recicláveis, coletadas nas CMTs e apresentadas na Tabela 14 e na Tabela 15, as classes de gravimetria apresentadas nas mesmas foram reclassificadas em porcentagem para material orgânico, plástico, papel/papelão e outros, conforme apresentado na

Tabela 6.

Por meio da Tabela 20 e da Tabela 21, tem-se que a média da composição das amostras de ambas as CMTs, tanto para entrada quando para saída, apresentam valores que satisfazem a condição de viabilidade técnica com boa margem de operação, por conta da grande quantidade de recicláveis, indo de encontro ao esperado. A principal diferença na composição das amostras se dá na relação entre papéis e materiais orgânicos putrescíveis. Enquanto há maior quantidade de papéis e menor quantidade de orgânicos nas amostras de entrada, o comportamento inverso é obtido para as amostras de saída, o que reflete no valor de PCI mais baixo para as últimas.

Tabela 20. Potencial de aproveitamento energético para as CMTs (Paiva, 2021).

CMT	Entrada			Saída		
	Ecourbis (%)	Loga (%)	Média	Ecourbis (%)	Loga (%)	Média
Material Orgânico	7,8%	10,2%	9,0%	43,9%	29,6%	36,8%
Plástico	29,3%	24,2%	26,8%	20,2%	29,9%	25,1%
Papel/Papelão	31,8%	47,0%	39,4%	7,2%	23,5%	15,4%
Metais	7,2%	6,1%	6,7%	3,0%	1,8%	2,4%
Outros	23,8%	12,4%	18,1%	25,8%	15,2%	20,5%
Energia (kcal/kg)	4206,0	4061,0	4133,52	3196,3	3842,1	3519,19

Tabela 21. Potencial de aproveitamento energético para as CMTs sem a fração metálica (Paiva, 2021).

CMT	Entrada			Saída		
	Ecourbis (%)	Loga (%)	Média	Ecourbis (%)	Loga (%)	Média
Material Orgânico	8,4%	10,9%	9,6%	45,2%	30,1%	37,7%
Plástico	31,6%	25,8%	28,7%	20,8%	30,4%	25,6%
Papel/Papelão	34,3%	50,1%	42,2%	7,4%	23,9%	15,7%
Metais	-	-	-	-	-	-
Outros	25,7%	13,2%	19,4%	26,6%	15,5%	21,0%
Energia (kcal/kg)	4537,2	4329,5	4433,34	3291,8	3912,5	3602,14

A Tabela 22 e a Tabela 23 apresentam um resumo das matrizes de energia, em que foram feitas varreduras com o auxílio da função PROCX do software Microsoft Excel, elaboradas para encontrar a quantidade mínima de cada fração que deve ser queimada em cada cenário para atender a condição de viabilidade técnica.

Pelas Tabelas 22 e 23 observa-se que é possível realizar o aproveitamento dos RSU por queima, mesmo sem utilizar a totalidade dos resíduos disponíveis. Dessa forma, há margem para destinação de recicláveis proveniente da taxa de coleta seletiva para outros métodos capazes de valorizar esses resíduos.

O processo de incineração apresenta potencial de aplicação para as amostras coletadas em ambas as CMTs, tanto para as de entrada quanto as de saída. Nessa linha, demonstra ser possível o aproveitamento dos rejeitos das CMTs como CDR.

O CDR é tido como uma inovação na forma de recuperação energética de resíduos por apresentar potencial de mercado com foco nos resíduos pós-segregação que se tornariam rejeitos. Além disso, revelou-se ser viável a produção, atendendo aos pilares econômico, técnico, ambiental e normativo, sendo passível de integração com outras soluções tecnológicas complementares (Levi, 2021). Ademais, há um problema no início da triagem de resíduos, relativo ao entendimento de educação ambiental por parte dos municípios, o que resulta em maior quantidade de rejeitos ao final do processo de triagem. Contudo, espera-se que esse cenário melhore a partir de ações de educação ambiental por parte do poder público e de iniciativas privadas, que teriam reflexos no aumento da coleta seletiva no município.

Tabela 22. Cenários de queima mínima de RSU para viabilidade técnica de queima (Paiva, 2021).

Cenário	Orgânicos	Plásticos	Papéis	Outros
1	71%	71%	71%	71%
2	100%	60%	60%	60%
3	53%	100%	53%	53%
4	65%	65%	100%	65%
5	66%	66%	66%	100%
6	100%	100%	47%	47%
7	100%	16%	100%	16%
8	100%	49%	49%	100%
9	37%	100%	100%	37%
10	33%	100%	33%	100%
11	56%	56%	100%	100%
12	0%	100%	100%	100%
13	100%	24%	100%	100%
14	100%	100%	0%	100%
15	100%	100%	100%	0%

As propriedades de um CDR obtido a partir de uma planta de tratamento mecânico/tratamento mecânico biológico são o elevado PCI, com baixos teores de cinzas e umidade, embora sua composição e qualidade dependam das características dos resíduos de alimentação, das especificidades da planta e da eficiência de suas operações. O CDR usufrui do potencial energético presente na fração não reciclável dos RSU e nos resíduos sólidos industriais (RSI) não perigosos como fonte alternativa de energia, ambiental e economicamente viável. Esse se encaixa na seção de tratamento dos RSUs não recicláveis antes da disposição final em aterros sanitários, e uma vez processados adquirem valor de mercado atrativo frente ao coque de petróleo. A implementação do CDR junto à reciclagem se torna interessante, pelo fato de a produção do CDR, bem como seu uso em sistemas de recuperação energética, se tornarem mais viáveis ao passo que aumenta a segregação dos resíduos (Levi, 2021).

Tabela 23. Cenários de queima mínima de RSU para viabilidade de incineração das amostras das CMTs do município de São Paulo (Paiva, 2021).

Amostras de entrada das CMTs					Amostras de saída das CMTs				
Cenário	Orgânico	Plástico	Papel	Outros	Cenário	Orgânico	Plástico	Papel	Outros
1	49%	49%	49%	49%	16	57%	57%	57%	57%
2	100%	47%	47%	47%	17	100%	50%	50%	50%
3	13%	100%	13%	13%	18	22%	100%	22%	22%
4	38%	38%	100%	38%	19	44%	44%	100%	44%
5	17%	17%	17%	100%	20	48%	48%	48%	100%
6	100%	100%	35%	35%	21	100%	100%	31%	31%
7	100%	9%	100%	9%	22	100%	0%	100%	0%
8	100%	13%	13%	100%	23	100%	38%	38%	100%
9	0%	100%	100%	0%	24	0%	100%	100%	0%
10	0%	100%	0%	100%	25	0%	100%	0%	100%
11	0%	0%	100%	100%	26	27%	27%	100%	100%
12	0%	100%	100%	100%	27	0%	100%	100%	100%
13	100%	0%	100%	100%	28	100%	4%	100%	100%
14	100%	100%	0%	100%	29	100%	100%	0%	100%
15	100%	100%	100%	0%	30	100%	100%	100%	0%

De maneira geral, as CMTs são esquematizadas para uma sequência de pré-triagem manual, trituração, peneiramento, classificação e separação em quatro frações valorizáveis: orgânicos, recicláveis, rejeitos e CDR. A produção desse tipo de combustível passa a ser vista com bons olhos, principalmente pelo município de São Paulo já possuir CMTs com tecnologias que auxiliam a segregação dos materiais, o que implica em menor necessidade de adaptação e investimento. Atualmente, cerca de 3/4 das amostras estudadas para a coleta seletiva porta a porta no município apresentam potencial físico e químico de transformação em CDR e quase metade destes já saem segregados no final do processo das plantas de CMTs, bastando apenas processá-los para comercialização (Levi, 2021).

Rodrigues e Mondelli (2021) detectou que a forma mais viável economicamente, socialmente e tecnicamente para a gestão de RSU no agrupamento Sudeste do município, é a implementação de duas unidades de Tratamento Mecânico-Biológico (TMB) com capacidade para processar 1275 t/dia de RSU cada uma. Nestas, haverá a separação mecanizada dos materiais, permitindo o aumento do índice de recuperação de materiais recicláveis de 2 % para 7,44 % no município, estendendo-se o mesmo raciocínio para o agrupamento noroeste. A fração seca, teria aproveitamento comercial como CDR ou como produtos recuperados, como plástico e papelão. Já a fração orgânica deverá ser destinada à digestão anaeróbia e o digestato será compostado. Além disso, para cada 5 mil toneladas de RSU destinados às centrais de TMB, cerca de 3,3 mil toneladas seriam destinadas à digestão anaeróbia, o que resultaria em aproximadamente 2 mil toneladas de composto.

O potencial de geração de energia apresentado por Rodrigues (2020) é 1650 MWh/dia, frente a faixa de 11036,8 MWh/dia e 13796,0 MWh/dia calculado a partir da Equação 11. Essa diferença se dá por conta da quantidade de resíduos destinados à geração de energia por cada modelo, o método de cálculo utilizado e a segregação de materiais recicláveis no modelo que prevê Tratamento Mecânico-Biológico e aumento da coleta seletiva.

5. CONCLUSÕES

5.1. GERENCIAMENTO DE RSU

O município de São Paulo, devido ao seu gigantesco porte e, consequente, a sua grande geração de RSU e o complexo sistema no qual se apoia para gestão dos mesmos, apresenta desafios particulares e localizados. O PERS e o PGIRS representam uma luz para esta problemática. Além de replicar os princípios e instrumentos definidos pela PNRS, estabelecem metas para tratamento e reciclagem de RSU orgânicos e secos, respectivamente, diminuindo a quantidade de rejeitos gerada que deve ser finalmente disposta nos aterros sanitários. Entretanto, observa-se com este levantamento como os resíduos sólidos são tratados como rejeitos na prática do município. O quantitativo observado no estudo, de cerca de 98 % de todos os resíduos sendo diretamente destinados aos aterros sanitários sem aplicação efetiva de tecnologias de recuperação revela que um grande potencial está sendo perdido ao longo do processo de gestão atual. Ou seja, pouco se avançou nas Políticas de Gestão sobre Coleta Seletiva desde o lançamento desses documentos, de 2014.

Considerando a estrutura atual do gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares em São Paulo, pode-se afirmar que a capacidade técnica instalada atualmente no município conta com o apoio de duas Centrais de Triagem Mecanizadas (CTMs), cada uma com capacidade de processar 250 toneladas de resíduos por dia, e convenio com 25 cooperativas de catadores, que juntas processaram em média 240 toneladas de resíduos por dia em 2017. Mas além dessa estrutura de apoio, a Prefeitura de São Paulo também envia os RDO secos para outras cooperativas de catadores não-conveniadas, quando as 25 associações conveniadas e 2 centrais mecanizadas não conseguem processar todo resíduo reciclável proveniente da coleta seletiva. Paradoxalmente, nem metade dessa capacidade instalada para a triagem dos recicláveis está sendo utilizada. Ou seja, a coleta seletiva porta a porta no município ainda é incipiente.

A Prefeitura de São Paulo firmou contratos com duas concessionárias através de licitações para prestação de serviços divisíveis de limpeza urbana. A prestação de serviços contempla a coleta, transporte, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos e materiais de varredura domiciliares residenciais, resíduos sólidos não domiciliares, resíduos inertes, resíduos sólidos dos serviços de saúde, restos de móveis, colchões e outros similares, e resíduos sólidos originados em feiras livres e mercados.

A reciclagem de RDO secos, ainda que fortemente estimulada pelos planos de gestão de resíduos e pela PNRS, ainda é pouco relevante no município de São Paulo. Perde-se um grande potencial de recuperação de materiais e também de inclusão social. Ainda que as cooperativas quase sempre figurem como um agente informal, detêm em sua atuação uma oportunidade de alcance dos conceitos de economia solidária e benefícios ambientais (Gutberlet, 2015).

O impacto causado pela disposição de resíduos *in natura* em aterros inclui o potencial perdido de geração de renda (o desperdício de material passível de reciclagem ou de geração de energia), a redução da vida útil dos aterros (os aterros teriam sua capacidade maximizada caso recebessem apenas rejeitos efetivamente), além do grande custo ambiental (a grande fração orgânica não estabilizada amplia os riscos geotécnicos, além de eventuais falhas operacionais que levam a possíveis quadros de contaminação e à emissão de gases do efeito estufa) e o alto custo financeiro do serviço (a distância cada vez maior dos aterros e a massiva estrutura demandada para realização desta rota tecnológica quase exclusiva – do orçamento de 50 bilhões de reais da cidade, 2 bilhões, ou 4%, são destinados à gestão de resíduos sólidos segundo o PGIRS (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2014).

Ainda que os rejeitos sejam sempre gerados, na prática não devem ser tratados replicando a nociva prática histórica brasileira de simples disposição final. A gama de demandas e possíveis soluções são amplas o suficiente, representando uma real oportunidade de desenvolvimento sustentável. O histórico da coleta seletiva levantado mostra melhora no que se refere a instalação de Ecopontos e CMTs, melhorando o índice de coleta seletiva de 1 % em 2010 para cerca de 2 % em 2015, mas depois permaneceu neste patamar, até 2022. Observa-se que cada vez menos subprefeituras são atendidas porta a porta, tendo-se como justificativa das concessionárias o encarecimento do transporte e baixa eficiência na separação da fonte, ou seja, nos domicílios, dificultando assim a melhora no índice da coleta seletiva e indicando outras formas de tratamento dos RSUs na prática.

5.2. MÉTODOS EMPREGADOS

Quanto à metodologia de amostragem e caracterização adotada neste trabalho, a mesma se mostrou satisfatória qualitativamente, abrangendo os conceitos discutidos na revisão bibliográfica e atingindo o objetivo de caracterizar os resíduos sólidos urbanos

secos e seus respectivos rejeitos para as duas CMTs existentes no município de São Paulo, mais a cooperativa Coopere. Para uma análise estatística, uma equipe precisaria ser contratada para seleção e amostragem suficiente.

A maior dificuldade de implantação dos métodos surgiu no processo de construção dos mesmos, devido à falta de referências bibliográficas voltadas à caracterização de RSUs em laboratório. Porém, o uso das normas ABNT aplicadas na Mecânica dos Solos favoreceu o desenvolvimento dos ensaios e permitiram a criação de uma nova metodologia de caracterização geoambiental para ser aplicada nos estudos e projetos de laboratório de resíduos sólidos, não apenas os urbanos, mas também outros, como os RCCs e industriais.

Através da gravimetria, comprovou-se a diversidade da composição dos resíduos sólidos provenientes da coleta seletiva, principalmente por conta das campanhas terem sido efetuadas em diferentes épocas do ano. A possibilidade de perfis socioeconômicos de geração de resíduos não ficou evidente nesta análise. Ainda, sabendo da presença marcante de um material específico (como vidro, folhas, terra, guardanapo, etc.), uma pesquisa do comportamento da tipologia em aterro sanitário (caso haja disposição) pode propiciar o entendimento do comportamento geomecânico do mesmo. Alguns materiais recicláveis/reutilizáveis e não biodegradáveis, apesar de passados pelo processo de triagem mecanizada, são depositados como rejeito nos aterros sanitários que atendem o município de São Paulo, como é o caso do vidro. Tendo em vista este cenário, sugere-se a elaboração de pesquisas que identifiquem o real motivo da disposição incorreta, bem como projetos que desenvolvam melhores formas de descarte.

Observou-se que os materiais mais bem separados e vendidos pelas centrais investigadas foram o papel, papelão e Tetra Pak, metais ferrosos e não ferrosos, como o alumínio, que possuem bom valor de mercado. Dentro dos plásticos pós-consumo, os mais eficientes foram PET, PEAD/PEBD e PP.

As CMTs investigadas apresentaram rendimentos de recuperação de vidro de 53,25% e 30,62% para a Loga e a Ecourbis, respectivamente. Apesar do vidro ser comercializado pela Loga, a presença de vidro na coleta seletiva da cidade de São Paulo tende a atrapalhar o processo de triagem nas CMTs, pois seus equipamentos foram importados de países onde a coleta de resíduos de vidro é tratada separadamente dos recicláveis convencionais. Altos níveis de vidro na mistura de insumos da coleta seletiva contribuem para aumentar o volume de rejeitos na produção, já que os vidros são materiais de alta densidade e seu valor no mercado local de reciclagem é comparativamente baixo.

A grande presença de plásticos nas entradas e saídas de ambas as instalações foi composta principalmente por embalagens, como sacolas de compras, garrafas de bebidas e de limpeza e plásticos misturados não identificados. No entanto, embora representem um elevado volume de embalagens e substituam muitos outros tipos de materiais, os resíduos plásticos têm uma taxa de valorização fortemente dependente do tipo de produto (rígido ou flexível) e do tipo de resina que os compõe.

A porcentagem observada para a presença de alguns tipos específicos de plástico (PVC, PEBD, PP, PS, Outros e os não identificados) e também do isopor levantam a hipótese de que, apesar de recicláveis, nem todos os materiais possuem viabilidade econômica para serem reciclados, além de já chegarem sujos na cooperativa.

Os percentuais de rejeitos obtidos nas esteiras finais foram muito semelhantes e elevados: 50,2 % para a Coopere e 41,4% para as CMTs. Assim, conclui-se que há considerável percentual de material reciclável na saída de rejeitos nas esteiras nas três Centrais de Triagem estudadas, com uma certa piora no caso da Mecanizadas, e que pode ser justificada com as seguintes hipóteses:

- a) Os materiais enviados pelos munícipes à coleta seletiva não foram higienizados adequadamente para o processo de reciclagem;
- b) Existe falta de informação aos munícipes dos resíduos que podem ou não ser reciclados;
- c) Os munícipes não realizam a segregação adequada na fonte, misturando materiais que deveriam ir para a coleta regular por falta de responsabilidade ambiental;
- d) Baixa eficiência no processo de segregação, principalmente se mecanizado, com pior resultado para o sistema instalado pela Loga;
- e) Falta de treinamento dos cooperados a respeito dos materiais a serem reciclados;
- f) Alguns materiais possuem tecnologias para serem reciclados, mas não possuem viabilidade econômica;
- g) A exposição do resíduo da coleta seletiva a intempéries antes do processo de triagem acaba por aumentar a quantidade de rejeito.

5.3. RESULTADOS OBTIDOS

A respeito da granulometria dos RSU, ficou esclarecido que a maior parte dos resíduos secos de entrada possui diâmetros médios superiores a 100,0 mm. Contudo, o processo de triagem mecanizada permitiu uma alteração nas curvas granulométricas,

possibilitando maior passagem de resíduos pela peneira de 100,0 mm de abertura. Fato já esperado, pois o processo de triagem tende a desagregar embalagens compactadas, separar os resíduos por tipologia e pode alterar a forma dos materiais. Observa-se que para a abertura de 100 mm, entre as médias acumuladas: para CMT-Loga, 45% passavam antes do processo, enquanto após a triagem passa a ser 78%; para a CMT-Écourbis, de 41% antes do processo passa a 82% depois do processo; por fim, esses resultados levam a uma média para São Paulo de 43% antes da triagem para 80% após.

As análises do teor de umidade, teor de matéria orgânica e teor de sólidos totais voláteis possibilitaram a visão da influência de materiais específicos em grande quantidade (como plásticos e rejeitos) na composição dos resíduos. Através dos valores encontrados para teor de matéria orgânica (9,4% para E, 8,8% para Srec e 8,1% para Srej – considerando a média das CMTs), verificou-se a diferença entre o carbono orgânico e inorgânico e os papéis que eles exercem no processo biodegradação dos resíduos.

O ensaio de pH não estabeleceu um valor específico para cada tipo de coleta. Ou seja, os valores encontrados não permitiram uma avaliação do potencial de biodegradação dos resíduos, nem diferenciou o impacto da atuação das CMTs no fator pH, variando entre 7,4 e 7,7 na média geral para as CMTs investigadas. Entretanto, a discrepância da condutividade elétrica em alguns casos, evidenciou a importância da triagem dos RSU, já que definiu uma maior quantidade de íons nas amostras de saída, principalmente Srej (CE = 1452,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na média para as CMTs, diante de 634,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para amostra E), o que era esperado por conta dos materiais existentes nessas amostras – como vidro, rejeitos diversos (folhas, terra, papel, tinta, etc.), plásticos não identificados, matéria orgânica contaminada –, podendo impactar assim na qualidade dos lixiviados produzidos nos aterros.

Assim, conclui-se que na maioria dos casos os resíduos sofrem alterações em suas propriedades quando passados pelo processo mecanizado de triagem. Desta forma, foi possível enxergar a importância da triagem de RSUs, tanto a mecanizada quanto a manual, pois estas efetivamente alteram as características geoambientais dos RSU, impactando assim diretamente no comportamento geomecânico dos futuros aterros sanitários, a depender de como a PNRS vai sendo cada vez mais implementada, não só por São Paulo, mas por outros municípios brasileiros.

A alta concentração de metais ocorreu devido aos RSU secos e queimados, o que reduziu a massa e eliminou grande parte da MO, restando apenas cinzas e concentrando os

metais, trazendo uma classificação de resíduos perigosos para as cinzas dos rejeitos dos RSU secos investigados.

Ensaio de caracterização geotécnica revelaram comportamento semelhante ao dos RSUs triturados investigados em estudos anteriores por diferentes autores. As curvas de compactação não apresentaram picos e os parâmetros de resistência ao cisalhamento são mais suscetíveis à composição e ao teor de umidade das amostras do que a coleta seletiva seguida do processo de classificação envolvido. O peso específico seco máximo variou de 6,6 a 10,0 kN/m³ e o teor de umidade ótimo variou de 20% a 42%, dependendo da composição da amostra.

O programa de ensaios de cisalhamento direto em pequena escala indicou coesão variando de 1,3 kPa a 31,3 kPa e ângulo de atrito de 3,2° a 42,9°, ambos semelhantes aos resultados encontrados na literatura para RSU em geral. As curvas tensão-deslocamento exibiram um aumento na tensão de cisalhamento até o deslocamento máximo do aparelho de ensaio de cisalhamento direto, mas os valores registrados pareceram ser afetados pelo peso unitário inicial e pelo teor de umidade dos corpos de prova. O ângulo de atrito e o intercepto de coesão em deslocamentos equivalentes a 5%, 10% e 15% do comprimento do corpo de prova variaram tanto quanto os relatados na literatura. Mais pesquisas com níveis mais elevados de tensão normal e deslocamento e controle rigoroso da preparação da amostra são necessárias para compreender os mecanismos por trás da resistência ao cisalhamento dos RSU triturados.

Em qualquer caso, a fácil remoção de componentes biodegradáveis (resíduos alimentares e de jardim) e a trituração de resíduos podem ser vantajosas para monitorar as propriedades físicas e mecânicas em aterros. Este pré-tratamento pode minimizar a variação temporal da distribuição do tamanho das partículas e da extensão dos recalques, proporcionando um meio poroso mais homogêneo. Assim, a permeabilidade, o teor de umidade, o peso específico e a resistência ao cisalhamento dos RSU depositados em aterro tendem a mudar menos com o tempo. Já a variação espacial dos parâmetros geotécnicos deverá ser menor por se conseguir uma composição menos heterogênea, o que é desafiador não só pelos fatores mencionados acima, mas também pelas alterações nos padrões de consumo e pelo desenvolvimento de novos materiais que eles não são recicláveis até que soluções viáveis estejam disponíveis.

O método de ensaios laboratoriais desenvolvido mostrou-se eficiente para a caracterização de RSU por queima, aproximando-se do que seriam as curvas de análise

termogravimétrica. Através da análise dos dados e comparação com a literatura, verificou-se a complexidade das amostras analisadas. Em geral, o perfil das curvas obtidas e da fração degradável são semelhantes quando comparados às respectivas duplicatas. Contudo, observa-se a carência de normas nacionais e internacionais que orientem o tempo, a temperatura e a nomenclatura a serem empregadas.

5.4. SOLUÇÕES

Os dados obtidos por meio de testes de queima e análise de potencial energético promovem a discussão sobre a aplicação do tratamento térmico de RSU por incineração na Região Metropolitana de São Paulo (RMSP). Para verificar a viabilidade técnica desta metodologia, é necessário determinar o poder calorífico das amostras, para proporcionar maior confiabilidade e precisão para a tomada de decisão, além de verificar se há necessidade de utilização de combustível adicional para atingir a condição de viabilidade técnica.

A incineração de RSU em São Paulo com recuperação energética mostrou-se viável para valores gravimétricos municipais de coleta regular na cidade e as composições das amostras estudadas das CMTs, provenientes da coleta seletiva e seus rejeitos. A utilização desse método de tratamento pode ser integrada a outras tecnologias, para viabilizar um modelo de gestão de resíduos mais completo para a cidade de São Paulo.

No cenário atual, a incineração é uma alternativa para a redução do volume de RSU, uma vez que há escassez de novas áreas para construção de novos aterros na RMSP, baixo índice de reciclagem e aumento da vida útil dos aterros utilizados atualmente. A possibilidade de utilização do CDR é uma boa solução para possibilitar o avanço da coleta seletiva no município e seguir a hierarquia proposta pela PNRS.

No entanto, a utilização da incineração como tratamento de RSU está presente no plano de gestão de resíduos municipais e deve ser aceita juntamente com outras alternativas para o tratamento das frações úmidas e secas dos RSU locais e, se necessário, avançando para economias circulares e a hierarquia estabelecida pela PNRS, prevendo o aumento da reciclagem.

Por fim, a caracterização gravimétrica e geoambiental apresentada dos RSU secos da cidade de São Paulo permite a compreensão dos comportamentos esperados dos resíduos a serem dispostos em aterros sanitários e também contribui para os próximos passos da gestão integrada de resíduos sólidos, permitindo a estimativa de parâmetros para

projetar os processos de tratamento intermediário, como os próprios processos de triagem domiciliar, mecânica e manual e a implantação de plantas biológicas e térmicas, servindo também de exemplo para RSUs de outras regiões.

A coleta seletiva seguida da triagem traz desafios à gestão municipal, gerando uma cadeia complexa de etapas desde que o resíduo deixa o domicílio e chegue ou retorne à indústria. Um limite ainda não definido e muito menos quantificado se mostra presente, impedindo que a reciclagem como forma de valorização aumente em números, a fim de obedecer as metas previstas no PLANARES.

5.5. REFLEXÃO

Após toda a investigação realizada, pode-se dizer que o mundo do conhecimento dos resíduos sólidos é uma viagem só de ida, que passa pelas mais diversas áreas da ciência e da tecnologia. Qualquer avanço ou aceitação de uma tecnologia, ou várias dessas, só acontece após muita audição, observação, estudo e comunicação com os mais diversos setores da sociedade.

Desde a mais simples educação ambiental para com uma comunidade até a mais complexa tecnologia de transformação para com a Economia Circular podem causar algum efeito para um Mundo um pouco mais sustentável. Vive-se agora a Era do Antropoceno e os resíduos sólidos estão em todos os lugares, inclusive dentro dos seres humanos, seja na forma de microplásticos ou tudo mais onde se toca, se ingere ou se respira. A caracterização do resíduo sólido escancara o que uma determinada sociedade é nos dias de hoje. O seu efeito explica não apenas as tecnologias que podem ser aplicadas, mas o que se é: se pobres, se ricos, se doentes, se saudáveis, se velhos, se novos, se muitos ou poucos. Por isso, o desafio está colocado: ao invés de tentar eliminar ou mesmo ignorar os resíduos sólidos, deve-se aprender a conviver com eles, e isso só é possível através da sua valorização e utilizando-se das diferentes tecnologias integradas.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABD EL-SALAM M. M, ABU-ZUID G. I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: a case study in Egypt. **Journal of Advanced Research**, v.6, n.4, p.579-586, Jul. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>.

ABNT NBR 6457. **Solos – Preparação de amostras para ensaios de compactação, caracterização e determinação do teor de umidade**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 3ª ed., 7p., 2024.

ABNT NBR 7181. **Solo – Análise Granulométrica**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 2ª ed., Versão corrigida 2018, 12p., 2016.

ABNT NBR 7182. **Solo – Ensaio de compactação**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 2ª ed., Versão corrigida 2020, 9p., 2016.

ABNT NBR 8419. **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 1996.

ABNT NBR 10004. **Resíduos Sólidos – Classificação**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Rio de Janeiro, 2ª ed., 71p., 2004.

ABNT NBR 10007. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Amostragem de resíduos sólidos**. Rio de Janeiro, 2ª ed., 21p., 2004.

ABNT NBR 13600. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Solo – Determinação do teor de matéria orgânica por queima à 440° C**. Rio de Janeiro, 2ª ed., 2p. 2022.

ABNT NBR 16849. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Resíduos sólidos urbanos para fins energéticos – Requisitos**. Rio de Janeiro, 1ª ed. 30p., 2020.

ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Caderno Informativo de Recuperação Energética**. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/caderno-informativo-recuperacao-energetica/>. Acesso em: 27 jun. 2024. São Paulo. 2012.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil – 2020**. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Disponível em: <https://www.abrema.org.br/panorama/>. Acesso em: 27 jun. 2024.

ABREMA – Associação Brasileira de Resíduos e Meio Ambiente. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2023**. Disponível em: https://abrema.org.br/pdf/Panorama_2023P1.pdf . Acesso em: 02 abr. 2024.

ABREU, A. E. S.; VILAR, O. M. Influence of composition and degradation on the shear strength of municipal solid waste. **Waste Management**, v.68, p.263-274, oct. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.038>.

ABREU, A.E.D. **Investigação geofísica e resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos de diferentes idades**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos, 230p., 2015.

AGÊNCIA BRASIL. **Brasil tem 49 municípios com mais de 500 mil habitantes**. 27 ago. 2021. Disponível em: <https://agenciabrasil.ebc.com.br/geral/noticia/2021-08/brasil-tem-49-municipios-com-mais-de-500-mil-habitantes#:~:text=De%20acordo%20com%20o%20IBGE,mais%20de%20100%20mil%20habitantes> . Acesso em: 15 mar. 2024.

ANDRADE R.M., FERREIRA J.A. A gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil frente às questões da globalização. **Revista Eletrônica do Prodem**, v.6, n.1, p.7-22, 2011. ISSN 1982-5528. Disponível em: <http://www.revistarede.ufc.br/rede/article/view/118>. Acesso em: 04 nov. 2021.

ANDRADE, J. B. **Análise do fluxo e das características físicas, químicas e microbiológicas dos resíduos de serviços de saúde: proposta de metodologia para o gerenciamento em unidades hospitalares**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Carlos, 110p. 1997.

ANDRADE, S. A. **Caracterização gravimétrica dos resíduos da coleta seletiva da região central do município de São Paulo**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do ABC, Santo André, 76p., 2017.

ANDRADE, S. A., MONDELLI, G. Assessing of Manual Sorting in Municipal Solid Waste: A Study Case in São Paulo City. **Revista Gestão e Sustentabilidade - RG&S**, v.5, n.1, p.1-26, 2023. <https://doi.org/10.36661/2596-142X.2023v5n1.14344> .

ARAÚJO NETO, C.L., GURJÃO, R.Í.L., FARIAS, A.P., MELO, M.C., MONTEIRO, V.E.D. Physical, chemical, and mechanical properties of landfilled waste from Campina Grande, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research International**, v.28, n.47, p.66819-66829, 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-15230-5>.

ASADI, M., SHARIATMADARI, N., KARIMPOUR-FARD, M., NOORZARD, A. Validation of hyperbolic model by the results of triaxial and direct shear tests of municipal solid waste. **Geotechnical and Geological Engineering**, v.35, p. 2003-2015, 2017. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s10706-017-0223-y>. Acesso em: fev. 2020.

ASTM D2974-20. **Standard Test Methods for Determining the Water (Moisture) Content, Ash Content, and Organic Material of Peat and Other Organic Soils**. p.1-5, 24 mar. 2020. **American Society for Testing and Materials**. ASTM International, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States. Disponível em: <https://compass.astm.org/document/?contentCode=ASTM%7CD2974-20%7Cen-US&proxycl=https%3A%2F%2Fsecure.astm.org&fromLogin=true>. Acesso em: 27 jun. 2024.

ASTM D5231-92. **Standard Test Method for Determination of the Composition of Unprocessed Municipal Solid Waste**, West Conshohocken, Reapproved 2024, p.1-6,

06 jun. 2024. **American Society for Testing and Materials**. ASTM International, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States. Disponível em: <https://compass.astm.org/document/?contentCode=ASTM%7CD5231-92R24%7Cen-US>. Acesso em: 27 jun. 2024.

ASTM D586-23. **Standard Test Method for Ash and Organic Matter Content of Degradable Erosion Control Products**. p.1-5, 25 dec. 2023. **American Society for Testing and Materials**. ASTM International, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States. Disponível em: <https://compass.astm.org/document/?contentCode=ASTM%7CD0586-23%7Cen-US>. Acesso em: 27 jun. 2024.

ASTM E872-24. **Standard test method for volatile matter in the analysis of particulate wood fuels**. p.1-3, 14 may 2024. **American Society for Testing and Materials**. ASTM International, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States. **Disponível em:** <https://compass.astm.org/document/?contentCode=ASTM%7CE0872-24%7Cen-US>. **Acesso em: 27 jun. 2024.**

ASTM D3080/D3080M-23. **Standard test method for the direct shear test of soils under consolidated drained conditions**. American Society for Testing and Materials. ASTM International, West Conshohocken, PA 19428-2959, United States. p.1-10, 6 dec. 2023. Disponível em: https://compass.astm.org/document/?contentCode=ASTM%7CD3080_D3080M-23%7Cen-US. Acesso em: 27 jun. 2024.

BABU, G. L. S.; LAKSHMIKANTHAN, P.; SANTHOSH, L. G. Shear strength characteristics of mechanically biologically treated municipal solid waste (MBT-MSW) from Bangalore. **Waste Management**, v.39, p.63-70, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.013>.

BAREITHER, C. A.; BENSON, C. H.; EDIL, T. B. Effects of waste composition and decomposition on the shear strength of municipal solid waste. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v.138, n.10, p.1161-1174, 2012. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)GT.1943-5606.0000702](https://doi.org/10.1061/(ASCE)GT.1943-5606.0000702).

BESIN, G.R. **Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 274p., 2011.

BIANCARDI, C. B. **Caracterização geoambiental dos resíduos sólidos urbanos secos do município de São Paulo**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal do ABC, Santo André, 2019.

BINGJIAN, Z., ZHANHONG, Q., HAO, X., CHUNMU, H., HELONG, C. Effect of water content on the shear strength parameters of municipal solid waste. **Electronic Journal of Geotechnical Engineering**, v.18, p.1181-1188, 2013. Disponível em: https://web.archive.org/web/20180429021653id_/http://www.ejge.com/2013/Ppr2013.101flr.pdf. Acesso em: 27 jun. 2024.

BORGATTO, A.V.A., MAHLER, C.F., MÜNNICH, K., WEBLER, A.D. Influence of the fibre component of soft plastic on shear strength parameters of pre-treated municipal solid waste. **Soils and Rocks**, v.37, n.2, p-151-157, 2014.
<http://dx.doi.org/10.28927/SR.372151>.

BOSCOV, M. E. G. **Geotecnia ambiental**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 248 p.
 BRASIL. **Resolução CONAMA nº 307, 05 Jul. 2002**. Estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Disponível em:
<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=307>. Acesso em: 04 jul. 2016.

BRASIL. **Resolução CONAMA nº 420/2009**, 28 dez. 2009. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/wp-content/uploads/sites/17/2017/09/resolucao-conama-420-2009-gerenciamento-de-ac.s.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2024.

BRASIL. Resolução da Diretoria Colegiada - **RDC Nº 222**, 28 mar. 2018. Regulamenta as Boas Práticas de Gerenciamento dos Resíduos de Serviços de Saúde e dá outras providências. Disponível em:
<https://antigo.anvisa.gov.br/documents/33852/271855/RDC+222+de+Mar%C3%A7o+de+2018+COMENTADA/edd85795-17a2-4e1e-99ac-df6bad1e00ce?version=1.0> . Acesso em: 27 jun. 2024.

BRASIL. **Lei Federal nº 12.305/2010**. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, 2010. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm. Acesso em: 5 jun. 2020.

BRASIL. **Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Ministério de Minas e Energia (MME). Rio de Janeiro, 2014. 50 p. Disponível em:
<https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-251/topico-311/DEA%2018%20-%20%20Invent%C3%A1rio%20Energ%C3%A9tico%20de%20Res%C3%ADduos%20S%C3%B3lidos%20Urbanos%5B1%5D.pdf>. Acesso em: 15 jun. 2020.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANARES)**. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Secretaria de Qualidade Ambiental. Coordenação de André Luiz Felisberto França... [et. al.]. Brasília, DF. 207p., 2022.

BRINGHENTI, J. **Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Urbanos: Aspectos Operacionais da participação da população**. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 316p., 2004.

BRUM, A. B. N., HILLING, C. Repensando o consumismo: uma reflexão sobre a necessidade de um consumo responsável. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**. v.1, n.1, p.115-128, 2010. Disponível em:
<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/2300/1400>. Acesso em: 04 nov. 2021.

CAICEDO, B., YAMIN, E., GIRALDO, E., CORONADO, O. Geomechanical properties of municipal solid waste in Doña Juana sanitary landfill. *In: Proceedings Of Fourth International Congress on Environmental Geotechnics*, 2002, Rio de Janeiro, p. 177-182. Disponível em:

https://www.researchgate.net/profile/Bernardo_Caicedo/publication/274194382_Geomechanical_properties_of_municipal_solid_waste_in_Dona_Juana_sanitary_landfill/links/569ce9c908ae5c9fe6c0ce32.pdf. Acesso em: fev. 2020.

CALABRÒ, P.S., GORI M., LUBELLO C. European trends in greenhouse gases emissions from integrated solid waste management. **Environmental Technology**, v.36, n.16, p. 2125-2137, 2015. <https://doi.org/10.1080/09593330.2015.1022230> .

CALLE, J. A. C. **Comportamento geomecânico de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.

CAMARGO O. A., MONIZ A. C., JORGE J.A., VALADARES J. M. A. S. **Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas**. Instituto Agronômico. 2009.
http://www.iac.sp.gov.br/produtoseservicos/analisedosolo/docs/Boletim_Tecnico_106_rev_atual_2009.pdf. Acesso: 04 nov. 2021.

CAMPI, T. O. **Estimativa dos parâmetros de resistência ao cisalhamento e do módulo de elasticidade dos resíduos sólidos urbanos utilizando resultados de ensaios de placa em aterro sanitário**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, Escola Politécnica, São Paulo, 119p., 2011.

CARDIM, R. D. **Estudo da resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de ensaios de cisalhamento direto de grandes dimensões**. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília, Brasília, 2008.

CARMO, N. G. **Resíduos Sólidos: Origem, Formação, Classificação, Características e Impactos**. Disciplina de resíduos sólidos da Universidade Federal do Mato Grosso. 70 slides. Notas de aula, 2016.

CARVALHO, M. F. **Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado – Universidade de São Paulo, São Carlos, 330p., 1999.
<https://doi.org/10.11606/T.18.1999.tde-25092007-105128>.

CEMPRE. **Pesquisa Ciclosoft 2018: Radiografando a coleta seletiva**. São Paulo: Compromisso Empresarial para Reciclagem, 2019. Disponível em:
<https://cempre.org.br/wp-content/uploads/2020/08/Pesquisa-Ciclosoft-2018.pdf>. Acesso em: 27 jun.2024.

CHAGAS M. A. **Tratamento de efluente têxtil por processos físico-químico e biológico**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

CHHABRA, V., BHATTACHARYA, S., SHASTRI, Y. Pyrolysis of mixed municipal solid waste: Characterisation, interaction effect and kinetic modelling using the

thermogravimetric approach. **Waste Management**, v.90, p. 152-167, 1 may 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.048>.

CHO, Y. M., KO, J. H., CHI, L., TOWNSEND, T. G. Food waste impact on municipal solid waste angle of internal friction. **Waste Management**, v.31, p. 26-32, jan. 2011.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.07.018>.

CORNIERI, M. G. **Programa Municipal de Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos Urbanos em Santo André – SP: Um estudo a partir do ciclo da política**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2011.

CRUZ, M. L. F. R. **A caracterização de resíduos sólidos no âmbito da sua gestão integrada**. Dissertação de Mestrado. Universidade do Minho, Escola de Ciências, Braga, 223p., 2003. <https://hdl.handle.net/1822/4882>.

DAVIES, M. P., CAMPANELLA, R. G. Environmental Site Characterization Using In-Situ Testing Methods. *In: 48th Canadian Geotechnical Conference*. Vancouver-BC, 1995.

DENARI, G. B. **Contribuições ao ensino de análise térmica. Dissertação de Mestrado**. Instituto de Química de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2013. <https://doi.org/10.11606/D.75.2013.tde-04042013-151955>.

DIXON, N., JONES, D. R. V. Engineering properties of municipal solid waste. **Geotextiles and Geomembranes**, v.23, n.3, p. 205-233, jun. 2005.
<https://doi.org/10.1016/j.geotexmem.2004.11.002>.

ECOURBIS AMBIENTAL. **Central Mecanizada de Triagem**. 2019. Disponível em: <http://www.ecourbis.com.br/central-mecanizada-de-triagem.aspx?content=apresentacao>. Acesso em: 04/03/2019.

EMBRAPA. **Manual de Análises Químicas de Solos, Plantas e Fertilizantes**. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. 2009 Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/330496>. Acesso em: 27 jun. 2024.

EUROPEAN COMMISSION. **Methodology for the analysis of solid waste (SWA-tool)**. European Commission. Viena. 2004.

EVANGELOU A., CALABRÒ P.S., GRECO R., SÁNCHEZ A., KOMILIS D. Biodegradation activity of eight organic substrates: A correlation study of different test methods. **Waste Biomass Valorization**, v.7, p 1067-1080, mar. 2016.
<https://doi.org/10.1007/s12649-016-9532-2>.

FARIA, J. L. C. **Caracterização laboratorial dos resíduos sólidos urbanos secos e seus rejeitos do município de São Paulo**. Trabalho de Graduação (Engenharia Ambiental e Urbana), Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, 51p. 2018.

FEAM. **Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: guia de orientações para governos municipais de Minas Gerais**. Fundação Estadual do Meio Ambiente. Belo Horizonte, 163p. , 2012. Disponível em: http://www.feam.br/images/stories/arquivos/mudnacacimatica/2013/aproveitamento%20energetico%20de%20rsu_guia%20de%20orientaes_versao_publicacao_on_line.pdf. Acesso em: 27 jun. 2024.

FEI, X.; ZEKKOS, D. Comparison of direct shear and simple shear responses of municipal solid waste in USA. *Environmental Geotechnics*, v.5, n.3, p. 158-167, jun. 2018. <https://doi.org/10.1680/jenge.16.00036>.

FENG S., GAO K., CHEN Y., LI Y., ZHANG L. M., CHEN H. X. Geotechnical properties of municipal solid waste at Laogang Landfill, China. **Waste Management**, v.63, p. 354-365, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.09.016> .

FILHO, J. A. P. **Viabilidade energética e econômica da incineração de resíduo sólido urbano considerando a segregação para reciclagem**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia do Campus de Bauru, Universidade Estadual Paulista, Bauru, 119p., 2008. <http://hdl.handle.net/11449/91712>.

FUCALE, S. P. **Influência dos componentes de reforço na resistência de resíduos sólidos urbanos**. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

GABR M. A., VALERO S. N. Geotechnical properties of municipal solid waste. *Geotechnical Testing Journal*, v.18, n.2, p. 241-251, 1995. <https://doi.org/10.1520/GTJ10324J>.

GABR, M. A., HOSSAIN, M. S., BARLAZ, M. A. Shear strength parameters of municipal solid waste with leachate recirculation. **Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering**, v.133, n.4, p. 478-484, 2007. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-0241\(2007\)133:4\(478\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2007)133:4(478)).

GALA A., GUERRERO M., SERRA J. M. Characterization of post-consumer plastic film waste from mixed MSW in Spain: A key point for the successful implementation of sustainable plastic waste management strategies. **Waste Management**, v.111, p. 22-33, jun. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.05.019>.

GLR. **Recommendations Geotechnics of landfill design and remedial works, Technical Recommendations**. Ed. German Geotechnical Society for the International Society of Soil Mechanics and Foundation Engineering. Ernst & Sohn, Berlin, 1993. GOMES L. P. **Estudo da caracterização física e da biodegradabilidade dos resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários**. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, EESC, São Carlos, 1989.

GOVERNO DO ESTADO DE SÃO PAULO. **PERS – Plano Estadual de Resíduos Sólidos**. 1º edição, 2014. Governo do Estado de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <http://s.ambiente.sp.gov.br/cpla/plano-residuos-solidos-sp-2014.pdf> . Acesso em: 27 jun. 2024.

GUTBERLET, J. Cooperative urban mining in Brazil: Collective practices in selective household waste collection and recycling. Canada. **Waste Management**, v.45, p.22-31, nov. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.023>.

HABITZREUTER, M. T. **Análise da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) da Região de Santa Maria, pré e pós triagem**. Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2008.

HETTIARACHCHI, C. H.; THANI, J. Variation of shear strength properties with the organic fraction in unsaturated synthetic municipal solid waste. In: **Proceedings of Geo-Frontiers**, 2011, Dallas, p. 1414-1423. Disponível em: <https://ascelibrary.org/doi/10.1061/41165%28397%29145>. Acesso em: 28 jun. 2024.

IBAM. **Gestão integrada dos resíduos sólidos: Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. 2001. Rio de Janeiro, Instituto Brasileiro de Administração Municipal. Disponível em: https://www.ibam.org.br/wp-content/uploads/2023/06/manual_girs.pdf . Acesso em: 28 jun. 2024.

IBGE. **Censo Demográfico**. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2023. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/22827-censo-demografico-2022.html?edicao=37225&t=resultados> . Acesso em: 27 jun. 2024.

IGES. **Plastic Atlas: Facts and figures about the world of synthetic polymers**. Institute for Global Environmental Strategies. Asia Edition. 2021. Disponível em: https://www.iges.or.jp/en/publication_documents/pub/policyreport/en/11385/042921-Plastic+Atlas+Asia+2021+-+web.pdf . Acesso em: 21 maio. 2023.

INEA. **Estudo da caracterização gravimétrica de resíduos sólidos urbanos: conhecendo a composição dos resíduos para aplicação na gestão municipal**. Instituto Estadual do Ambiente. 24p., Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: <https://www.inea.rj.gov.br/wp-content/uploads/2021/01/Cartilha-Estudo-da-Characteriza%C3%A7%C3%A3o-Gravim%C3%A9trica-de-Res%C3%ADduos-S%C3%B3lidos-Urbanos-2.pdf>. Acesso em: 26 set. 2023.

IPEA (2012). **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Instituto de Pesquisas Econômica Aplicada. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República, Brasília-DF, 77p. Disponível em: http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf . Acesso em: 27 jun. 2024.

ISHCHENKO V. Heavy metals in municipal waste: the content and leaching ability by a waste fraction. **Journal of Environmental Science and Health**, v.54, n.14, p. 1448-1456, 2019. <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1655369>.

JACINTO, C. **Caracterização dos recicláveis secos e rejeitos gerados pela coleta seletiva e triagem mecanizada da Região Sul do Município de São Paulo - SP**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal do ABC, Santo André, 130p., 2019.

JUAREZ, M. B., MONDELLI, G., GIACHETTI, H. L. Shear strength of municipal solid waste rejected from material recovery facilities in the city of São Paulo, Brazil. **Soil and Rocks**, v.46, n.2, p. 1-10, 2023. <https://doi.org/10.28927/SR.2023.013022>.

JUAREZ, M. B. **Avaliação da resistência ao cisalhamento dos rejeitos das centrais mecanizadas de triagem do município de São Paulo**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal do ABC, 2021.

KARIMPOUR-FARD, M. Rehabilitation of Saravan dumpsite in Rasht, Iran: geotechnical characterization of municipal solid waste. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v.16, p. 4419-4436. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-1847-z>.

KAZA, S.; YAO, L. C.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Urban Development. 2018. Washington, DC: World Bank. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10986/30317> . Acesso em: 27 jun. 2024.

KERAMATI, M., GOODARZI, S., MORADI MOGHADAM, H et al. Evaluating the stress–strain behavior of MSW with landfill aging. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 16, p. 6885-6894, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2106-z>.

KOLSCH, F. Material values for some mechanical properties of domestic waste. *In: Proceedings of 5th International Landfill Symposium*, 2-6 oct. 1995, Cagliari, p. 711-729. Disponível em: <http://www.dr-koelsch.de/assets/Downloads/sardinia95.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2024.

KROOK J., SVENSSON N., EKLUND M. Landfill mining: A critical review of two decades of research. **Waste Management**, v.32, n.3, p. 513-520, mar. 2012 <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>.

KÜHL, R., MUNIZ, R. N., BRASILEIRO, B. C., NOEMY, P. Tecnologias para tratamento térmico de resíduos sólidos: uma abordagem energética. *In: 10º Congresso Internacional de Bioenergia*, 2015, São Paulo. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/305803608> TECNOLOGIAS PARA TRATAMENTO TERMICO DE RESIDUOS SOLIDOS UMA ABORDAGEM ENERGETICA . Acesso em: 27 jun. 2024.

LAMARE NETO, A. **Resistência ao cisalhamento de resíduos sólidos urbanos e de materiais granulares com fibras**. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 214p., 2004.

LANDVA, A. O.; CLARK, J. I. Geotechnics of Waste Fill. *In: Geotechnics of Waste Fills – Theory and Practice*, ASTM STP 1070, Arvid Landva, G. David Knowles, Eds., Philadelphia: ASTM, 1990, p. 86-103. Disponível em: https://www.astm.org/DIGITAL_LIBRARY/STP/PAGES/STP25301S.htm . Acesso em ago. 2019.

LEAL, E. Comunicação pessoal. **Ecourbis Ambiental**. 2018. São Paulo-SP.

LEVI, B.P. **Sistemas de Produção de Combustíveis Derivados de Resíduos e o Potencial de Transformação dos Resíduos Sólidos Urbanos do município de São Paulo-SP**. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana) - Universidade Federal do ABC, 2021.

LISA, D.; ANDERS, L. Methods for household waste composition studies. **Waste Management**, v.28, n.7, p. 1100-1112, 2008.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.08.014>.

LIU, G., LIAO, Y., GUO, S., MA, X., ZENG, C., WU, J. Thermal Behavior and Kinetics of Municipal Solid Waste During Pyrolysis and Combustion Process. **Applied Thermal Engineering**, v.98, p. 400-408, 2016.
<https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2015.12.06>.

LOPES, M. J. S., DAINESE, R. R. **Gestão de resíduos sólidos no município de São Paulo (SP): Caracterização dos pontos de entrega voluntária – PEV's**. Trabalho de Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana – Universidade Federal do ABC, Santo André, 2018.

MAGRINHO, A.; DIDELET, F.; SEMIAO, V. (2006). Municipal solid waste disposal in Portugal. **Waste Management**. v.26, n.12, p. 1477-1489, 2006.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.03.009>.

MARTINS, H. L. **Avaliação da resistência de resíduos sólidos urbanos por meio de ensaios de cisalhamento direto em equipamentos de grandes dimensões**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.
<https://hdl.handle.net/1843/FRPC-6ZNJ2D>.

MODECOM. Méthode de Caractérisation des Ordures Ménagères. 2ª Edição, Editora ADEME, Paris, 64p., 1993.

MONDELLI, G.; ANDRADE, S. A.; FARIA, G. M. M.; TASHIMA, G. H. M. Reflexões sobre a concepção futura de aterros sanitários no Brasil. Em: Waldir Mantovani; Andrea de Oliveira Cardoso; Roseli Frederigi Benassi; Eduardo Lucas Subtil. (Org.). **Ciência e Tecnologia Ambiental: Conceitos e perspectivas**. 1ed. São Bernardo do Campo: Editora da UFABC. 2016.v. 1, p. 301-318.

MONDELLI, G.; JUAREZ, M.B.; JACINTO, C.; DE OLIVEIRA, M.A.; COELHO, L.H.G.; BIANCARDI, C.B.; de CASTRO FARIA, J.L. Geo-environmental and geotechnical characterization of municipal solid waste from the selective collection in São Paulo city, Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 29, p. 19898-19912, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11356-021-18281-w>.

MOR S., RAVINDRA K., DAHIVA R. P., CHANDRA A. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near a municipal solid waste landfill site. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.118, p. 435-456, 2006.
<https://doi.org/10.1007/s10661-006-1505-7>.

MOREIRA, A. M. M. **Riscos e agravos à saúde do trabalhador em centrais de triagem de materiais recicláveis**. Tese de Doutorado do Programa de Saúde Pública. Universidade de São Paulo, 2017.

MOURA, J. M. B. M., PINHEIRO, I. G., CARMO, J. L. Gravimetric composition of the rejects coming from the segregation process of the municipal recyclable wastes. **Waste Management**, v.74, p. 98-109, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.011>.
MUTHURAMAN, M., NAMIOKA, T., YOSHIKAWA, K. Characteristics of Co-Combustion and Kinetic Study on Hydrothermally Treated Municipal Solid Waste with Different Rank Coals: A Thermogravimetric Analysis. **Applied Energy**, 2010, v.87, p. 141-148. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2009.08.004>.

NADER, J. J. **Breve curso de modelos elastoplásticos**. São Paulo: s.n., 2015. 120p.
NAIMA, T. D., GUY, M., SERGE, C., DJAMEL T. Composition of municipal solid waste (MSW) generated by the city of Chlef (Algeria). **Energia Procedia**, v. 18, p. 762-771, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2012.05.092>.

NAVEEN, B. P.; SIVAPULLAIAH, P. V.; SITHARAM, T. G. Compressibility and shear strength of dumped municipal solid waste. **Journal of Solid Waste Technology and Management**, v.40, n.4, p. 327-334, 2014. <https://doi.org/10.5276/JSWTM.2014.327>.

NORDTEST NT ENVIR 001. **Municipal Solid Waste: Sampling and Characterization**. Nordtest Method. Finlândia: [s.n.], 1995.

OJURI, O. O.; ADEGOKE, P. K. Geotechnical characteristics of synthetic municipal solid waste for effective landfill design. **International Journal of GEOMATE**, v. 9, n. 1, p. 1418-1427, ISSN: 2186-2982 (P), 2186-2990 (O), Japan., 2015.

OLIVEIRA S., PASQUAL A. Evaluation of indicative parameters of pollution for liquid effluent of a sanitary landfill. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.3, p 240-249, 2004. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000300010> .

OLIVEIRA S. J. **Obtenção de catalisadores de óxidos de ferro contendo magnésio para a síntese de estireno**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2012.

OLIVEIRA, D. E. P., MIRANDA, A. C., KLEPA, R. B., FRANCO, M.A A. C., SILVA, S.C., SANTANA, J. C. C. Análise do potencial da produção de energia a partir da incineração de resíduos urbanos na cidade de São Paulo. **Asociación Interciencia Caracas**, Venezuela, v. 43, ed. 11, p. 778-783, 2018. Disponível em: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33957918007> . Acesso em: 19 jun. 2020.

OLIVEIRA, M. A. **Proposta de amostragem e caracterização dos RSU secos da central mecanizada de triagem ponte pequena, São Paulo-SP**. Dissertação de Mestrado (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal do ABC, Santo André, 141p., 2019.

PAIVA, L. B. D. **Tratamento térmico por incineração dos resíduos sólidos urbanos secos do município de São Paulo-SP**. Trabalho de Conclusão de Curso. (Graduação em Engenharia Ambiental e Urbana) - Universidade Federal do ABC, Santo André, 2022.

PEDROSA, M. R., MENDES, R., VEIGA, R. M., BARROS, R. G. Tratamento térmico de resíduos sólidos. *In: 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*. 2020, Rio de Janeiro. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/340003879_TRATAMENTO_TERMICO_DE_RESIDUOS_SOLIDOS. Acesso em: 26 jun. 2020.

PEREIRA, G. O. T. **Análise do gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares do município de Ilha Solteira – SP**. Ilha Solteira, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, 62p., 2012.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Lei Municipal nº 13.478, de 30 de dezembro de 2002 - Dispõe sobre a organização do sistema de limpeza urbana no município de São Paulo**. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/lei%2013.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Decreto Municipal nº 48.799, de 9 de outubro 2007**. Disponível em: <https://legislacao.prefeitura.sp.gov.br/leis/decreto-48799-de-09-de-outubro-de-2007>. Acesso em: 27 jun 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **PGIRS – Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos**. Prefeitura do Município de São Paulo: Secretaria Municipal de Serviços – Comitê Intersecretarial para a Política Municipal de Resíduos Sólidos. 2012.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **PGIRS – Plano de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos da Cidade de São Paulo**. Prefeitura do Município de São Paulo: Secretaria Municipal de Serviços – Comitê Intersecretarial para a Política Municipal de Resíduos Sólidos. 2014. Disponível em: <https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/servicos/arquivos/PGIRS-2014.pdf> . Acesso em: 28 jun 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **São Paulo, cidade limpa: gestão de resíduos sólidos e limpeza urbana para 12 milhões de pessoas**. NASTARI, A. et al, (ed.). São Paulo: CECOM - Centro de Estudos da Comunicação, 2016. 58 p. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/chamadas/livro_sp_gestao_de_residuos_1467743861.pdf . Acesso em: 27 jun. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **A dinâmica do IDH-M e suas dimensões entre 2000 e 2010 no município de São Paulo**. Informes Urbanos, n. 19, nov. 2017. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/Informes_Urbanos/29_Dimensoes_IDH-M.pdf . Acesso em: 27 jun. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Amlurb. Panorama de Gestão de Resíduos na Cidade de São Paulo. SP Regula, Limpeza Urbana.** 64^a reunião do Comitê Municipal de Mudança do Clima e Ecoeconomia de SP. Marcia Metran e Rafael Golin Galvão São Paulo, 2018. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/upload/Ata%2064%20Reuniao%20CMMCE_31_07_2018.pdf . Acesso em: 28 jun. 2024.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Prefeitura de São Paulo – Subprefeituras, 2019.** Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/amlurb/coleta_seletiva/index.php?p=4623. Acesso em 14/03/2019.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Coleta Domiciliar Comum.** SP Regula, Limpeza Urbana. São Paulo, 2020 Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/spregula/limpeza_urbana/residuos_solidos/domiciliar/index.php?p=4636 . Acesso em: 21 mar. 2022.

PREFEITURA MUNICIPAL DE SÃO PAULO. **Coleta Domiciliar Seletiva.** SP Regula, Limpeza Urbana. São Paulo, 2021. Disponível em: https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/spregula/limpeza_urbana/coleta_seletiva/index.php?p=4623 . Acesso em: 21 mar. 2022.

PULAT H. F., YUKSELEN-AKSOY, Y. Compaction behavior of synthetic and natural MSW samples in different compositions. **Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy.** v.31, n.12, p. 1255-1261, 2013. <https://doi.org/10.1177/0734242X13507967> .

PWC. **Três anos após a regulamentação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS): seus gargalos e superações.** Pricewaterhouse Coopers. São Paulo. 83p. 2014. Disponível em: https://selur.org.br/wp-content/uploads/2014/09/estudo-selur-PNRS-2014_acessivel1.pdf. Acesso em: 27 jun. 2024.

RAMAIAH, B. J.; RAMANA, G. V.; DATTA, M. Mechanical characterization of municipal solid waste from two waste dumps at Delhi, India. **Waste Management**, v. 68, p. 275-291, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.055>.

RAND, T. et al. **Municipal solid waste incineration: a decision maker's guide.** Washington, EUA, v.1, ed. 1, 2000. Disponível em: <https://documents.worldbank.org/en/publication/documents-reports/documentdetail/206371468740203078/municipal-solid-waste-incineration-a-decision-makers-guide>. Acesso em: 27 jun. 2024.

RECICLOTECA. Pontos de Reciclagem. 2016 Disponível em: <http://www.recicloteca.org.br/pontos-de-reciclagem/>. Acesso em: 30 jun. 2016.

REDDY K. R., HETTIARACHCHI H., PARAKALLA N. S., GANGATHULASI J., BOGNER J. E. Geotechnical properties of fresh municipal solid waste at Orchard Hills Landfill. **Waste Management**, v.29, n.2, p. 952-959, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.05.011> .

REDDY, K. R., HETTIARACHCHI H., GANGATHULASI J., BOGNER, J. E. Geotechnical properties of municipal solid waste at different phases of biodegradation. **Waste Management**, v.31, n.11, p. 2275-2286, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.06.002>.

RIBEIRO, L. C. S., FREITAS, L. F. S., CARVALHO, J. T. A. FILHO, J. D. O. Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do Estado do Rio de Janeiro. **Nova Economia**, Belo Horizonte, n.24, p.191-214, jan./abr, 2014. <https://doi.org/10.1590/103-6351/1390>.

RODRIGUES, E. **Avaliação de tecnologias de redução de massa de resíduos sólidos urbanos do agrupamento sudeste do município de São Paulo por meio análise multicritério**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do ABC, Santo André, 2020.

RODRIGUES, E. **Avaliação dos efeitos da pandemia COVID-19 sobre a gestão dos resíduos sólidos urbanos – Estudo de caso no município de São Paulo**. Tese de Doutorado. Faculdade de Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho” – Campus Bauru, 204p., 2024.

RODRIGUES, E., MONDELLI, G. Assessment of integrated MSW management using multicriteria analysis in São Paulo City. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v.19, p. 7981-7992, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13762-021-03681-9>.

ROSSI, C. R. **Potencial de recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos na região da AMESC**. Monografia. Universidade Federal de Santa Catarina, Araranguá, 28p. 2014. Disponível em: <https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/159353>. Acesso em 28 jun. 2024.

RUGG, F. M. **Solid Waste Characterization Methods - Environmental Engineers Handbook**. Florida: Lewis Publishers, 1997.

SADEK, S. et al. Stability of solid waste sea fills: shear strength determination and sensitivity analysis. **International Journal of Environmental Studies**, v. 58, n. 2, p. 217-234, 2001. <https://doi.org/10.1080/00207230108711328>.

SANTOS, G. G. D. **Análise e Perspectivas de Alternativas de Destinação dos Resíduos Sólidos Urbanos: o Caso da Incineração e da Disposição em Aterro**. Dissertação de Mestrado. UFRJ, Rio de Janeiro, 193p., 2011.

SANTOS, Y., OLIVEIRA, S., CORREA, R. **Waste to Energy: Uma alternativa viável para o Brasil?** Promon Intelligens. 2013. Disponível em: <http://docplayer.com.br/14112914-Waste-to-energy-uma-alternativa-viavel-para-o-brasil-yuri-santos-sergio-oliveira-e-ricardo-correa.html> . Acesso em: 28 jun. 2024.

SCHALCH, V., LEITE, W. C. A., FERNANDES JUNIOR, J. L.; CASTRO, M. C. A. A. **Gestão e Gerenciamento dos Resíduos Sólidos**. 2002 Universidade de São Paulo,

Escola de Engenharia de São Carlos, Departamento de Hidráulica e Saneamento da USP.

SEMASA. ORIUM Soluções Ambientais: **Caracterização gravimétrica e morfológica dos resíduos sólidos urbanos domiciliares do município de Santo André ano base 2017**. Santo André, 2018.

SOARES, E. L. S. F. **Estudo da Caracterização Gravimétrica e Poder Calorífico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Dissertação de Mestrado. COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SOWERS, G. F. Settlement of waste disposal fill. *In: Proceedings of Eighth International Conference on Soil Mechanics and Foundation Engineering*, 1973, Moscou, p. 207-210. Disponível em: https://www.issmge.org/uploads/publications/1/37/1973_05_0034.pdf . Acesso em set. 2019.

TCHOBANOGLIOUS, G., THEISEN, H., VIGIL, S. A. Integrated Solid Waste management. *In: Engineering Principles and Management Issues*. California/Cingapura: MacGraw-Hill, 1993.

TIBOLA, F. L. **Pirólise das cascas de grãos de girassol – um estudo sobre a cinética de reação e sobre os produtos gerados**. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba, MG, 73p., 2019. p. 73.

TOCCHETTO, M. **Gerenciamento de resíduos sólidos industriais**. Universidade Federal de Santa Maria, Departamento de Química, Rio Grande do Sul, p. 1-97, 2005. Disponível em: <http://www.blogdocancado.com/wp-content/uploads/2012/04/gerenciamento-de-residuos-solidos-industriais.pdf>. Acesso em: 10 jun. 2020.

UNE EN 15403. **Solid recovered fuels - Determination of ash content**. p. 1-14, 19 out. 2011. Disponível em: <https://www.en-standard.eu/une-en-15403-2011-solid-recovered-fuels-determination-of-ash-content/> . Acesso em: 23 jun. 2021.

UNE-EN 15402. **Solid recovered fuels - Determination of the content of volatile matter**. p. 1-18, 19 out. 2011. Disponível em: <https://www.en-standard.eu/une-en-15402-2011-solid-recovered-fuels-determination-of-the-content-of-volatile-matter/> . Acesso em: 23 jun. 2021.

UNEP. United Nations Environment Programme. **Global Waste Management Outlook 2024. Beyond an age of waste – Turning rubbish into a resource**. Nairobi, 2024. Disponível em: <https://www.unep.org/resources/global-waste-management-outlook-2024> . Acesso em: 20 mar. 2024.

UNITED NATIONS. **World Urbanization Prospects. The 2018 Revision**. United Nations, Department of Economic and Social Affairs. 2018. Disponível em: <https://population.un.org/wup/Publications/Files/WUP2018-Report.pdf> . Acesso em: 28 jun. 2024.

VASANTHI, P., KALIAPPAN, R., SRINIVASARAGHAVAN, S. Impact of poor solid waste management on groundwater. **Environmental Monitoring Assessment**, v. 143, p. 227-238, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-9971-0>.

VIANA, E.; SILVEIRA, A. I.; MARTINHO, G. **Caracterização de resíduos sólidos: uma abordagem metodológica e propositiva**. 1º ed., Editora Biblioteca 24 horas, São Paulo, 178 p, 2005.

WATSON, T. P. Analytical methods for determination of trace metals and other elements. In: **Official and standard methods of analysis**. New York: McGraw-Hill, p. 446-71, 1994.

WOLNY-KOŁADKA, K., MALINOWSKI, M., ŻUKOWSKI, W. Impact of calcium oxide on hygienization and self-heating prevention of biologically contaminated polymer materials. **Materials**, v. 13, n. 18, p. 4012, 2020. <https://doi.org/10.3390/ma13184012> .

ZEKKOS, D., ATHANASOPOULOS, G. A., BRAY, J. D., GRIZI, A., THEODORATOS, A. Large-scale direct shear testing of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 30, p. 1544-1555, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.01.024> .

ZHAO, L., WANG, H., QING, S., LIU, H. Characteristics of gaseous product from municipal solid waste gasification with hot blast furnace slag. **Journal of Natural Gas Chemistry**, v. 19, p. 403-408, 2010. [https://doi.org/10.1016/S1003-9953\(09\)60087-6](https://doi.org/10.1016/S1003-9953(09)60087-6) .

ZHAO, Y. R., XIE, Q., WANG, G. L., ZHANG, Y. J., ZHANG, Y. X., SU, W. A study of shear strength properties of municipal solid waste in Chongqing landfill, China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, p. 12605-12615, 2014. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11356-014-3183-2> .

ZHOU, H., LONG, Y., MENG, A., LI, Q., ZHANG, Y. Thermogravimetric characteristics of typical municipal solid waste fractions during co-pyrolysis. **Waste Management**, v. 38, p. 194-200, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.027>.