



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

AMANDA RODRIGUES SANTOS COSTA

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES: estudo de caso
em Paulista – PE, Brasil**

Recife
2023

AMANDA RODRIGUES SANTOS COSTA

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES: estudo de caso
em Paulista – PE, Brasil**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil.

Área de Concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Recife

2023

Catálogo na Fonte
Bibliotecária Margareth Malta, CRB-4 / 1198

C837a	<p>Costa, Amanda Rodrigues Santos. Avaliação da sustentabilidade do ciclo de vida de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares: estudo de caso em Paulista – PE, Brasil / Amanda Rodrigues Santos Costa – 2023. 199 f.: il., figs., qds., tabs. e siglas.</p> <p>Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2023. Inclui Referências e Apêndices.</p> <p>1. Engenharia Civil. 2. Gerenciamento de resíduos sólidos. 3. Sustentabilidade. 4. Avaliação de ciclo de vida. 5. Custo de ciclo de vida. 6. Impactos sociais. I. Jucá, José Fernando Thomé (Orientador). II. Título.</p> <p style="text-align: right;">UFPE</p> <p>624 CDD (22. ed.) BCTG/2023-184</p>
-------	--

AMANDA RODRIGUES SANTOS COSTA

**AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DE SISTEMAS DE
GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS DOMICILIARES: ESTUDO DE CASO
EM PAULISTA/PE, BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco, Centro de Tecnologia e Geociências, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutora em Engenharia Civil. Área de Concentração: Geotecnia.

Aprovada em: 27/04/2023.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Maurício Alves da Motta Sobrinho (Examinador interno)
Universidade Federal de Pernambuco

Dr. Geraldo Antônio Reichert (Examinador externo)
Departamento Municipal de Limpeza Urbana de Porto Alegre

Prof^a. Dr^a. Luciana de Figueiredo Lopes Lucena (Examinadora externa)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

Prof^a. Dr^a. Cláudia Coutinho Nóbrega (Examinadora externa)
Universidade Federal da Paraíba

Dr. Bertrand Sampaio de Alencar (Examinador externo)
Conselho Regional de Engenharia e Agronomia de Pernambuco

À Deus, à minha família e aos amigos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pela vida, esperança, verdade e por guiar meus passos até aqui, tentando lembrar sempre que “Convém que eu diminua e Ele cresça”.

A minha família e amigos, por serem minha base e fonte de amor. Por me incentivarem a crescer profissionalmente, não medindo esforços para que eu alcance os meus sonhos e sendo sempre minha maior fonte de palavras certas, nos momentos certos.

A minha Avó, pelo exemplo, amor, apoio e por ser minha maior incentivadora na vida, para crescer profissionalmente e pessoalmente. Meu maior amor!

Ao meu orientador, Prof. Fernando Jucá pela oportunidade de aprender e crescer profissionalmente, pelo esforço, dedicação e palavras de conhecimento e crescimento.

Aos professores da banca avaliadora pela dedicação no aprimoramento da pesquisa.

A Secretaria Executiva de Serviços Públicos da Cidade de Paulista e Secretaria Executiva de Meio Ambiente, bem como a empresa responsável pela gestão dos resíduos do município, pela atenção dada e por ceder as informações solicitadas.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela oportunidade e incentivo à pesquisa acadêmica, bem como a Andrea, Claudiana, Cleide e Juliana, secretárias da Pós-graduação, pelo seu profissionalismo e dedicação.

A minha tia, Inês Rodrigues, tia Moça, que de onde estiver está torcendo por mim, como sempre fez.

“O método de Avaliação de Ciclo de Vida leva em consideração todos os fatores que potencialmente influenciam o meio ambiente.”

Generowicz *et al.* (2023)

RESUMO

O manejo de resíduos sólidos urbanos constitui um desafio para a gestão municipal pela complexidade e custos relacionados. A Política Nacional de Resíduos Sólidos trouxe como princípio a gestão integrada, com uma abordagem clara e sistêmica, considerando o ciclo de vida dos sistemas. A Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida inclui, além da análise ambiental, o Custo do Ciclo de Vida e Avaliação do Ciclo de Vida Social. Dessa forma, esse estudo visa utilizar essa metodologia para analisar o desempenho econômico, social e ambiental de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares como suporte para estruturação de diretrizes e políticas públicas. Para tanto, foi desenvolvido um estudo de caso no município de Paulista, Pernambuco, Brasil. A aplicação da metodologia de Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida seguiu as orientações da Norma ABNT NBR ISO 14.040 para Avaliação do Ciclo de Vida, a contabilização de custos de investimentos, operação e de receitas, e a avaliação de impactos e oportunidades sociais. Os resultados permitiram identificar os impactos ambientais do sistema de gerenciamento de resíduos domiciliares do município, observando-se que a etapa de coleta comum e aterramento dos resíduos em aterro sanitário sem aproveitamento energético são os processos que mais contribuem para as categorias de impacto analisadas. O custo de ciclo de vida do sistema demonstrou que não há sustentabilidade financeira, pois existe um comprometimento relevante do orçamento municipal e não há autossuficiência financeira, devido à baixa arrecadação com as taxas de cobrança pelos serviços. A Avaliação do Ciclo de Vida Social possibilitou verificar que o sistema atual do município atende parcialmente aos princípios da legislação nacional de resíduos, sendo necessários melhorias no mecanismo de comunicação com a população e o compromisso do poder público com ações de sustentabilidade. Diante da análise do sistema atual do município, foram propostas rotas de gerenciamento de resíduos a partir de diferentes percentuais de recuperação da fração seca (com coleta seletiva, triagem e reciclagem) e da fração úmida (por meio da compostagem) e a disposição final em aterro sanitário com aproveitamento energético. A reciclagem foi a principal atividade responsável pela compensação dos impactos ambientais negativos em todas as rotas tecnológicas analisadas. A rota em que há a meta de recuperação de 20% da fração seca e 30% dos resíduos orgânicos é a situação com menor custo

líquido. A rota tecnológica com maiores taxas de recuperação dos resíduos não apresentou o melhor custo líquido, pois a compostagem representa elevado valor de operação e manutenção e maiores volumes enviados para essa unidade representa maiores custos, mesmo com geração de subproduto passível de comercialização. No entanto, em nenhuma rota há sustentabilidade financeira, evidenciando a necessidade de ajuste de taxa de cobrança dos serviços pela gestão municipal. Quanto aos impactos sociais, a inserção dos catadores de materiais recicláveis, maiores investimentos em ações de recuperação dos materiais com envolvimento da população e maior participação do poder público, representam uma melhoria dos aspectos sociais. É possível concluir que rotas tecnológicas com maiores taxas de recuperação dos resíduos possuem maior tendência a serem mais sustentáveis, devendo ser observado, no entanto, o limite em que a compostagem é eficiente na redução de impactos e minimização de custos.

Palavras-chave: gerenciamento de resíduos sólidos; sustentabilidade; avaliação de ciclo de vida; custo de ciclo de vida; impactos sociais.

ABSTRACT

The management of urban solid waste is a challenge for municipal management due to its complexity and related costs. The National Solid Waste Policy established integrated management as a principle, with a clear and systemic approach, considering the life cycle of the systems. The Life Cycle Sustainability Assessment includes, in addition to the environmental analysis, the Life Cycle Cost and Social Life Cycle Assessment. Thus, this study aims to use this methodology to analyze the economic, social and environmental performance of household solid waste management systems as a support for structuring guidelines and public policies. For that, a case study was developed in the city of Paulista, Pernambuco, Brazil. The application of the Life Cycle Sustainability Assessment methodology followed the guidelines of the ABNT NBR ISO 14040 Standard for Life Cycle Assessment, the accounting of investment, operation and revenue costs, and the assessment of social impacts and opportunities. The results made it possible to identify the environmental impacts of the municipality's household waste management system, noting that the stage of common collection and landfilling of waste in landfills without energy use are the processes that most contribute to the analyzed impact categories. The life cycle cost of the system demonstrated that there is no financial sustainability, as there is a relevant commitment of the municipal budget and there is no financial self-sufficiency, due to the low collection with the fees charged for the services. The Social Life Cycle Assessment made it possible to verify that the municipality's current system partially complies with the principles of the national waste legislation, requiring improvements in the communication mechanism with the population and the commitment of the public power with sustainability actions. In light of the analysis of the city's current system, waste management routes were proposed based on different recovery percentages of the dry fraction (with selective collection, sorting and recycling) and the wet fraction (through composting) and the final disposal in sanitary landfill with energy use. Recycling was the main activity responsible for offsetting negative environmental impacts in all technological routes analyzed. The route with the goal of recovering 20% of the dry fraction and 30% of the organic waste is the situation with the lowest net cost. The technological route with the highest waste recovery rates did not present the best net cost, as composting represents a high operation and

maintenance value and larger volumes sent to this unit represent higher costs, even with the generation of a by-product that can be sold. However, none of the routes are financially sustainable, evidencing the need to adjust the service charge rate by the municipal management. As for social impacts, the insertion of recyclable material collectors, greater investments in actions to recover materials involving the population and greater participation of the public authorities, represent an improvement in social aspects. It is possible to conclude that technological routes with higher rates of waste recovery have a greater tendency to be more sustainable, however, the limit at which composting is efficient in reducing impacts and minimizing costs must be observed.

Keywords: solid waste management; sustainability; life cycle assessment; life cycle cost; social impacts.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -Dimensões da sustentabilidade	33
Figura 2 -Avaliação da Sustentabilidade de ciclo de vida	40
Figura 3 -Estrutura Metodológica da Avaliação de Ciclo de Vida.....	43
Figura 4 -Principais itens das etapas de um ACV	50
Figura 5 -Estrutura metodológica e desenvolvimento da pesquisa	70
Figura 6 -Localização geográfica da cidade do Paulista	72
Figura 7 -Composição Gravimétrica dos resíduos domiciliares de Paulista-PE	74
Figura 8 -Delimitação da fronteira de análise da ASCV do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Paulista	79
Figura 9 -Resultados das categorias de impactos analisadas em função da etapa do gerenciamento.....	98
Figura 10-Resultados quantitativos da metodologia SAM considerando os atores sociais.....	107
Figura 11-Fronteiras do sistema de produto para Avaliação do Ciclo de Vida de rotas tecnológicas de gerenciamento de RSD	124
Figura 12-Resultados das categorias de impactos por rotas tecnológicas.....	132
Figura 13-Impactos das mudanças climáticas nas rotas tecnológicas	134
Figura 14-Impactos da acidificação terrestre nas rotas tecnológicas	135
Figura 15-Impactos ambientais da eutrofização nas rotas tecnológicas	136
Figura 16-Impactos ambientais da formação de Material Particulado nas rotas tecnológicas	137
Figura 17-Impactos ambientais da Toxicidade Humana nas rotas tecnológicas.....	138
Figura 18-Normalização dos resultados da ACV dos sistemas de gerenciamento de resíduos de Paulista-PE	140
Figura 19-Análise de sensibilidade dos resultados da categoria mudanças climáticas.....	141
Figura 20-Custos líquidos de cada cenário	142
Figura 21-Contribuições das etapas de gerenciamento para os custos totais das rotas tecnológicas.....	144
Figura 22-Análise quantitativa dos impactos sociais nas diferentes rotas tecnológicas	149

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Categorias de stakeholders e subcategorias de impacto pela UNEP (2013).	58
Quadro 2 - Estudos de ASCV aplicado a resíduos sólidos urbanos na América do Sul.	64
Quadro 3 - Definição dos Stakeholders considerados no presente estudo.	85
Quadro 4 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto do poder público ...	86
Quadro 5 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto dos trabalhadores	86
Quadro 6 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto dos consumidores.	87
Quadro 7 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto da comunidade local.	87
Quadro 8 - Valores médios do custo da coleta por tonelada de resíduo domiciliar coletado por Região	102
Quadro 9 - Relação de rotas tecnológicas e principais indicadores da ASCV.....	151

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Inventário do Ciclo de Vida Ambiental do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domésticos do município de Paulista/PE	94
Tabela 2 - Impactos Ambientais por categorias e por fluxo da unidade funcional.....	96
Tabela 3 - Apresentação das etapas do SGRSD com maiores percentuais de participação para cada categoria de impacto.....	99
Tabela 4 - Custos e indicadores econômicos	101
Tabela 5 - Despesas com os serviços de manejo dos resíduos sólidos urbanos no município de Paulista, P.....	103
Tabela 6 - Desempenho Social das subcategorias de impactos analisadas	106
Tabela 7 - Metas para recuperação da fração seca, da fração úmida e a quantidade de resíduos tratados nas unidades de processamento e no aterro sanitário para cada cenário definido.....	120
Tabela 8 - Consumos e emissões dos processos primários e de reciclagem por tonelada de material produzido	129
Tabela 9 - Impactos ambientais das rotas de gerenciamento de resíduos.....	131
Tabela 10-Indicadores econômicos para as rotas analisadas	145
Tabela 11-Indicadores VPL e B/C	146
Tabela 12-Desempenho Social das subcategorias de impactos analisadas nas rotas tecnológicas	147

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABCV	Associação Brasileira do Ciclo de Vida
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACV	Avaliação de Ciclo de Vida
ACVS	Avaliação do Ciclo de Vida Social
ASCV	Análise da Sustentabilidade do Ciclo de Vida
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
CCV	Custo de Ciclo de Vida
GEE	Gases de Efeitos Estufa
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
ISO	<i>International Organization for Standardization</i>
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada
IBICT	Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia
INMETRO	Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PEV	Ponto de Entrega Voluntária
PPP	Parceria Público Privada
PBACV	Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
REBACV	Rede Brasileira de Ciclo de Vida Empresarial
RMR	Região Metropolitana de Recife
RSD	Resíduos Sólidos Domiciliares
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UE	União Europeia

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	22
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO	22
1.2	JUSTIFICATIVA.....	26
1.3	OBJETIVOS	28
1.4	ESTRUTURA DA TESE DE DOUTORADO	28
2	REFERENCIAL TEÓRICO	29
2.1	GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	29
2.2	SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO DE RESÍDUOS.....	32
2.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: CONCEITOS E METODOLOGIAS	38
2.3.1	Pensamento de Ciclo de Vida	38
2.3.2	Dimensão ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida	41
2.3.3	Dimensão econômica: Custo do Ciclo de Vida	50
2.3.4	Dimensão social: Avaliação do Ciclo de Vida Social	54
2.3.5	Avaliação do Ciclo de Vida aplicada a resíduos sólidos	61
2.3.6	Limitações da ACV	65
3	METODOLOGIA	68
3.1	GENERALIDADES DA PESQUISA	68
3.2	ESTRUTURA METODOLÓGICA DA TESE DE DOUTORADO	69
3.3	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	71
3.4	MODELAGEM DA AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO VIDA	75
3.4.1	Definição do objetivo	75
3.4.2	Escopo	76
3.4.3	Eixo Ambiental – Avaliação de Ciclo de Vida	80
3.4.4	Eixo Social - Avaliação do Ciclo de Vida Social	85
3.4.5	Eixo Econômico - Custo do Ciclo de Vida	88
3.4.6	Interpretação dos resultados	91
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES	91
4.1	AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA – SISTEMA EM OPERAÇÃO (2019).....	91

4.1.1	Avaliação do Ciclo de Vida Ambiental	92
4.1.2	Custo do Ciclo de Vida	101
4.1.3	Avaliação do Ciclo de Vida Social	105
4.2	INTERPRETAÇÃO DOS IMPACTOS E DIRETRIZES PARA GESTÃO DE RESÍDUOS A PARTIR DOS RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA.....	115
4.3	ROTAS TECNOLÓGICAS DE GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS PARA O MUNICÍPIO DE PAULISTA/PE	118
4.4	MODELAGEM DA AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DAS ROTAS TECNOLÓGICAS	121
4.4.1	Objetivo.....	121
4.4.2	Escopo	121
4.4.3	Inventário de Ciclo de Vida das rotas tecnológicas.....	123
4.4.4	Expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais	128
4.4.5	Avaliação dos Impactos	130
4.4.6	Interpretação dos Resultados.....	130
4.5	AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DAS ROTAS TECNOLÓGICAS – RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	131
4.5.1	Avaliação do Ciclo de Vida Ambiental	131
4.5.2	Custo do Ciclo de Vida	141
4.5.3	Avaliação do Ciclo de Vida Social	147
4.6	AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA – ROTAS TECNOLÓGICAS	150
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	153
	REFERÊNCIAS.....	155
	APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO 1 - DADOS DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS NO MUNICÍPIO DE PAULISTA (PE), BRASIL	175
	APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO 2 - COLETA DE DADOS SOCIAIS DE INVENTÁRIO RELACIONADOS AO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS DO MUNICÍPIO DE PAULISTA (PE), BRASIL	177
	APÊNDICE C – INVENTÁRIO AMBIENTAL – FLUXOS MÁSSICOS E ENERGÉTICOS.....	180
	APÊNDICE D – INVENTÁRIO AMBIENTAL - CONTRIBUIÇÕES DE	

CADA ETAPA NAS CATEGORIAS DE IMPACTO	190
APÊNDICE E – INVENTÁRIO ECONÔMICO - FLUXOS DE CUSTOS POR ETAPAS DE GERENCIAMENTO.....	192
APÊNDICE F – INVENTÁRIO ECONÔMICO - INDICADORES FINANCEIROS	195
APÊNDICE G - CÁLCULO DO ÍNDICE DE CORREÇÃO MONETÁRIA DOS VALORES SEGUNDO FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS	197
APÊNDICE H – INVENTÁRIO SOCIAL - PARTES INTERESSADAS, SUBCATEGORIAS, INDICADORES DA AVALIAÇÃO SOCIAL E REQUISITOS BÁSICOS DO SAM	198

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos (RSU) são aqueles originários de atividades domésticas em residências urbanas (os resíduos domiciliares), bem como os resíduos provenientes da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas (BRASIL, 2010). A gestão desses resíduos é um dos grandes desafios da contemporaneidade, isso porque o intenso crescimento populacional, a urbanização e o consumo elevado de bens são fatores que contribuem com o aumento do descarte dos materiais ao longo do tempo.

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, a gestão desses resíduos é ainda mais complexa, por causa dos altos custos associados e a pressão sobre o orçamento municipal e pela falta de compreensão sobre uma diversidade de fatores que afetam as diferentes etapas de gerenciamento (GUERRERO; MASS; HOGLAND, 2013). Segundo Marchi (2015), o poder público não consegue acompanhar com eficiência o aumento da geração de resíduos sólidos nos centros urbanos e sanar com agilidade os problemas técnicos e operacionais. Dessa forma, a gestão desses materiais tem ocorrido de maneira desarticulada, de forma setorial, o que impede uma visão sistêmica do problema e resulta em políticas públicas incompletas e ineficientes, em muitos casos (GRASI; CAPANEMA, 2018).

Os resíduos sólidos urbanos não gerenciados ou gerenciados de maneira incorreta, prejudicam a saúde pública e a qualidade do ar, poluem os oceanos, afetam a drenagem urbana (causando inundações) e esses impactos afetam principalmente a parcela da população que é mais vulnerável socioeconomicamente (COELHO; LANGE, 2016). Os RSU contribuem com os principais problemas ambientais da atualidade: mudanças climáticas, esgotamento de recursos e danos aos ecossistemas (EDWARDS *et. al.*, 2017; AYODELE *et al.*, 2018).

Ao contrário, o adequado gerenciamento destes materiais constitui um fator importante na busca pelo desenvolvimento sustentável, pois demonstra a capacidade de usar e proteger os recursos naturais através de uma gestão acessível, eficaz e socialmente justa. Para Ikhlayel (2018), a gestão sustentável dos resíduos pode significar a redução da dependência de recursos naturais e

energéticos - através da reciclagem e reaproveitamento energético; e a diminuição dos impactos negativos sobre a saúde e o meio ambiente.

Em número globais, no ano de 2016, foram gerados 2,01 bilhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos, segundo relatório do Banco Mundial (KAZA *et al.*, 2018). A previsão nesse documento é de que até 2050 a geração de resíduos cresça para 3,04 bilhões de toneladas/ano, se não houver mudanças no padrão de consumo. No Brasil, a geração de resíduos urbanos no ano de 2020, segundo a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2021), foi de 82,5 milhões de toneladas. Em valores *per capita*, a geração foi 1,07 kg/hab/dia, apresentando um aumento em relação ao anterior, não pandêmico. Já na região Nordeste, a geração de RSU foi de 55.829 toneladas por dia, representando uma geração *per capita* de 0,971 kg/hab/dia. Segundo o Panorama do Saneamento Básico no Brasil, do Sistema Nacional de Informações para o Saneamento (SNIS, 2021), em 2020 foram coletados um total de 66,6 milhões de toneladas de resíduos, representando um valor *per capita* 1,01 kg/hab./dia.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) reafirma a responsabilidade dos municípios sobre os RSU e estabelece objetivos, como eliminação total dos lixões, disposição apenas de rejeitos nos aterros, recuperação e aproveitamento energético e reciclagem, numa perspectiva de gestão integrada (BRASIL, 2010). Tal contexto implica na adoção de diferentes alternativas de gerenciamento dos resíduos, como coleta diferenciada, transporte, triagem centralizada, reciclagem de materiais, tratamento biológico, tratamento térmico e aterro sanitário; e que resulte no sistema mais ambientalmente efetivo em termos de emissões gasosas, líquidas e de resíduo sólido final (REICHERT; MENDES, 2014).

No entanto, a gestão integrada ainda não é realidade no Brasil e a legislação nacional de resíduos sólidos não está completamente atendida. Isso porque, segundo a Abrelpe (2021), quase 40% dos resíduos coletados, em 2020, foram dispostos em locais inadequados, como os lixões, representando uma fonte de poluição ambiental e riscos à saúde. Para os aterros sanitários foram destinados 60,2% dos resíduos coletados. Na região Nordeste, entre os resíduos coletados, ao menos 6 em cada 10 toneladas foram encaminhadas para lixões. Em Pernambuco, entre seus 184 municípios, em março de 2023, o Tribunal de Contas do estado confirmou que todos estão destinando seus resíduos em aterros sanitários. É um

importante marco para o estado e para a região, no entanto, a gestão de resíduos é um processo contínuo e o desafio se constitui na operação adequada desses aterros sanitário e a valorização dos materiais.

A complexidade para alcançar a sustentabilidade desses sistemas está relacionada às diversas considerações econômicas, sociais e ambientais envolvidas nos processos. Os aterros sanitários, por exemplo, constituem uma forma ambientalmente adequada de disposição final dos rejeitos, mas demandam o uso de espaço e em áreas altamente povoadas pode interferir com outros usos da terra (COBO; DOMINGUEZ-RAMOS; IRABIEN, 2018). Por isso, abordar o desenvolvimento sustentável da gestão de resíduos requer uma visão clara, consideração do ciclo de vida do sistema, abordagem integrativa e implementação das melhores práticas (IKHLAYEL, 2018). Nesse contexto, dados e informações sobre o gerenciamento de resíduos municipais são essenciais para planejamento de políticas locais, alocação do orçamento, análise de tecnologias adequadas e seleção de parceiros estratégicos para a gestão (KAZA *et al.*, 2018). Uma possibilidade é o manejo dos resíduos sólidos urbanos pela perspectiva do ciclo de vida dos sistemas de gerenciamento.

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta desenvolvida e utilizada para análises ambientais, estudo de impactos ambientais, avaliação de desempenho e tem sido utilizada para suporte à tomada de decisão em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (BROGAARD; CHRISTENSEN, 2016; PAES, 2018). Andrade Júnior *et al.* (2017) afirmam que a ACV tem sido utilizada por governos em todo o mundo, pois se tornou um elemento central nas políticas ambientais. É uma técnica que avalia aspectos ambientais e impactos potenciais ao longo do ciclo de vida de um produto através da compilação de entradas e saídas de um sistema definido, da análise de impactos e da interpretação dos resultados (ABNT, 2009). O termo “produto” presente na Norma que padroniza a metodologia da ACV, a ISO 14.040/2009, inclui não somente materiais, mas também serviços, processos e sistemas, tal como sistemas de gerenciamento de resíduos (EVANGELISTI *et al.*, 2017).

Para abordar a sustentabilidade de um sistema por Avaliação do Ciclo de Vida, no entanto, é necessário uma análise holística e inclusão das demais dimensões da sustentabilidade: a social e econômica. Dessa forma, na última década, foram incluídos dois conceitos na análise de ACV: Custo do Ciclo de Vida e

Avaliação do Ciclo de Vida Social e assim se desenvolve o conceito de Pensamento de Ciclo de Vida e da metodologia de Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV).

O Pensamento do Ciclo de Vida refere-se à consciência de que produtos, bens e serviços têm ciclos de vida complexos e que tem implicações sociais, econômicas e ambientais (LEWANDOWSKA *et al.*, 2018). É uma abordagem considerada essencial no contexto da economia circular e no processo decisório de organizações e gestão pública, no sentido de se alcançar decisões baseadas em evidências (MANDA *et al.*, 2016; LAZAREVIC *et al.*, 2012; REALE *et al.*, 2017). O uso dos conceitos e ferramentas de ciclo de vida aproxima a ciência e gestores públicos na formulação de políticas públicas que encontre um balanço entre as dimensões da sustentabilidade. Além disso, o Pensamento de Ciclo de Vida pode ser útil na divulgação de resultados e implicações sustentáveis de decisões públicas, bem como incentivadoras de estilos de vida mais saudáveis para a sociedade (POMBO; RIVELA; NEILA, 2019).

O grande desafio da gestão de resíduos é alcançar a circularidade dos materiais descartados de modo que esses resíduos passem a iniciar novos ciclos, ou seja, se tornem insumos de outros processos. No aspecto ambiental, significa menor extração de matérias-primas, menor uso de energia e até mesmo menor disposição de resíduos (ANDRADE JUNIOR *et al.*, 2017). Essa perspectiva é encontrada em Odum (2004), que afirma que o objetivo da conservação dos recursos naturais, em seu sentido mais amplo, consiste em tornar os processos acíclicos mais cíclicos. Nesse aspecto, o Pensamento de Ciclo de Vida constitui uma ferramenta de auxílio a tomada de decisões no gerenciamento de resíduos e uma forma de integrar a análise social e de custos aos impactos ambientais, através da metodologia proposta pela NBR ISO 14.040 (ABNT, 2009).

Dessa forma, a metodologia de Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida é a técnica de operacionalização dos conceitos de Pensamento de Ciclo de Vida e aplicado a sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, refere-se a análise dos impactos sociais, ambientais e econômicos - benéficos e negativos – no processo decisório, a fim de propor alternativas sustentáveis para a gestão municipal. De acordo com o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 2011), a ASCV permite que informações e dados sejam apresentados de forma estruturada e transparente; que se comuniquem os resultados e benefícios de

forma clara, o que contribui na formulação de políticas e programas sustentáveis; o equilíbrio entre as dimensões da sustentabilidade; e a alocação de recursos e investimentos em aspectos que podem causar mais impactos positivos e menos impactos negativos.

A combinação da ACV Ambiental com os métodos de ACV Social e Econômica está em fase de exploração nos estudos acadêmicos e por isso apresenta limitações de abrangência e de teoria e dados. Conseqüentemente, esses aspectos devem ser mais estudados, desenvolvidos e aprimorados pelos pesquisadores desses temas (SANCHEZ *et al.*, 2015; PETIT-BOX *et al.*, 2017; PAES, 2018).

Diante do exposto, a tese de doutorado ora apresentada aponta como hipótese de pesquisa a proposição de metodologia de avaliação de sustentabilidade ciclo de vida de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares em estudo de caso em município de médio porte. Assim, aspectos sociais, econômicos e ambientais podem ser identificados e apresentados em equilíbrio, considerando particularidades locais, a fim de que esses indicadores e levantamento de informações sejam utilizados para o apoio da gestão municipal, comunidade acadêmica e sociedade no contexto da gestão integrada de resíduos. Com base nisso, a relevância da pesquisa está na proposição metodológica da integração das técnicas de Ciclo de Vida para avaliação de sustentabilidade com vistas à replicabilidade e contribuição para o desenvolvimento do método.

1.2 JUSTIFICATIVA

A Política Nacional de Resíduos Sólidos confirma a responsabilidade do ente municipal sobre a gestão dos resíduos quando afirma que “incumbe ao Distrito Federal e aos Municípios a gestão integrada dos resíduos sólidos gerados nos respectivos territórios” (BRASIL, 2010, Art. 10). Essa incumbência representa um grande desafio para a municipalidade, pois a gestão integrada implica na adoção de uma visão sistêmica; busca pelo desenvolvimento sustentável; o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania. Dessa forma, o desafio da gestão municipal é definir estratégias, ações e políticas públicas que considerem todos os critérios estabelecidos.

O município do Paulista faz parte da Região Metropolitana de Recife, com um nível de integração muito alto com a metrópole; tem uma população de mais de 300 mil habitantes; um distrito industrial consolidado na região e está em processo de dinamismo imobiliário, principalmente pela instalação de conjuntos habitacionais, e na oferta de serviços. Essas características são consideradas relevantes nos indicadores de estudo da gestão de resíduos sólidos e representa uma demanda por pesquisas que considerem essas relações e a sustentabilidade da gestão, constituindo o estímulo para escolha da cidade de Paulista para realização do trabalho acadêmico.

As metodologias de análise de ciclo de vida abordam os aspectos e critérios para análise da sustentabilidade dos sistemas de gerenciamento de resíduos municipais de maneira holística e têm sido utilizadas para esse fim em diferentes pesquisas (NEUGEBAUER *et al.*, 2015; AYODELE *et al.*, 2017; PETIT-BOX *et al.*, 2017; LEWANDOWSKA *et al.*, 2018; GENEROWICZ *et al.*, 2023). Laurent *et al.* (2014a) afirmam que um dos desafios da comunidade científica da área da ACV é a representação inadequada do pensamento de ciclo de vida nos países em desenvolvimento. No Brasil, já existem trabalhos desenvolvidos na área, inclusive com aplicação na região Nordeste (MERSONI; REICHERT, 2017; COELHO; LANGE, 2018; BERTICELLI *et al.*, 2020; NÓBREGA *et al.*, 2019; LINS *et al.*, 2020). No entanto, há poucos trabalhos que fizeram uma análise global da sustentabilidade, ou seja, análise dos aspectos ambientais, sociais e econômicos através da metodologia do ciclo de vida (SANTIAGO, 2019) na região nordeste. Não foram encontradas em bases de dados de periódicos científicos, disponíveis no Periódicos Capes, durante a elaboração dessa tese, publicações com essa metodologia (ASCV) realizadas no município de Paulista ou mesmo no estado de Pernambuco.

Dessa forma, a tese pretende contribuir com os estudos de sustentabilidade da gestão de resíduos sólidos municipais, bem como o desenvolvimento das metodologias de ciclo de vida nas dimensões social, ambiental e econômica. A principal contribuição técnica, gerencial e social é o apoio à gestão pública e, em uma visão ampla, a localidades com características semelhantes, na definição de estratégias para o manejo dos resíduos.

1.3 OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo geral analisar o desempenho econômico, social e ambiental de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares através da Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida, com estudo de caso no município de Paulista, Pernambuco.

Os objetivos específicos a serem atingidos são:

- Diagnosticar o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares do município em estudo;
- Modelar e aplicar a Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida para um sistema de gerenciamento de resíduos sólidos municipais;
- Propor rotas tecnológicas alternativas de gerenciamento de resíduos e comparar o desempenho ambiental, econômico e social na perspectiva do ciclo de vida.

1.4 ESTRUTURA DA TESE DE DOUTORADO

1: contextualiza e justifica a problemática da pesquisa e assim orienta o leitor ao tema, compreendendo a introdução (contextualização e justificativa) e os objetivos (geral e específicos) a serem alcançados;

2: apresenta o referencial teórico do estudo, abrangendo os temas de importância para a pesquisa, como os aspectos conceituais do gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos; a sustentabilidade referente a resíduos sólidos; conceitos, limitações e aplicação das técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida.

3: descreve os procedimentos metodológicos utilizados no trabalho, de forma a caracterizar o tipo de pesquisa adotada e os aspectos do método empregado para avaliar a sustentabilidade do ciclo de vida de sistemas de gerenciamento de resíduos;

4: refere-se ao estudo de caso e aplicação dos métodos propostos para alcance dos objetivos da pesquisa, bem como as discussões dos resultados encontrados.

5: refere-se às conclusões/recomendações do trabalho.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

A geração de resíduos pela humanidade tem ocorrido sempre e, desde quando os homens deixaram de ser nômades e passaram a viver em comunidades, tem aumentado (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2015). Em tempos remotos, a quantidade gerada era menor e constituída principalmente de resíduos orgânicos, possibilitando com maior facilidade que fossem assimilados sem prejudicar o meio ambiente (BIANCO, 2018). No Brasil, os serviços de limpeza urbana começaram ainda no Império, na cidade de São Sebastião do Rio de Janeiro, a então capital do país. Foi assinado o Decreto nº 3024, em 25 de novembro de 1880, aprovando o contrato de limpeza e irrigação da cidade. Até então, a evolução dos serviços aconteceu, mas ainda não está em situação satisfatória (MONTEIRO *et al.*, 2001).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei 12.305 de 02 de agosto de 2010, é o marco legal e regulatório que dispõe sobre princípios, objetivos e instrumentos, bem como as diretrizes de gestão e gerenciamento integrado de resíduos sólidos (BRASIL, 2010). Após 20 anos de discussão no Congresso, a lei adotou um texto moderno, prevendo instrumentos como a hierarquização e priorização em prevenção e redução da geração de resíduos, bem como conceitos inovadores como logística reversa, responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto entre poder público, iniciativa privada e cidadão (GRISA; CAPANEMA, 2018).

Nesse contexto, a legislação brasileira traz a diferença entre resíduo e rejeito – em que este último são “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” (BRASIL, 2010, Art. 3 – XV).

Os resíduos sólidos urbanos são os domiciliares - os quais são originários das atividades domésticas em residências urbanas - e os de limpeza urbana - que são originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas. Ainda estão incluídos nos RSU os resíduos de estabelecimentos comerciais que por suas características se enquadram na categoria dos resíduos domiciliares. Esses resíduos, em linhas gerais, são considerados não perigosos e não inerte, pois não trazem características

de periculosidade, no entanto, não apresentam inércia química, especialmente com a água, ainda que, eventualmente, sejam descartados junto com os RSU frações perigosas ou inertes (AYODELE et al., 2018; PAES, 2018).

Segundo McDougall *et al.* (2001), os resíduos sólidos urbanos são, por natureza, um dos tipos mais difíceis para gestão, isso porque contém uma grande diversidade de materiais misturados e sua composição pode variar de acordo com a região ou país, por aspectos sociais, econômicos, culturais e climáticos. Também está relacionada à distribuição de renda, conscientização da população e a capacidade de gestão do ente público. Apesar da dificuldade advinda da composição desses resíduos, a sua gestão deficiente está associada a problemas ambientais e de saúde e conseqüente redução da qualidade de vida da população.

Desde a promulgação da Constituição Federal do Brasil, em 1988, (BRASIL, 1988) o saneamento básico passou a ser um direito de todos e de responsabilidade dos municípios, o que inclui o encargo pela limpeza urbana e gestão dos resíduos sólidos, desde a coleta até a disposição final.

Segundo a Lei nº 14.026/2020 (BRASIL, 2020), o novo Marco Legal do Saneamento, o serviço público de limpeza urbana e de manejo de resíduos sólidos urbanos compreende as atividades e a disponibilização e manutenção de infraestruturas e instalações operacionais de coleta, varrição manual e mecanizada, asseio e conservação urbana, transporte, transbordo, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos domiciliares e dos resíduos de limpeza urbana. De acordo com esta mesma legislação, os titulares dos serviços públicos de saneamento básico poderão delegar a organização, a regulação, a fiscalização e a prestação desses serviços, mediante celebração de contrato de concessão.

Dessa forma, um dos instrumentos da Política Nacional de Resíduos Sólidos é o incentivo a adoção de consórcios ou outras formas de cooperação entre os entes da federação de forma a promover a regionalização da gestão dos resíduos. Os consórcios públicos são estabelecidos de acordo com a Lei federal nº 11.107/2005 (BRASIL, 2005) e constituem uma alternativa para gestão integrada dos resíduos municipais, seja pela definição de um local adequado para disposição final, quanto para melhor alocação de recursos, além de atender um maior número de municípios (SCHNEIDER; RIBEIRO; SALOMONI, 2013). A sustentabilidade desses sistemas está centrada em políticas públicas para redução da geração de resíduos e

consequentemente da disposição final, bem como na utilização de aterros sanitários em escala otimizada com inclusão dos catadores de materiais recicláveis e geração de trabalho e renda (FERREIRA; JUCÁ, 2017). Os principais desafios estão centrados na segurança jurídica e financeira na operação desses consórcios.

Outra possibilidade que o poder público dispõe para delegar sua titularidade no manejo dos resíduos sólidos urbanos é através da Parceria Público-Privada (PPP), regulamentada pela Lei nº 11.079/2004 (BRASIL, 2004). As PPPs são contratos administrativos de concessão de serviço público em que o parceiro privado é responsável pelo investimento em infraestrutura e operação dos serviços e o parceiro público o remunera em longo prazo através de contraprestações. A lei em questão define que as PPPs são contratos cujo prazo varia entre 5 e 35 anos e um valor que não pode ser inferior a R\$ 10 milhões.

Quaisquer que sejam a escolha da administração, duas questões importantes devem ser consideradas: a remuneração correta e suficiente dos serviços prestados, bem como ter garantia na arrecadação de receitas destinadas à limpeza urbana (MONTEIRO *et al.*, 2001). De toda forma, de acordo com Menikpura, Sang-Arun e Bengtsson (2013), à medida que a sociedade avançou, soluções simples não são mais apropriadas para tratar a complexa gestão dos resíduos, e, geralmente, não existe um sistema de tratamento único que seja apropriado para toda as frações de resíduos. Por isso, é essencial que uma combinação de tecnologias seja adotada, em uma perspectiva de recuperação de materiais, políticas e programas de gestão do fluxo de resíduos, considerando as particularidades locais.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos traz definições importantes sobre gestão e gerenciamento de resíduos. A lei define a gestão integrada de resíduos como 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 do desenvolvimento sustentável”. Já o gerenciamento de resíduos é “o 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” (BRASIL, 2010. Art. 3).

Um sistema integrado de gerenciamento considera as características locais em relação à composição, coleta e reciclagem dos resíduos, bem como os desafios ambientais; o financiamento e custos, considerando a viabilidade econômica das

soluções disponíveis; e a qualidade de vida da população (GIZ, 2017; BARROS; SILVEIRA, 2019). Assim, em uma perspectiva global, o gerenciamento de resíduos passa de uma visão simplória voltada apenas para coleta e disposição final e passa a incorporar a economia de ciclos fechados.

Dessa forma, o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos é um processo complexo e se utiliza de três ferramentas principais: legislação, instrumentos econômicos e infraestrutura (POLZER, 2017). Envolve uma variedade de tecnologias e métodos sujeitos a diretrizes legais e fatores ambientais, sociais, econômicos e cultural, visando proteger tanto a saúde da população quanto ao meio ambiente (BRASIL, 2010).

O manejo dos resíduos tem o potencial de geração de impactos ambientais negativos resultantes de emissões gasosas, líquidas e resíduos finais de processamento. Com relação às emissões gasosas, o tratamento dos RSU, ou a ausência de manejo, pode ser importante fonte de emissão de gases do efeito estufa que causam o aquecimento global. Medidas como redução da geração, reciclagem, compostagem e aproveitamento energético dos gases em aterros sanitários reduzem a emissão desses poluentes para a atmosfera. Da mesma forma, a eficiência do sistema de coleta e transporte pode reduzir a emissão de gases, bem como evitar que os materiais cheguem aos corpos d'água e causem problemas na rede de drenagem.

Os aterros sanitários, principal forma de disposição final no Brasil, possui regulamentações e medidas de controle ambiental que acarreta em relevantes custos de implantação e operação e dificuldade na escolha do local, que geralmente ficam distantes das fontes geradoras, implicando em grandes distâncias de transporte. Assim, um sistema sustentável de gerenciamento de resíduos deve visar a diminuição da quantidade de resíduos que vai para os aterros e escolha de práticas e tecnologias estratégicas para o poder público (REICHERT, 2013).

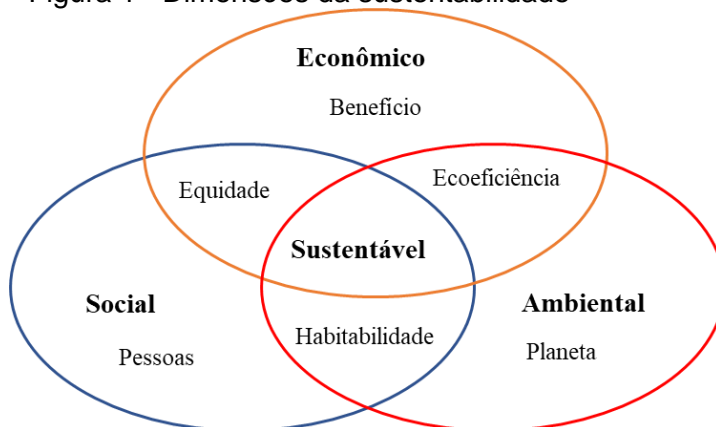
2.2 SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO DE RESÍDUOS

O conceito de sustentabilidade versa sobre como os seres humanos devem se relacionar com a natureza, uns com os outros e às futuras gerações, sendo coerente com o crescimento econômico sustentado e com a justiça social, no uso parcimonioso dos recursos naturais (SARTORI *et al.*, 2014). A sustentabilidade

surgiu como uma qualidade intrínseca ao planejamento e por isso tem sido aplicada como forma de avaliação do desenvolvimento urbano. Métodos, técnicas e instrumentos para avaliação da sustentabilidade urbana auxiliam em como as cidades podem se tornar mais sustentáveis (VALIM *et al.*, 2018).

Os conceitos de desenvolvimento sustentável e sustentabilidade, em alguns momentos, confundem-se e são tratados como sinônimos. O Relatório *Brundtland* propôs o conceito de desenvolvimento sustentável, o qual se refere ao desenvolvimento que satisfaça as necessidades do presente, sem comprometer as futuras gerações de satisfazerem suas próprias necessidades (ONU, 1988). Neste momento, o elemento humano foi considerado, ou seja, não se trata somente do impacto da atividade econômica sobre o meio ambiente, mas também as consequências dessa relação sobre a qualidade de vida da população presente e futura (Figura 1). Os sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos constituem uma questão transversal que afeta diversas áreas do desenvolvimento sustentável em cada uma das três dimensões da sustentabilidade, tais como condições de vida, saneamento, saúde pública, ecossistemas terrestres e marinhos, acesso a empregos decentes e ao uso sustentável dos recursos naturais.

Figura 1 - Dimensões da sustentabilidade



Fonte: Adaptado de Sonnemann *et al.* (2015).

Nesse sentido, os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), lançados em 2015, constituem a nova agenda internacional voltada para as três dimensões clássicas da sustentabilidade: economia, meio ambiente e sociedade. São 17 ODS, acompanhados de 169 metas e indicadores atualizados continuamente para mensurar a execução desses

objetivos. Aqueles que estão diretamente relacionados a gestão de resíduos sólidos são os ODS 6, 11 e 12, respectivamente: Saneamento para todos, Cidades e Comunidades Sustentáveis e Consumo e Produção Sustentáveis. Por exemplo, uma das metas do ODS 12 é “até 2030, reduzir substancialmente a geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso” (ONU, 2015).

A gestão dos resíduos gerados nas cidades, exatamente por envolver aspectos ligados às questões ambientais, sociais e econômicas, é uma questão estratégica em todo o mundo e está diretamente atrelada a sustentabilidade. Segundo Cobo, Ramos e Irabien (2018), a gestão de resíduos é fundamental para atender as necessidades futuras da sociedade de maneira sustentável. Segundo Silva *et al.* (2017), a gestão de resíduos é melhor compreendida como uma parte necessária da agenda de sustentabilidade, exigindo soluções mais holísticas que levem em conta os conceitos de produção e consumo sustentáveis e de economia circular.

Para Fuss *et al.* (2018), um sistema integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos é reconhecido como uma boa oportunidade para criação de empregos decentes, incentivo ao consumo responsável e proteção ao meio ambiente. No entanto, especialmente em países em desenvolvimento, as infraestruturas existentes para gerenciamento de resíduos são inadequadas, resultando em degradação ambiental e perda de recursos naturais (PASSARINI *et al.*, 2014; AYODELE *et al.*, 2017).

Nesse sentido, o gerenciamento de RSU tem evoluído em busca de uma visão sistêmica, promovendo a ideia de um sistema aberto no qual todos os atores envolvidos – governo (que definem as políticas públicas), empresas privadas (que realizam os serviços públicos de manejo dos resíduos), sociedade e organizações não governamentais (que obedecem às políticas) – interagem em todas as etapas de gerenciamento e são corresponsáveis pelo sucesso delas (COSTA *et al.*, 2017).

A ideia da gestão integrada, por sua vez, também está associada da Economia Circular, modelo econômico que busca a reintrodução dos resíduos na cadeia produtiva, mantendo-os em sua mais alta utilidade e valor, de forma a reduzir a pressão sobre os recursos naturais, ou seja, busca-se o fechamento do ciclo de vida dos produtos (ZAGO; BARROS, 2019). Ao mesmo tempo, a economia circular proporciona a sustentabilidade econômica através da economia de material necessária, da otimização dos produtos a fim de reduzir o desperdício, e da

reutilização. Dessa forma, enquanto o desenvolvimento sustentável busca o equilíbrio entre aspectos sociais, econômicos e ambientais, a economia circular contribui positivamente para reconciliar todos esses elementos devido a sua lógica subjacente que visa a uma economia mais verde com o uso ambientalmente adequado dos recursos e melhoria do bem-estar dentro e entre gerações (GHISELLINI; CIALANI; ULGIATI, 2016).

A circularidade é um contraponto ao modelo linear – extrair, transformar e descartar – o qual foi determinante para o desenvolvimento industrial e o crescimento econômico mundial, mas a constante pressão sobre os recursos, o risco de esgotamento e o aumento do consumo alertam para uma reflexão no uso de materiais e energia (LIEDER; RASHID, 2016) e as cidades estão no centro desse debate. Conceitos como reciclagem, reaproveitamento e reutilização, logística reversa, fluxo de materiais e ciclo de vida de produtos e sistemas estão na essência do desenvolvimento de cidades sustentáveis e circulares.

Assim, as premissas da gestão integrada e sustentável de resíduos está alinhada a essa agenda internacional no ponto em que representa um conjunto de princípios de gerenciamento ambiental e economicamente adequados, de forma sustentável e socialmente aceitável. No entanto, existe uma diversidade de municípios, com diferentes composições de resíduos, o que leva a um contexto específico de gestão de resíduos para cada região (BERTICELLI; KORF; PANDOLFO, 2017). Além disso, os orçamentos dos municípios são limitados e interesses políticos, econômicos e comerciais divergentes leva a gestão pública a adotar soluções de curto prazo, de custo mais baixo e geralmente insustentável (FUSS *et al.*, 2018).

Segundo Kaufman, Krishnan e Themelis (2010), a implementação de estratégias eficientes de gerenciamento integrado e sustentável de RSU requer o uso de ferramentas da gestão ambiental que permitam uma comparação orientada entre alternativas de sistemas de gerenciamento. De acordo com Wilson *et al.* (2015), medir o desempenho de sistemas de gerenciamento de resíduos ajuda a cidade estabelecer prioridades de ação. Dessa forma, os gestores públicos locais necessitam de informações gerenciais e estratégias para que se invista não só em serviços públicos com tecnologias apropriadas, com melhor prestação desses serviços, mas também para que sejam adotadas novas práticas e postura, criando uma nova cultura para o gerenciamento de resíduos (MARCHI, 2015).

A Agenda 21 - programa de ação para alcance do desenvolvimento sustentável dos países -, lançada na Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, no Rio de Janeiro, em 1992, abordou pela primeira vez a necessidade da elaboração de indicadores como instrumento capaz de avaliar o grau de sustentabilidade das comunidades. O texto aponta que os indicadores econômicos, isoladamente, não seriam capazes de monitorar corretamente a sustentabilidade e que ajustes no processo de tomada de decisões são necessários para uma integração plena entre os fatores ambientais, sociais e econômicos e que as decisões se baseiem cada vez mais em informações consistentes (CNUMAD, 1992).

No âmbito da gestão, os indicadores têm o objetivo de mensurar e/ou qualificar a realidade, de forma a melhor compreendê-la, entendendo as diversas relações existentes entre os componentes constituintes. Desta forma, os indicadores constituem ferramentas para análise da realidade, fornecendo informações e definindo critérios para formulação de estratégias e ações em diferentes escalas de atuação – global, nacional e regional – e por diferentes agentes – tomadores de decisão, políticos, economistas, técnicos e a sociedade em geral (RAMOS, 2013; VON SPERLING; VON SPERLING, 2013).

No contexto da sustentabilidade, indicadores e índices são ferramentas que auxiliam no monitoramento da operacionalização do desenvolvimento sustentável, tendo como função principal fornecer informações sobre o estado das diversas dimensões que o compõe (CARVALHO *et al.*, 2011). Podem fornecer informações essenciais na avaliação de um sistema em estudo, em seu estado atual, e uma alternativa na construção de cenários futuros que visem à sustentabilidade.

No tocante à avaliação da sustentabilidade de sistemas de gerenciamento de resíduos urbanos, Valim et al. (2018) afirma que a metodologia a ser considerada deve abranger um sistema integrado de gerenciamento, ou seja, aquele que aplique uma escolha adequada de tecnologias e técnicas e que corresponda as necessidades e condições locais. A avaliação deve servir para auxiliar na tomada de decisão e planejamento quanto a redução de gastos, identificação de prioridades, e ainda contribuir para a melhoria contínua da sustentabilidade do sistema. Essa melhoria contínua inclui preocupações com a saúde pública, proteção ambiental, disponibilidade dos recursos, valoração dos resíduos, condições climáticas, geração

de empregos, oportunidades de negócios, envolvimento do público e das partes interessadas (CUCCHIELLA et al., 2014).

Os indicadores da dimensão ambiental para gestão de resíduos sólidos vão avaliar a emissão de gases do efeito estufa, taxa de reciclagem, qualidade do ar e da água, poluição do solo, impactos na biodiversidade e uso do solo e conservação de recursos naturais. De um modo geral, a dimensão ambiental estará preocupada com as mudanças climáticas e proteção da matéria-prima natural, bem como a emissão de efluentes líquidos, gasosos e resíduos sólidos (SANTIAGO, DIAS, 2012; COELHO, 2018; CIFRIAN, ANDRES, VIGURI, 2015).

A dimensão econômica é importante ao passo que o custo do gerenciamento dos resíduos para o município constitui um dos principais desafios, especialmente em países em desenvolvimento. A ONU estima que entre 20 e 30% do orçamento das cidades é destinada para coleta e disposição dos resíduos (KAZA *et al.*, 2018), o que significa que em um sistema de análise, a escassez de recursos deve ser considerada para que se vise a uma eficiente alocação (JUCÁ *et al.*, 2014). Os indicadores dessa dimensão estão, geralmente, associados a custos e autofinanciamento do sistema de gerenciamento de RSU, bem como à valoração dos resíduos, são exemplos o Produto Interno Bruto (PIB) e a Renda per capita.

A dimensão social é avaliada por indicadores que monitoram a realidade social, instrumentalizando a formulação e reformulação de políticas públicas (RAMOS, 2013). No tocante à temática dos resíduos sólidos urbanos, Den Boer *et al.* (2007) afirmam que a avaliação social deve abordar três perspectivas: aceitabilidade social, equidade social (distribuição igualitária dos benefícios e malefícios entre os cidadãos advindos do sistema de gerenciamento) e função social. Considerando a política nacional de resíduos, o envolvimento da população, a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto e a inclusão da comunidade de catadores de recicláveis são importantes aspectos sociais a serem considerados na avaliação da sustentabilidade (BRASIL, 2010).

Dentre as metodologias de avaliação de desempenho sustentável se destaca a Avaliação do Ciclo de Vida. O método é comumente utilizado para modelar e avaliar impactos ambientais de produtos e serviços e, mais recentemente, para avaliação ambiental de tecnologias e sistemas de gerenciamento de resíduos, incentivado pela legislação europeia (HAUPT *et al.*, 2018) e também citado na Política Nacional de Resíduos Sólidos através de um dos seus objetivos, que é o

“estímulo à implementação da avaliação do ciclo de vida do produto” (BRASIL, 2010). Além da dimensão ambiental, a metodologia de ciclo de vida tem sido desenvolvida para análise de custos e de impactos sociais, constituindo uma metodologia abrangente que pode fornecer indicadores de sustentabilidade – em suas variadas dimensões - para avaliação de desempenho de sistemas de gestão.

2.3 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA: CONCEITOS E METODOLOGIAS

Considerando a importância da mensuração da sustentabilidade no manejo dos resíduos sólidos, devido aos impactos ambientais, bem como a direta relação com a saúde da população e a sustentabilidade financeira, essa seção buscou esclarecer a metodologia de Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), através do entendimento de pesquisas sobre o tema, bem como discute a ideia do Pensamento de Ciclo de Vida, como proposta de tomada de decisão holística. Essa etapa da pesquisa abordou o tripé da sustentabilidade pela visão de ciclo de vida e suas técnicas de análise, as quais foram apresentadas em conceitos históricos, presença na literatura científica e aplicação em sistemas de gerenciamento de resíduos. Também nesta seção foi tratada as limitações da técnica em estudo.

2.3.1 Pensamento de Ciclo de Vida

Considerando a visão holística da sustentabilidade e da própria metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, as pesquisas avançaram e houve uma demanda por metodologias de avaliação de ciclo de vida mais abrangentes, para além dos impactos ambientais das atividades, sobre as outras dimensões da sustentabilidade: a econômica e a social. Isso porque, com frequência, as decisões são tomadas baseadas em critérios políticos e/ou econômicos, deixando-se de lado questões ambientais e sociais e as diferenças culturais (UNEP, 2011). Dessa forma, a abordagem de ciclo de vida passa a ser conhecida como Pensamento de Ciclo de Vida.

O Pensamento de Ciclo de Vida é um conceito que entende os produtos, bens e serviços com ciclos de vida complexos e com vários estágios, os quais têm consequências sociais, econômicas e ambientais (LEWANDOWSKA *et al.*, 2018). O Pensamento e Avaliação do Ciclo de Vida são considerados elementos vitais para

análise da sustentabilidade e cada vez mais mencionados como ferramenta de informação para decisões abrangentes e holísticas em ambientes profissionais e políticos (POMBO *et al.*, 2019). Segundo Neugebauer *et al.* (2015), o conceito de pensamento de ciclo de vida desempenha um papel importante na implementação prática dos aspectos da sustentabilidade. No contexto de políticas públicas, a abordagem da ACV pode exercer um papel relevante na antecipação de problemas e avaliação de políticas na medida que fornece uma base científica para discussão de normas e regulamentos ambientais (REALE *et al.*, 2017).

A Avaliação do Ciclo de Vida sob o enfoque dos impactos ambientais passou por uma evolução nas últimas três décadas e possui uma estrutura bem desenvolvida. A abordagem do ciclo de vida foi ampliada de forma a incluir o Custo de Ciclo de Vida (CCV) e a Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACVS), alinhada, desta forma, com o tripé da sustentabilidade. Os especialistas da área passaram a discutir a estrutura da Avaliação da Sustentabilidade de Ciclo de Vida, a qual pretende encontrar um equilíbrio (*trade-off*) apropriado entre questões econômicas, ambientais e sociais para se discutir uma tomada de decisão holística e sustentável. Kloepffer (2008) então estruturou a Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV) como uma combinação das três abordagens:

$$ASCV=ACV+CCV+ACVS$$

Onde:

ASCV: Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida

ACV: Avaliação do Ciclo de Vida

CCV: Custo do Ciclo de Vida

ACVS: Avaliação do Ciclo de Vida Social

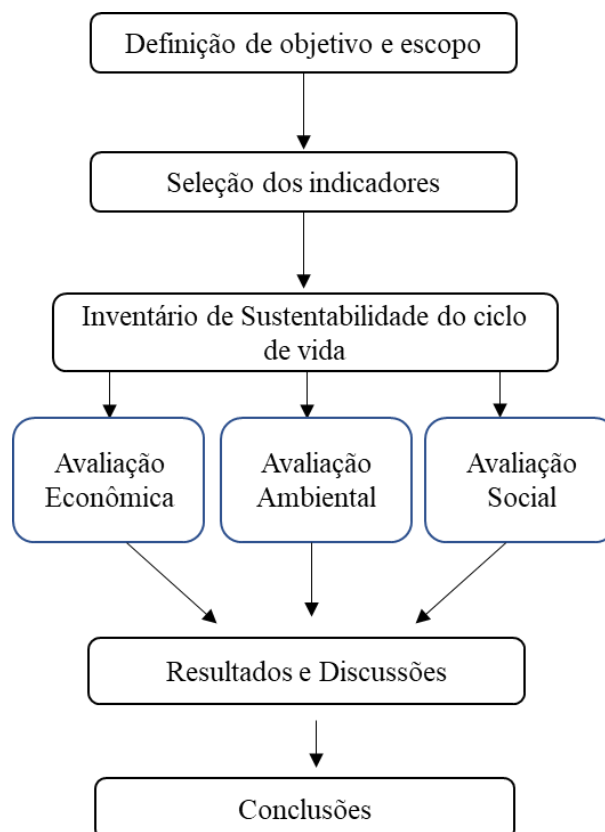
Finkbeiner *et al.* (2010) afirmam que o Pensamento de Ciclo de Vida é um conceito qualitativo, operacionável através da ASCV, a qual se apoia na metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida estruturada pelas normas ISO 14.040 e 14.044 (ABNT, 2009). Segundo Kiss (2018), a intersecção entre as metodologias é que pode responder de forma integral e consistente sobre a sustentabilidade de um produto ou serviço. As contribuições dessa perspectiva incluem a mudança de percepção dos problemas pelas partes interessadas, constitui uma ferramenta

comparativa para medir a eficácia de políticas públicas, bem como pode ser instrumento de comunicação e educação para a população, sempre em uma perspectiva de desenvolvimento sustentável (POMBO *et al.*, 2019).

A metodologia de Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida foi promovida e é desenvolvida pela *Life Cycle Initiative*, uma parceria público-privada, iniciada em 2002, apoiada pelo Programa das Nações Unidas pelo Meio Ambiente (PNUMA) e engajada por várias partes interessadas (governos, empresas, organizações científicas e a sociedade civil) que busca construir um consenso científico na aplicação da abordagem de ciclo de vida na agenda global de desenvolvimento sustentável.

A metodologia de Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida integra as três dimensões clássicas da sustentabilidade através de três técnicas integradas e, por isso, a modelagem das técnicas deve ser semelhante, com definição de limites consistentes (Figura 2). Dessa forma, a ASCV consiste em três métodos que estão diante do mesmo sistema, no entanto, com funções de destino diferentes, ou seja, sob perspectivas diferentes (NEUGEBAUER *et al.*, 2015).

Figura 2 - Avaliação da Sustentabilidade de ciclo de vida



Fonte: Adaptado de Akber *et al.* (2017).

As diferentes abordagens de ciclo de vida têm sido especialmente incentivadas pela União Europeia, no qual seus membros se destacam no uso da ferramenta em políticas públicas, inclusive na gestão de resíduos sólidos urbanos. Para uma adequada gestão desses resíduos, a Diretiva Europeia sobre resíduos acredita que o Pensamento de Ciclo de Vida pode ajudar os formuladores de políticas a escolher as melhores opções ambientais, considerando um futuro mais eficiente em termos de recursos e da sustentabilidade. O gestor de resíduos muitas vezes se deparará com questões locais e regionais, tais como: é melhor reciclar ou recuperar energia? A emissão de gases de efeito estufa na etapa de coleta justifica os benefícios gerados? Quais são os pontos de equilíbrio para determinado fluxo de resíduos? Assim, a abordagem de Ciclo de Vida pode fornecer os meios para se avaliar os benefícios e desvantagens segundo os critérios estabelecidos (COMISSÃO EUROPEIA, 2010).

No entanto, existem limitações a serem superadas na Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida, pois enquanto a metodologia da ACV é padronizada internacionalmente, as demais técnicas não estão no mesmo nível de maturidade. Isso significa que é um campo de estudo ativo e as contribuições acadêmicas têm papel importante nessa evolução a partir das pesquisas, construção de base de dados e indicadores e uma estrutura clara de seleção de indicadores, bem como modelos de avaliação de impactos e aplicação dos métodos. Para tanto, é necessária a revisão dos trabalhos já existentes e entender o que já está sendo feito na construção das metodologias para o crescimento da Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida, especialmente na gestão de resíduos sólidos urbanos, isso porque Neugebauer *et al.* (2015) afirmam que a complexidade dos métodos existentes, e a apresentação dos resultados, são os principais obstáculos para os tomadores de decisão implementarem métodos baseados no ciclo de vida para avaliar a sustentabilidade.

2.3.2 Dimensão ambiental: Avaliação do Ciclo de Vida

O marco inicial dos estudos de ACV para mensurar impactos e o desempenho ambiental de produtos foi um estudo solicitado pela companhia Coca-Cola, no ano de 1969. A pesquisa, embora nunca publicada, tinha como objetivo comparar diferentes tipos de garrafas a fim de determinar qual delas possuía o menor

consumo de recursos e a menor quantidade de emissões. O estudo foi solicitado ao *Midwest Research Institute* (MRI) e até então havia sido denominado como “análises de recursos e perfil ambiental”. As indústrias começaram a utilizar a ACV como ferramenta de gestão a partir da década de 1980, com seus projetos iniciais voltados para o estudo da eficiência de determinadas fontes energéticas, motivadas, principalmente pela crise de petróleo na época (MARTINS, 2017).

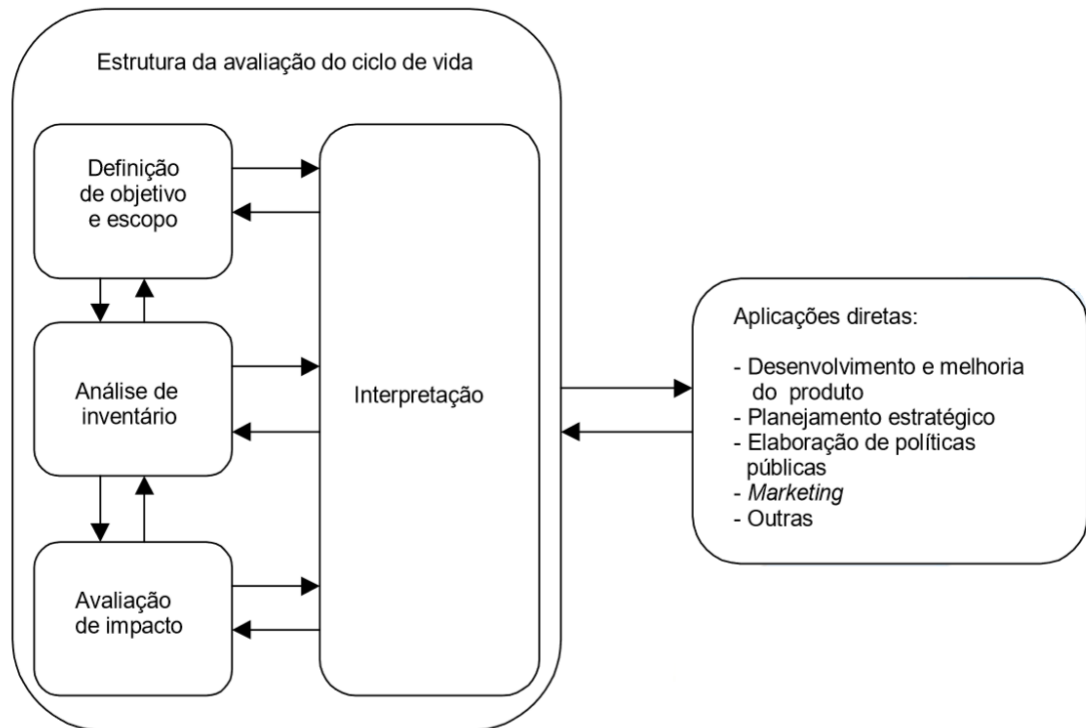
A padronização da metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida aconteceu na década de 1990 com as publicações das normas da série ISO 14.000, resultante das propostas feitas pela *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC), uma organização mundial dedicada ao estudo de soluções ambientais. A partir da padronização, foram desenvolvidos os bancos de dados e os softwares, disponibilizados comercialmente, o que favoreceu uma maior disseminação da ferramenta (ARAÚJO, 2013). Em alguns países, a ACV foi disseminada pelo seu uso na formulação de políticas públicas. Na Alemanha, é essa técnica que orienta as cotas obrigatória de reuso e reciclagem; no México, no Peru e no Chile, o uso da ACV é obrigatório na legislação de biocombustíveis (COELHO FILHO, SACCARO JUNIOR, LUEDEMANN, 2016).

No Brasil, os estudos da ACV tiveram início a partir da década de 1990 com a criação do subcomitê da Associação Brasileira de Normas Técnicas - ABNT, que passou a integrar o Comitê Técnico (TC 207) da ISO, a qual trabalhou na elaboração das normas da família ISO 14.000. Dessa forma, a metodologia da ACV foi normatizada no Brasil pela ABNT ISO 14.040 (ABNT, 2009a), apoiada pela ABNT ISO 14.044 (ABNT, 2009b), e está direcionada, em sua concepção, para responder às questões ambientais quanto a formulação de políticas públicas, suporte a certificação de produtos, informações para os tomadores de decisão e no desenvolvimento de novos produtos, processos, tecnologias ou atividades (MARTINS, 2017; PAES, 2018).

Segundo a Norma ISO 14.040 (ABNT, 2009), a Avaliação do Ciclo de Vida caracteriza-se pela abordagem sistemática e adequada dos aspectos ambientais e os possíveis impactos do sistema em estudo, ao longo de todo seu ciclo de vida. É importante destacar que a Norma permite a inclusão de novas descobertas científicas e melhorias no estado-da-arte da tecnologia, bem como cita que não há bases científicas que reduzam a pesquisa de ACV a um único número ou

pontuações globais. Isso porque existem *trade-offs*¹ e complexidades para os sistemas analisados e nos seus diferentes estágios de ciclo de vida. Dessa forma, as fases da ACV devem incluir a definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação de resultados (Figura 3).

Figura 3 - Estrutura Metodológica da Avaliação de Ciclo de Vida



Fonte: ABNT (2009).

A primeira fase da ACV é qualitativa (COELHO FILHO, SACCARO JUNIOR, LUEDEMANN, 2016). Segundo as Normas ABNT ISO 14.040 e 14.044 (ABNT, 2009), o objetivo deve declarar a aplicação pretendida, os motivos para se conduzir a pesquisa e o público-alvo, isto é, a quem se pretende comunicar os resultados alcançados. Por exemplo, nessa fase é informado se o estudo tem o objetivo de comparar alternativas ou se é um estudo descritivo de um processo (ARAÚJO, 2013). O escopo vai indicar a abrangência e limites do estudo e o sistema de produto.

Um sistema é definido como um conjunto de unidades de processo, conectadas material e energeticamente, as quais cada uma exerce uma ou mais funções definidas (ABNT, 2009). Para Paes (2018), o sistema de produto consiste no

¹ Balanço entre prós e contras (ABNT, 2009)

conjunto de atividades antrópicas sobre as quais as técnicas de ACV serão aplicadas. No caso da gestão de resíduos urbanos, o sistema é comumente composto pelas etapas do gerenciamento e cada uma de suas funções específicas. Por sua vez, a unidade funcional é uma unidade de referência de um sistema para o qual entradas e saídas são relacionadas. Em estudos de ACV na gestão de resíduos, a unidade funcional é geralmente unitária como “o tratamento de 1 tonelada de resíduos sólidos urbanos” (LAURENT *et al.*, 2014b). A fronteira de um sistema, também definida no escopo, é a interface entre um sistema e o meio ambiente, bem como entre outros sistemas. Os fatores que determinam as fronteiras são várias, tais como a aplicação pretendida, as suposições feitas, os critérios de corte, restrições de dados e custo e o público-alvo escolhido.

Após a definição do objetivo e escopo, a fase seguinte do estudo é a Análise do Inventário do Ciclo de Vida. Segundo Laurent *et al.* (2014b), essa fase é que demanda mais tempo e recursos. O inventário envolve “a coleta de dados e procedimentos de cálculo para quantificar as entradas e saídas pertinentes de um sistema de produto” (ABNT, 2009 p. 7). Entradas são materiais e energia que entram em uma etapa ou unidade do sistema em estudo, da mesma forma que saídas são os materiais e energia que saem. Podem ser o uso de recursos e liberações no ar, na água e no solo do sistema em questão. Os dados de entrada e saída (qualitativos e quantitativos) devem ser coletados para cada etapa ou unidade do processo que foi definido dentro da fronteira do sistema. A qualidade dos dados é fundamental para a boa condução e validade dos estudos de ACV.

A coleta de dados exige a construção de um fluxograma dos processos, que inclua suas inter-relações e a descrição de cada processo com entradas e saídas. Diante da complexidade das entradas e saídas são desenvolvidos banco de dados para processos ou tecnologias comumente usadas. Os bancos de dados de apoio a ACV são construídos a partir de Inventários do Ciclo de Vida de elementos comuns a vários ciclos de vida, como materiais (metálicos, cerâmicos, etc.), energia (térmica, elétrica, biomassa), transporte (rodoviário, ferroviário), entre outros.

Na fase do inventário são utilizados programas de computador (softwares) com o objetivo de facilitar a realização dos cálculos de balanço de massa e energia e análise do fluxo de materiais e energia. Os softwares armazenam os bancos de dados, possibilitando inclusive a alteração nos dados, realizando as iterações para resolução da programação linear para obtenção dos impactos ambientais do

processo, o que será importante para as fases seguintes da ACV (ARAÚJO, 2013; CAMPOLINA, SIGRIST, MORIS, 2015). A disponibilização das bases de dados nos próprios programas de ACV facilitam a própria interpretação dos resultados da ACV, pois além de reduzir o tempo na coleta de dados para o inventário e realizar a avaliação dos impactos ambientais, é possível gerar gráficos e tabelas. Eles devem oferecer facilidade no uso e reproduzir informações com precisão e rapidez, sendo que cada um tem suas características e funcionalidades próprias (COELHO, 2016).

Existem diversos banco de dados e softwares de apoio à metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida, produzidos por diferentes centros de estudo. Entre os principais bancos de dados utilizados mundialmente e suas características, destacam-se os seguintes:

- ECOINVENT

A Ecoinvent é uma base de dado desenvolvida pelo *Swiss Centre for Life Cycle Inventories* do *Swiss Federal Laboratories for Materials Testing and Research* e outras instituições de pesquisa suíças. É uma das mais completas e utilizadas mundialmente. A Ecoinvent utiliza o formato EcoSpold, de acordo com a norma ISO/TS 14048:2002, e possui cerca de 11.000 dados para produtos, serviços e processos frequentemente usados em estudos de ACV, como de energia, transporte, materiais, gestão de resíduos, agricultura, engenharia mecânica e eletrônica (ARAÚJO, 2013; ALVARENGA NETTO; LUCENTE, 2016).

- GABI DATABASE

A GaBi Database é a base de dados pertencente ao software GaBi, desenvolvido na Alemanha, e contém diversos processos coletados a partir de dados primários com empresas (pequenas e médias), associações e órgãos públicos. Os dados possuem representatividade nacional e/ou mundial e são de acesso restrito ao público, ou seja, daqueles que tem licença do GaBi ou daqueles que solicitam a compra individual do conjunto de dados de interesse. A base de dados do GaBi também é comercializada por outros softwares presentes no mercado, como o OpenLCA e o Umberto. A modelagem adotada por essa base de dados é a atribucional e os dados são atualizados anualmente (SILVA; MASONI, 2016).

- EUROPEAN REFERENCE LIFE CYCLE DATABASE

Incluída na plataforma Europeia de ACV, o banco de Dados Europeu - *European Reference Life Cycle Database* (ELCD) tem como escopo o mercado europeu e, portanto, incorpora dados de inventários de ciclos de vida de associações europeias (OLIVEIRA, 2017). Desenvolvido com o objetivo de dar suporte aos estudos de ACV europeus e também no apoio a políticas públicas de consumo e produção sustentáveis. A base de dados contempla além de processos de geração de energia e produção de materiais, processos de fim-de-vida, nos quais incluem atividades de reciclagem, aterro sanitário e usinas de tratamento de efluentes (SILVA; MASONI, 2016).

- U.S. LIFE CYCLE INVENTORY DATABASE

Da mesma forma, o banco de dados americano - U.S. Life Cycle Inventory Database – foi criado para cobrir materiais, produtos e processos comumente utilizados nos Estados Unidos da América com dados voltados para o contexto geopolítico americano e para incentivar a ACV no país. A base de dados também utiliza as normas ISO 14040 e 14044 como orientadoras metodológicas e o formato Ecospold, o mesmo da Ecoinvent, no qual são apresentadas as informações de processo, fluxos de inventário, fontes de dados e identificação do fornecedor dos dados (SILVA; MASONI, 2016).

Os principais programas de computador para análise de ciclo de vida são:

- SIMAPRO

O software SimaPro é o mais utilizado mundialmente para análises de ACV, seja profissionalmente quanto academicamente, pois apresenta flexibilidade em ser aplicada para diferentes objetivos e contém grande banco de dados vinculados, de diferentes regiões e indústrias, bem como diferentes métodos de avaliação de impactos (BEHROOZANIA; SHARIFI; HOSSEINZADEH-BANDBAFHA, 2020). É um programa desenvolvido pela Pré-Consultants da Holanda, lançado em 1990, atendendo as normas série ISO 14040. Possui grande capacidade de avaliação, com ele é possível realizar a checagem dos balanços de massa, cálculos do inventário e da caracterização dos indicadores de categoria de impactos. O

programa também permite a modificação da base de dados e métodos de avaliação para adaptação a diferentes realidades. Ainda, pode ser aplicado o método de Monte Carlo para análise de incertezas (ARAÚJO, 2013; COELHO, 2016). É um programa cuja licença tem um custo, no entanto, possui versões educacionais com valores reduzidos e até 2022, para instituições educacionais de países de baixa e média renda, podia ser oferecida licença temporária gratuita de 12 meses da versão *Faculty* do software.

- GABI

Este programa teve origem na Alemanha e possui uma base de dados própria, com cobertura mundial, além da base de dados da Ecoinvent (OLIVEIRA, 2017). Ele pode ser utilizado para avaliação de aspectos ambientais, sociais, econômicos, processos e tecnologias de ciclos de vida de produtos, serviços ou sistemas (CAMPOLINA, SIGRIST, MORIS, 2015). Oferece a capacidade de modelar os sistemas de tratamentos de resíduos, como aterro sanitário, compostagem e digestão anaeróbia (WANG *et al.*, 2020).

- UMBERTO

Também desenvolvido na Alemanha, em uma parceria entre o Instituto de Pesquisa Ambiental e Energética da Universidade de Heidelberg e o Instituto de Informática Ambiental da Universidade de Hamburgo, o programa permite que o usuário realize análises de fluxo de materiais e energias, custos de modelagem e otimização de processos, o que possibilita tanto a análise de aspectos ambientais quanto de aspectos financeiros das atividades definidas pelo sistema de produto. O software apresenta flexibilidade, com o desenvolvimento de cálculos específicos para que se aproxime o sistema ao máximo ao ambiente que o define (BORGES *et al.*, 2014; CARAPINA; STEPANOV; PROKIC, 2019).

- OPENLCA

Este é um programa livre de Avaliação de Ciclo de Vida, o qual tem código aberto e, por isso, pode ser mudado por qualquer usuário. Tem disponível ampla base de dados e várias funcionalidades, como modelagens de sistemas, aplicação de alocações e expansão e incertezas de cálculo. Apresenta a vantagem, além da

gratuidade, de ser conhecido por ser de mais fácil aprendizagem que os demais (MANSILHA *et al.*, 2017).

- IWM-2

O modelo IWM-2 foi desenvolvido por McDougall *et al.* (2001) e segue como fronteira de análise o fluxo de resíduos ao longo do seu ciclo de vida, desde que o material seja descartado até seja transformado em outro produto ou tenha, por fim, uma disposição final. Cada uma dessas etapas do ciclo de vida do resíduo possui uma janela no programa para entrada de dados, os quais estão disponíveis no sistema e que podem ser alterados. Por essas características, é especialmente desenvolvido para Avaliação de Ciclo de Vida de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (MOVAHED *et al.*, 2020; LI; NITIVATTANANON; LI, 2015).

A fase seguinte da metodologia de ACV constitui na avaliação do impacto do ciclo de vida. Nessa etapa, é realizada a associação de dados de inventário com impactos ambientais específicos e a tentativa de compreender estes impactos, ou seja, avaliar a significância dos impactos ambientais potenciais do sistema.

As categorias gerais de impacto são comumente as que afetam o uso de recursos, a saúde humana e as consequências ecológicas. Elas são classificadas em categorias *midpoint* ou *endpoint*. A primeira analisa os impactos ambientais em nível de cadeias de causa e efeito e geralmente são em maior quantidade que as categorias *endpoint*, que geralmente são apenas três e são mais gerais (OLIVEIRA, 2017).

Dessa forma, através da ACV é possível avaliar subcategorias de impacto, como: eutrofização, ecotoxicidade, bioacumulação, mudanças climáticas, toxicidade humana, depleção da camada de ozônio, acidificação, uso da terra, oxidantes fotoquímicos, entre outros (KLOEPFFER, 2008). Os dados são então multiplicados por fatores de equivalência (caracterização) para cada categoria de impacto. O impacto potencial de cada elemento do inventário é modelado quantitativamente de acordo com seu efeito ambiental a partir de métodos de avaliação de impactos, tais como: CML 2001, Eco Indicator 99, ReCiPe 2016, EPS 2000, TRACI, entre outros.

O método ReCiPe 2016, como os demais métodos, tem a característica de transformar uma lista extensa de resultados e parâmetros provenientes do inventário em um número limitado de indicadores de impactos ambientais, os quais vão orientar ao dano ambiental causado pela categoria de impacto. O método ReCiPe

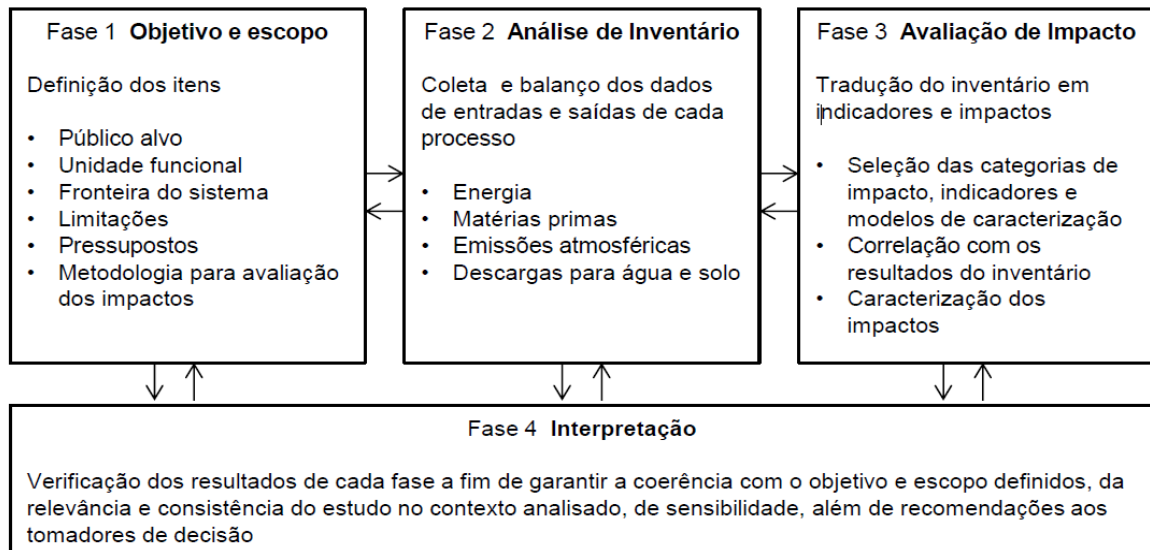
2016 apresenta seus resultados utilizando 18 indicadores de ponto médio e 3 indicadores de ponto final (ALDANA-ESPITIA *et al.*, 2017).

A escolha do método de avaliação de impactos deve ser realizada considerando a análise das questões ambientais relevantes para o ciclo de vida do produto estudado, devendo esse estar alinhado com o objetivo e escopo da ACV. Os métodos para Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida são modelos de caracterização, ou seja, o modelo de caracterização calcula fatores de substâncias específicas que expressam o impacto potencial de cada fluxo elementar em termos da unidade comum do indicador de categoria (ALVARENGA NETTO; LUCENTE, 2016). Podem ser compostos por categorias *midpoint*, *endpoint* ou ambas. A ponderação se refere a agregação dos resultados com vistas a gerar um indicador único de desempenho (OLIVEIRA, 2017).

Após esta relação, é realizada a interpretação do ciclo de vida, em que os resultados das fases anteriores, ou seja, da análise de inventário e avaliação de impactos, são combinados de forma sistemática ao objetivo e escopo do estudo, constatações da análise do inventário e da avaliação de impacto são combinados, de forma consistente, com o objetivo e o escopo definidos, de forma a obter conclusões e recomendações para os tomadores de decisão (ABNT, 2009). Nessa etapa, pode haver conclusões, no entanto, que extrapolem o objetivo e escopo do estudo, isso porque informações como desempenho técnico, aspectos sociais e econômicos podem ser considerados. A ideia do Pensamento do Ciclo de Vida é justamente sistematizar dentro da metodologia esses aspectos da sustentabilidade.

De forma geral, Angelo (2014) objetivamente resumiu as etapas e o conteúdo principal de cada uma delas para uma eficiente e representativa condução de estudo de Avaliação do Ciclo de Vida segundo as premissas estabelecidas na norma ISO 14.040, as quais serão consideradas nesse estudo aplicado a gestão de resíduos sólidos urbanos, como está representado na **Figura 4** abaixo:

Figura 4 - Principais itens das etapas de um ACV



Fonte: Angelo (2014, p. 26).

2.3.3 Dimensão econômica: Custo do Ciclo de Vida

Apesar da padronização existir voltada principalmente para os aspectos ambientais da ACV, o Custo do Ciclo de Vida (CCV) é a mais antiga das três técnicas da sustentabilidade de ciclo de vida. O primeiro estudo desse tipo foi realizado em 1933, nos Estados Unidos da América, pelo seu Escritório Geral de Contabilidade, e consistiu em uma avaliação dos custos dos tratores considerando uma perspectiva de ciclo de vida para fins de compras públicas (UNEP, 2011). No entanto, a integração da avaliação de custos dentro da metodologia da ACV com o objetivo de avaliar os custos inerentes ao ciclo de vida de produtos, serviços e tecnologias é uma proposta mais recente, desenvolvida por um grupo de trabalho específico da Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química (SETAC), entre os anos de 2002 e 2007. Tal estudo lançou as bases e diretrizes para o uso do CCV, o qual deve ter a mesma estrutura padronizada pela ISO 14.040 (MENNA *et al.*, 2018).

A aplicação do Custo do Ciclo de Vida tem sido discutida nos últimos anos como elemento do pilar econômico da avaliação da sustentabilidade. Nos países desenvolvidos, há um maior desenvolvimento da técnica no setor de compras públicas, ao avaliar o custo total de bens de vida longa (objetos de construção, infraestrutura, ferrovias, trens e projetos de aviação), que implica em custos elevados. É uma metodologia útil para monitorar custos sob diferentes cenários, o

que pode ser interessante para clientes de um produto e o próprio setor financeiro. Em todas as aplicações, o objetivo comum é gerar informações sobre questões futuras, sistematizando todos os custos de um sistema produtivo (BARRETO, 2014). Outras finalidades para a metodologia de Custo do Ciclo de Vida incluem o gerenciamento de resíduos, com o objetivo de: avaliar a viabilidade econômica de soluções de tratamento; identificar economicamente solução com melhor desempenho; e avaliar as consequências econômicas da implementação de uma solução específica de resíduos (MARTINEZ-SANCHEZ *et al.*, 2015).

Assim, o Custo do Ciclo de Vida representa a combinação de todos os custos que estão diretamente relacionados a um sistema, ao longo de todo seu ciclo de vida, e que esteja relacionado a diferentes atores do processo – fornecedores, produtores, consumidores e outros envolvidos no fim de vida do produto, serviço ou tecnologia. É uma complementação aos estudos da ACV como um meio auxiliar de tomada de decisão a fim de eliminar custos e administrar alguns riscos de negócios (BARRETO, 2014). Baseado na metodologia da ISO 14.040, o CCV é, geralmente, executado em quatro fases, de acordo com a UNEP (2011, p. 16):

- ✓ Definição do objetivo, escopo e unidade funcional;
- ✓ Inventário de Custos;
- ✓ Agregação dos custos através de categorias, e,
- ✓ Interpretação dos resultados.

Em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos, a metodologia de Custo do Ciclo de Vida pode fornecer uma análise econômica sistemática a partir de uma perspectiva de ciclo de vida (LARSEN *et al.*, 2010; MASSARUTTO *et al.*, 2011; MAH *et al.*, 2017; MARTINEZ-SANCHEZ *et al.*, 2017; MENNA *et al.*, 2018; LAM *et al.*, 2018). Isso porque, embora a ACV forneça uma estrutura organizada para contabilizar os impactos ambientais associados ao gerenciamento, a maioria das decisões políticas no campo das tecnologias de resíduos dependem de restrições econômicas (SANCHEZ; KROMANN; ASTRUP, 2015). Martinez-Sanchez *et al.* (2017) afirmam que avaliar as implicações econômicas da coleta, separação, tratamento e disposição final dos resíduos, bem como das estimativas de economia com a recuperação de materiais e energia é fundamental para elaboração de estratégias ótimas para gestão de resíduos municipais.

Os atores envolvidos no processo de gerenciamento de resíduos são diversos e com interesses econômicos significativamente diferentes: geradores de resíduos,

operadores das instalações de resíduos e poder público. Já os custos associados ao sistema são pagos pelos geradores, frequentemente, através de taxas e impostos; os operadores estão interessados nos custos inerentes ao funcionamento de suas instalações; e o poder público faz a gestão dos recursos, investimentos e arrecadação (SANCHEZ; KROMANN; ASTRUP, 2015). Apoiar a tomada de decisão quanto ao desenvolvimento sustentável de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é uma possível abordagem do Custo de Ciclo de Vida, a qual pode ser somada a ACV ambiental através de uma mesma unidade de referência para efeitos de comparação e avaliação (MAH *et al.*, 2018).

Sobre os dados coletados de custos, Kloepffer (2008) afirma que em uma CCV os dados devem estar associados a valores monetários efetivamente realizados ao longo do ciclo de vida do produto, serviço ou tecnologia, para se evitar a monetização de eventuais custos externalizados que podem ocorrer após o fim de vida, devido, principalmente, a danos ambientais, pois assim haveria dupla contagem de “impactos” com a Avaliação de Ciclo de Vida.

Em um estudo conjunto de análise econômica e ambiental pela perspectiva de ciclo de vida é necessário que o escopo seja o mais semelhante possível. Nessa fase, é importante que se defina os termos a partir do ponto de vista dos atores envolvidos no processo econômico (usuário, fornecedor, fabricante, poder público). Nessa fase deve-se desenvolver uma estrutura analítica de custos, a fim de coletar os dados consistentemente ao longo do ciclo de vida, bem como uma taxa de desconto, ou seja, taxa de juros ou correção de valores futuros para o presente ou de passado para o futuro (UNEP, 2011). Essa taxa depende da inflação, custo de capital, oportunidades de investimento e preferências de consumo pessoal (ILLANKOON *et al.*, 2018).

Na fase seguinte à definição do objetivo e escopo, é feito o inventário de custos para cada unidade definida dentro das fronteiras do sistema em estudo. A determinação dos custos de cada unidade pode ser difícil, e muitas vezes baseadas em evidências escassas, portanto o julgamento profissional e a previsão de alta qualidade são importantes, mas não elimina o grau de incerteza do método. Então, os custos compilados são agregados por categorias de custo e assim é feita a interpretação dos resultados (neste caso, custos resultantes) (UNEP, 2011). Como destacado por Kloepffer (2008), na metodologia de CCV não há um componente de avaliação de impactos, diferente da ACV ambiental.

A CCV pode ter abordagens diferentes de aplicação e análise. A CCV-financeira é a mais clássica das visões, em que o foco é nos custos e investimentos operacionais das unidades do sistema em análise de acordo com o escopo de ciclo de vida. Outra abordagem é a CCV- ambiental, a qual contabiliza as externalidades ambientais do sistema, como emissões mensuráveis. Também é possível realizar os dois estudos (financeiro e ambiental) pela CCV, a qual resulta em um indicador chamado Resultado Econômico de Bem-Estar e/ou Custo Total para a Sociedade. Em estudos de CCV aplicados a gestão de resíduos é comumente utilizado a CCV-financeira, contabilizando custos operacionais do sistema de gerenciamento de resíduos, como o consumo de água, energia e combustível, referente as atividades de coleta, transporte, tratamento e disposição final, e os custos de infraestrutura das máquinas e tecnologias, em resumo, todos os custos incorridos para o cumprimento da unidade funcional definida na ACV (TEERIOJA *et al.*, 2012; PETIT-BOX *et al.*, 2017).

De acordo com Rodger *et al.* (2017), a CCV-convencional é aplicada, principalmente, como uma ferramenta de tomada de decisão para apoiar a aquisição de equipamentos de capital e produtos com altos custos de investimentos. O Custo de Ciclo de Vida sob essa perspectiva é geralmente conduzida por uma parte interessada, seja o usuário ou fabricante, e são considerados apenas os custos internos. A CCV-ambiental está mais alinhada com os princípios da ISO 14.040 e 14.044 e considera todo o ciclo de vida e, por isso, todos os atores interessados. Essa abordagem foi desenvolvida para apoiar a ACV ambiental, a fim de cobrir a dimensão econômica e ajudar a identificar os pontos críticos em termos de custos e impactos ambientais.

Martinez-Sanchez *et al.* (2017) entendem que o Custo Total para a Sociedade é uma avaliação econômica de bem-estar que estima as perdas e ganhos de bem-estar de um sistema através de custos de orçamento e custos de externalidade. Para estes autores, custos orçamentários representam bens e serviços comercializáveis, como custos de mão-de-obra e equipamento de capital, ou seja, custos financeiros; já os custos de externalidades significam efeitos monetizados que ocorrem fora do sistema econômico, como as emissões de gases do efeito estufa.

2.3.4 Dimensão social: Avaliação do Ciclo de Vida Social

A Avaliação do Ciclo de Vida Social (ACV Social) é, segundo Araújo (2013), uma extensão mais recente da metodologia da ACV desenvolvida para analisar impactos sociais associados a um produto, serviço ou tecnologia. Surge pela premissa de que o objetivo final do desenvolvimento sustentável é o bem-estar humano, tanto das gerações atuais quanto das gerações futuras, assim, não só impactos econômicos e ambientais devem ser analisados, mas também condições de trabalho e direitos humanos (UNEP, 2009; YILDIZ-GEYHAN *et al.*, 2017).

A ACV Social é descrita como uma técnica de avaliação de impacto social (ou potencial impacto) a qual busca avaliar os aspectos sociais dos produtos – como um dos pilares da sustentabilidade - considerando potenciais impactos positivos ou negativos do seu ciclo de vida sobre o capital humano, bem-estar, patrimônio cultural e comportamento social. Difere de outras técnicas de avaliação de impactos sociais por seus objetos (produtos e serviços) e seu escopo (o ciclo de vida inteiro). Os impactos avaliados estão, direta ou indiretamente, associados as partes interessadas, dessa forma, podem estar relacionados ao comportamento das empresas, aos processos socioeconômicos ou a impactos no capital social (UNEP, 2009).

Impactos sociais, segundo Macombe *et al.* (2013), são causados por mudanças as quais envolvem efeitos. Esses efeitos resultam em fenômenos vivenciados diretamente por pessoas ou grupos de pessoas. Indicadores de bem-estar e saúde são, geralmente, aceitos como impactos sociais. As diretrizes da UNEP (2009) sobre a ACV social entendem que impacto social são consequências das relações sociais tecidas no contexto de uma atividade. A determinação de impactos sociais é mais complexa do que impactos ambientais, pois não são identificados diretamente por fluxos físicos, o que torna mais difícil vincular um impacto social a um processo, produto ou serviço, assim, os estudos de Avaliação Social do Ciclo de Vida têm sido desenvolvidos por estudiosos nos últimos anos com o objetivo de utilizar a ferramenta para avaliação de impactos sociais.

A metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida Social é comumente utilizada para encontrar *hotspots* sociais nos estágios do ciclo de vida, a fim de se avançar em direção à melhoria. Os *hotspots* sociais são processos unitários com características tais que podem levar a um problema, um risco ou uma oportunidade,

no que diz respeito a temas sociais de interesse (UNEP, 2009). Um vez que esses problemas são identificados por uma empresa ou organização, pode auxiliar na identificação de processos (considerando seu ciclo de vida) que precisam de melhoria em suas condições sociais. Dessa forma, é uma metodologia que por si só não decidirá se um produto ou serviço deve ser realizado ou não, mas busca oferecer uma reflexão social sobre o desempenho de um sistema (APARCANA; SALHOFER, 2013; UMAIR *et al.*, 2015).

As primeiras discussões de como incluir os aspectos sociais ao longo de um ciclo de vida de um produto começaram ainda na década de 1980, na Alemanha, através do Grupo de Projetos em Economia Ecológica, do OkoInstitut. Já em 1993, ocorreu um seminário do SETAC que resultou na publicação “*Workshop Report: A Conceptual Framework for Life Cycle Impact Assessment*”, na qual foi inserida uma categoria de impacto denominada “bem-estar social” com o objetivo de retratar os impactos ambientais que surgem direta ou indiretamente de outros impactos sociais (GARCIA, 2016). Nos anos 2000, Kloepffer (2003) e Weidema (2006) deram mais contribuições para a integração da dimensão social à metodologia análise de ciclo de vida ambiental (SALA *et al.*, 2015). Em 2004, em uma nova iniciativa do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA/UNEP) e da Sociedade de Toxicologia Ambiental e Química (SETAC), foi criado um grupo de estudo sobre a integração de indicadores sociais na metodologia da ACV, que reuniu diversos especialistas e representantes de diferentes atores sociais, não só da responsabilidade social, quanto da sustentabilidade e avaliação de ciclo de vida. O grupo produziu, então, um guia cujo principal objetivo é orientar as pesquisas com ACVS, intitulado “*Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*”, fornecendo informações para elaboração do escopo, inventário, avaliação de impacto e suas interpretações, voltadas para a dimensão social (UNEP, 2009). A publicação foi motivada principalmente para desenvolver a técnica da ACV em países em desenvolvimento, locais onde é mais complicado aplicar a metodologia por falta de dados e conhecimento (UNEP, 2011).

Existem diferentes contextos em que a ACVS pode ser utilizada. No campo da gestão pública, pode fornecer informações mais abrangentes aos formuladores de políticas e contribuir para um melhor desenho dos instrumentos sociais, isso porque os gestores públicos precisam saber onde as externalidades sociais provavelmente ocorrerão e quão significativas elas são para os cidadãos (SALA *et*

al., 2015). O uso da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida Social aplicada a sistemas de gerenciamento de resíduos ainda está em desenvolvimento, mas já há estudos nacionais e internacionais que têm contribuído e validado o conceito como ferramenta de auxílio a decisão de gestores públicos (ARAÚJO, 2013; UMAIR *et al.*, 2015; GARCIA, 2017; YILDIZ-GEYRAN *et al.*, 2017).

A metodologia da ACVS, da mesma forma que a da ACV, busca identificar os impactos sociais de um produto ou serviço desde o “berço ao túmulo”. Enquanto a metodologia da ACV ambiental é normatizada, não existe um consenso para a avaliação social, mas existem esforços para construção de indicadores adequados e uma abordagem padronizada. Os desafios dessa dimensão são suas características: subjetiva (percepções e interpretações pessoais das condições sociais); imaterial (fenômenos sociais são difíceis de serem quantificados); e por atingir o nível individual e coletivo (BORK; BARBA JUNIOR; GOMES, 2015). A metodologia proposta pela UNEP/SETAC (2009) é baseada na padronização da ISO 14.040 e segue as seguintes fases: definição do objetivo e escopo; inventário de impactos; avaliação de impactos; interpretação.

A definição do objetivo consiste na declaração do propósito do estudo, o uso pretendido e o público-alvo da pesquisa. A definição do escopo deve conter a descrição das funções e unidade funcional do produto, serviço ou tecnologia, uma visão geral das partes interessadas e a criação de fronteiras. Com base nessas informações é delineado o sistema de estudo, com seus dados de entrada e saída. Considera-se que o objetivo final de um estudo de ACV social é a promoção da melhoria das condições sociais ao longo de todo o ciclo de vida do sistema em análise, para todas as partes interessadas (UNEP, 2011).

A fase seguinte é a construção do inventário, etapa em que os dados são coletados. Nessa fase, já aparece o conceito de categorização, ou seja, os dados são coletados sistematicamente a partir de categorias, relacionadas aos diferentes atores (*stakeholders*) envolvidos no sistema em estudo. As categorias de partes interessadas escolhidas em um estudo representam os grupos de pessoas potencialmente impactadas pelo ciclo de vida de um produto, serviço ou tecnologia. Comumente, os impactos sociais podem ser observados por cinco categorias principais de partes interessadas: (i) trabalhadores / empregados (*workers/employees*); (ii) comunidade local (*local community*); (iii) sociedade (*society*) (nos níveis nacional e global); (iv) consumidores (*consumers*); e (v) atores

da cadeia de valor (*value chain actors*). O poder público e Organizações não Governamentais (ONG) também podem ser consideradas partes interessadas (UNEP, 2011).

A categorização das partes interessadas permite a articulação com subcategorias e, por conseguinte, com os impactos. Subcategorias são a base de avaliação do estudo de ACVS, pois representam temas ou atributos socialmente significativos. A inclusão ou exclusão de uma subcategoria na construção de um inventário deve ser justificada. As subcategorias são analisadas por indicadores, os quais são medidos por unidades de medidas ou conceitos qualitativos. Ao contrário dos indicadores ambientais, os indicadores sociais são mais difíceis de quantificar e sua importância é subjetiva ao contexto analisado. O conjunto de dados na análise social provavelmente envolverá uma mistura de medidas qualitativas, quantitativas ou semiquantitativas de várias fontes diferentes. Os indicadores utilizados na análise são definidos com base nos conjuntos disponíveis de indicadores desenvolvidos no domínio da Avaliação Social do Ciclo de Vida. Por exemplo, trabalho infantil é um indicador relacionado a categoria dos trabalhadores cujo impacto é sobre os direitos humanos (UNEP, 2011).

As subcategorias são definidas apoiadas em convenções e tratados internacionais sobre direitos humanos e dos trabalhadores, como Declaração dos Direitos Humanos, convenções da Organização Internacional do Trabalho, mas também por iniciativas e boas práticas locais, pela legislação pertinente ao tema de estudo e outras referências que justifiquem a análise (SALA *et al.*, 2015). As diretrizes da UNEP/SETAC (2013) trazem alguns exemplos de subcategoria de impacto por categoria de stakeholder (Quadro 1).

Quadro 1 - Categorias de stakeholders e subcategorias de impacto pela UNEP

Categoria de Stakeholder	Subcategoria de Impacto
Comunidade Local	Deslocamentos e Migração Participação da Comunidade Patrimônio Cultural Respeito aos direitos indígenas Emprego Local Acesso a recursos materiais e imateriais Condições de vida segura e saudáveis
Atores da Cadeia de Valor	Concorrência leal Respeito ao direito de propriedade intelectual Relacionamento com fornecedores Promoção da Responsabilidade Social
Consumidor	Saúde e segurança Mecanismo de feedback Privacidade e transparência Responsabilidade pelo fim do ciclo de vida
Trabalhador	Liberdade sindical e negociações coletivas Trabalho Infantil Salário Justo Horas de trabalho Trabalho Forçado Igualdade de oportunidades/discriminação Saúde e Segurança Benefícios sociais
Sociedade	Compromisso público com a sustentabilidade Prevenção e mitigação de conflitos Contribuição ao desenvolvimento econômico Desenvolvimento tecnológico Corrupção

Fonte: UNEP (2013).

Os dados que irão ser coletados para construção do inventário podem ser classificados em dados específicos ou dados genéricos. Os dados específicos são aqueles coletados diretamente com as partes interessadas e são especialmente necessários quando o contexto geográfico e social é até mais importante do que a atividade em si (SALA et al., 2015). Já os dados genéricos são aqueles gerais, utilizados para uma análise prévia a fim de identificar quais potenciais impactos sociais tem relação com o estudo de ACV Social. Os dados específicos são comumente encontrados em relatórios técnicos, próprios das organizações; através de entrevistas, questionários e visitas. Os dados genéricos são encontrados em documentos públicos, legislações, literatura acadêmica e websites. Os dados também podem ser classificados em quantitativos, semiquantitativo e qualitativos, a depender do objetivo do estudo e da natureza do problema em questão. Os dados

semiquantitativos são expressos por um sistema de pontuação ou ponderação, como em uma escala de presença/ausência (UNEP, 2013).

A avaliação dos impactos é a fase seguinte ao inventário, assim como é descrito na norma ISO 14.040 (ABNT, 2006). Nessa etapa é feita a agregação dos dados, bem como se utiliza informações adicionais, conceitos internacionalmente aceitos, para que se possa entender e avaliar a magnitude e importância dos impactos encontrados na etapa anterior. As diretrizes da UNEP/SETAC não abordam métodos e modelos de avaliação dos impactos sociais, mas, em geral, a proposta de usar os chamados pontos de referência de desempenho, com limites estabelecidos internacionalmente, parece ser proposta por muitos (CIROTH; FRANZE, 2011; APARCANA; SALHOFER, 2013; UMAIR *et al.*, 2015).

Verificando a prática coletiva, é visto que Franze e Ciroth (2011) avaliaram um sistema baseado em cores que varia de desempenho muito bom a desempenho muito ruim e pontuaram os impactos que variam de impactos muito negativos a impactos positivos. Para cada cor, um fator específico foi designado para quantificar o desempenho e os impactos. Yildiz-Geyhan *et al.* (2017) utilizaram um sistema de pontuação único em que os indicadores foram convertidos em escores comparáveis: 0 (baixo), 0.5 (médio) e 1 (alto). A pontuação mais baixa indica os impactos sociais “mais positivos”, a pontuação mais alta indica os impactos sociais “mais negativos”.

Foolmaun e Ramjeeawon (2013) propuseram um sistema de pontuação em que é possível quantificar aspectos qualitativos e promover a agregação dos resultados do inventário com a finalidade de comparar cenários alternativos. Nesse modelo, na primeira etapa todos os resultados do indicador são convertidos em porcentagens. Em segundo lugar, esses dados são alocados a cada subcategoria, variando de 0 a 4. Na etapa final, os escores anteriormente variados são reunidos em uma pontuação única para cada cenário.

Ramirez *et al.* (2014a) propuseram um método de avaliação de subcategoria com o objetivo de reduzir a subjetividade e variação na análise dos aspectos sociais, denominado *Subcategory Assessment Method* (SAM). O método utiliza uma abordagem semiquantitativa e apresenta níveis de avaliação para analisar o perfil social das organizações envolvidas no ciclo de vida do produto. A metodologia SAM utiliza uma análise da organização baseado em seu atendimento a um requisito básico. Dessa forma, são estabelecidos 4 níveis de avaliação: A, B, C e D. O nível A representa as organizações que tem uma postura proativa em relação à

subcategoria e/ou estimulam boas práticas sociais ao longo do ciclo de vida do produto; o nível B indica aquelas empresas que apenas cumprem o requisito básico; o Nível C e D representam organizações que não atendem ao requisito básico, sendo que o nível C implica que a empresa opera em um contexto negativo (sem incentivos para cumprimento do requisito) e o D indica organizações que não atendem aos requisitos básicos mesmo atuando em um contexto positivo. A abordagem quantitativa é inserida na conversão dos níveis em uma escala de 4 a 1, respectivamente. A vantagem do método SAM é incluir a ideia de atendimento ao requisito básico e assim uma forma mais objetiva de análise (RAMIREZ *et al.*, 2014a).

Na fase de avaliação de impactos é consolidada a seleção de categorias e subcategorias de impactos, relacionando os dados coletados no inventário a categorias de impactos, caracterizando-os. As categorias de impactos são agrupamentos lógicos das subcategorias relacionados a questões sociais de interesse das partes interessadas e dos tomadores de decisão. As diretrizes da UNEP/SETAC (2009) propõem seis categorias de impactos: direitos humanos, condições de trabalho, saúde e segurança, patrimônio cultural, governança e repercussões socioeconômicas. No entanto, ainda não estão mundialmente reconhecidas e validadas as categorias de impactos.

A última fase do método é a interpretação dos resultados, os quais devem estar baseados em literatura qualificada, requisitos legais e preocupações éticas. Nessa etapa são feitas conclusões, recomendações e explicadas as limitações da análise (UNEP, 2011). Isso porque, apesar de seguir os princípios da metodologia normatizada da Avaliação de Ciclo de Vida, no enfoque ambiental, adaptações são utilizadas, o que leva a algumas diferenças na estrutura dos estudos. A coleta de dados terá uma abordagem por vezes diferente, pois na Avaliação Social dados qualitativos são mais relevantes, na maioria das vezes, enquanto que na ACV ambiental os dados objetivos conferem maior confiabilidade a análise. Na ACV social, os impactos podem não estar diretamente relacionados à unidade funcional, ao contrário da ACV ambiental, em que a unidade funcional e o fluxo dos processos são determinantes para identificação dos impactos ambientais.

2.3.5 Avaliação do Ciclo de Vida aplicada a resíduos sólidos

A técnica de Avaliação do Ciclo de Vida foi concebida originalmente para avaliar aspectos ambientais e impactos potenciais associados a um produto, ao longo do seu ciclo de vida (ABNT, 2009). No entanto, mais recentemente, a metodologia tem sido utilizada como ferramenta de comparação entre processos alternativos, o que inclui a comparação de estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (REICHERT, 2013).

O aumento da geração de resíduos em todo o mundo, a complexidade de sua gestão - em vista dos potenciais impactos ambientais - e a inclusão e reconhecimento da sustentabilidade na agenda pública suscita a necessidade de estratégias de gerenciamento que considere esses aspectos, e nesse ponto a Avaliação do Ciclo de Vida é uma ferramenta que tem se desenvolvido ao longo do tempo para este fim (LAURENT *et al.*, 2013). Segundo Rajcoomar e Ramjeawon (2017), dentre as várias abordagens analíticas, a ACV é a mais abrangente e proporciona aos gestores públicos dos serviços de manejo dos resíduos sólidos uma boa estrutura para avaliar os sistemas de RSU.

Especialmente incentivados pela legislação europeia, na literatura internacional são encontrados diversos trabalhos que utilizam a Avaliação do Ciclo de Vida para comparar tecnologias e cenários integrados e alternativos de gerenciamento de resíduos, especialmente quanto aos seus impactos ambientais (BARTON *et al.*, 1996; RODRIGUEZ-IGLESIAS *et al.*, 2003; GIUGLIANO *et al.*, 2011; ABELIOTIS *et al.*, 2012; RIGHI *et al.*, 2013; BORODIN *et al.*, 2015; BISINELLA *et al.*, 2017; MAALOUF & EL-FADEL, 2019; SARIGIANNIS *et al.*, 2021; MUSTAFA *et al.*, 2022).

Os cenários de gerenciamento podem incluir diferentes soluções tecnológicas. Nas análises desses sistemas, o tipo de coleta, transporte, distância percorrida pelo veículo de coleta, o tratamento e a disposição final são dados relevantes na modelagem desses cenários. Os resultados desses estudos podem fornecer aos gestores públicos informações que justifiquem investimentos, que identifique formas menos impactantes de tratamento para os diferentes tipos de resíduos e uma maneira de se contabilizar os ganhos quando se escolhe cenários alternativos e sustentáveis de gestão, além da capacidade da metodologia em captar as condições locais na avaliação dos impactos ambientais, alinhado com o princípio da Política

Nacional de Resíduos Sólidos de “respeito às diversidades locais e regionais” (BRASIL, 2010; ARAÚJO, 2013; PAES *et al.*, 2020).

No Brasil, Mersoni e Reichert (2017) afirmam que a Avaliação de Ciclo de Vida representa uma técnica de tomada de decisão sobre o modelo de gerenciamento a ser adotado por um município, isso porque considera todo o ciclo de vida do gerenciamento, desde a geração até a disposição final. Os autores confirmam que a metodologia da ACV pode se ajustar a realidade local, aos dados da infraestrutura existente a fim de viabilizar um planejamento objetivo e a longo prazo da administração municipal. Os pesquisadores estudaram o uso da ACV como técnica de avaliação de diferentes cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, considerando o desempenho ambiental, para auxiliar a tomada de decisão de gestores públicos na cidade de Garibaldi, Rio Grande do Sul.

Dai-Prá *et al.* (2018) entendem que vários estudos têm sido realizados em relação aos impactos ambientais gerados por sistemas de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos e, por isso, a Avaliação de Ciclo de Vida é uma alternativa quando em um ciclo produtivo deseja-se saber as questões ambientais, além de apoiar decisões em investimentos e até mesmo subsidiar ações de marketing no que tange a reciclabilidade dos materiais. Os autores citados desenvolveram uma pesquisa em que utilizam a ACV como técnica de gestão ambiental em aterros sanitários, sob a perspectiva de diferentes cenários de tratamento dos resíduos. Nóbrega *et al.* (2019) utilizaram a Avaliação de Ciclo de Vida para quantificar as cargas ambientais de procedimentos da coleta seletiva de papel e papelão no Núcleo do Bessa, município de João Pessoa, Paraíba, no âmbito da gestão dos resíduos sólidos domiciliares. Eles concluíram que a reciclagem tem ganhos ambientais em relação a redução de emissões de gases atmosféricos.

Paes *et al.* (2020) estudaram na cidade de Sorocaba, São Paulo, um método de avaliação de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos municipais através de indicadores ambientais e econômicas utilizando a metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida e Custo de Ciclo de Vida. Na análise foram consideradas as técnicas de expansão do sistema para combinar na análise os benefícios da reciclagem. A análise econômica considerou não só os custos de investimentos e operacionais, mas também os custos das externalidades ambientais, para que fossem analisados os custos totais para a sociedade. O estudo concluiu que, na análise combinada, o

sistema que apresentou os melhores resultados foi a combinação da compostagem, tratamento mecânico biológico e reciclagem.

Berticelli *et al.* (2020) fizeram uma revisão de estudos e de aplicações práticas da aplicação da Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos. Os autores concluíram que a metodologia pode contribuir na tomada de decisão e justificar escolhas com foco na eficácia ambiental, aceitação social e acessibilidade econômica. Mattos e Calmon (2023) fizeram uma revisão de literatura e prospecção de novos estudos para Avaliação do Ciclo de Vida Social aplicado a sistemas municipais de gerenciamento de resíduos que possuem a colaboração de catadores de materiais recicláveis. Os autores concluíram que existem poucos estudos que utilizam a ACV Social para avaliar os aspectos sociais da reciclagem com participação dos catadores.

No contexto da evolução das pesquisas de ACV e resíduos, Laurent *et al.* (2013) fizeram um mapeamento dos trabalhos acadêmicos e relatórios públicos que utilizaram a ACV para análise de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos. O estudo encontrou e fez uma revisão crítica de 222 trabalhos científicos com a temática. Identificou-se que os países que mais publicam sobre o tema são os europeus, indicando um interesse público sobre os resultados de análises de ACV e um foco político na otimização ambiental do gerenciamento de resíduos nessa localidade. Na América do Sul foram encontrados poucos trabalhos. Segundo os autores, provavelmente existe uma baixa penetração dos métodos da ACV nessa região, o que reflete uma lacuna a ser preenchida pelos pesquisadores da metodologia nesses países, especialmente quanto ao aprimoramento de banco de dados e indicadores.

Na intenção de verificar a aplicação das técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida na área de resíduos sólidos urbanos na América do sul nos últimos anos, foi realizada pesquisa na base de dados *Web of Science* entre os anos de 2018 a 2022 e selecionados os artigos que aplicavam as técnicas de ACV nos sistemas municipais de gerenciamento de resíduos. O Quadro 2 apresenta de forma resumida alguns trabalhos científicos desenvolvidos na região voltados para aplicação da ACV e as diferentes abordagens.

Quadro 2 - Estudos de ASCV aplicado a resíduos sólidos urbanos na América do Sul

Autor	Ano	Abordagem ACV	Aspectos Metodológicos		
			UF	Software	Avaliação
<i>Ortiz-Rodriguez et al. (Colombia)</i>	2018	Ambiental	Resíduos gerados por ano	Não Identificado	CML
<i>Botello-Álvarez et al. (México)</i>	2018	Ambiental	1 t de RSU	SimaPro	ReCiPe
<i>Coelho & Lange (Brasil)</i>	2018	Ambiental	3kt/ano	IWM-2	CML
<i>Ibanez-Fores et al. (Brasil)</i>	2018	Ambiental	1 t de RSU/ano	SimaPro	CML
<i>Ibanez-Fores et al. (Brasil)</i>	2019	Social	Resíduos gerados por ano	Não se aplica	Indicadores sociais
<i>Ziegler-Rodriguez et al. (Peru)</i>	2019	Ambiental	Resíduos levados ao aterro	EASETECH	ReCiPe
<i>Ferronato et al. (Bolívia)</i>	2020	Ambiental	Resíduos gerados por ano	Wrate	CML
<i>Paes et al. (Brasil)</i>	2020	Ambiental e Econômica	184.508 t/ano	SimaPro	ReCiPe
<i>Caicedo-Concha et al. (Colômbia)</i>	2021	Ambiental	1t de RSU	EASETECH	ILCD
<i>Ferronato et al. (Bolívia)</i>	2021	Ambiental e econômica	Resíduos gerados por ano	Wrate	CML
<i>Benitez-Bravo et al. (México)</i>	2021	Ambiental e econômica	1t de RSU	SimaPro	ReCiPe
<i>Junqueira et al. (Brasil)</i>	2022	Ambiental	1t de RSU	SimaPro	IPCC

Fonte: A Autora (2022).

As publicações selecionadas mostram que o Brasil se destaca na produção científica sobre a temática, seguido da Bolívia, Colômbia e México. Nesse recorte não foram encontrados estudos que usaram as abordagens ambiental, social e econômica aplicada a sistemas de gerenciamentos de resíduos sólidos urbanos, mostrando a importância do presente estudo em aplicar a Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida para um estudo de caso. Nesse ponto se destaca a revisão metodológica realizada por Berticelli *et al.* (2020) sobre a ASCV aplicada ao gerenciamento de resíduos municipais. Nos trabalhos apresentados também se destaca o SimaPro dentre os programas utilizados e a associação desse com o método de avaliação de impactos ReCiPe. Observa-se o uso mais comum do valor unitário em tonelada de RSU como unidade funcional ou a totalidade de resíduos gerados anualmente.

2.3.6 Limitações da ACV

Nenhuma ferramenta de gestão ambiental sozinha será capaz de retratar com fidelidade a realidade e servir de único meio para tomada de decisão. Portanto, a Avaliação de Ciclo de Vida não se propõe a este fim único e, da mesma forma, tem suas vantagens e também limitações. A metodologia do Pensamento de Ciclo de Vida e a Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida, reunindo as três técnicas que representam as dimensões clássicas da sustentabilidade, está em desenvolvimento, por isso a importância de contribuições na área.

Os estudos de ACV possuem custos elevados e demandam tempo, pois exigem equipes qualificadas, softwares e bancos de dados específicos (comerciais), além de que não existe um consenso num tipo de modelo único de avaliação de impacto (MARTINS, 2017). Em alguns estudos pode ser difícil definir as fronteiras do sistema e definir a unidade funcional (REICHERT, 2013). Também ainda existe um desconhecimento sobre os benefícios da técnica para uma empresa ou órgão público, o que constitui uma barreira para sua aplicação (OLIVEIRA, 2017). De acordo com a ISO 14.040 (ABNT, 2006, p.2), as principais limitações da ACV ambiental são:

- ✓ a natureza das escolhas e suposições feitas na ACV (por exemplo, estabelecimento das fronteiras do sistema, seleção das fontes de dados e categorias de impacto) pode ser subjetiva;
- ✓ os modelos usados para análise de inventário ou para avaliar impactos ambientais são limitados pelas suas suposições e podem não estar disponíveis para todos os impactos potenciais ou aplicações;
- ✓ os resultados de estudos de ACV enfocando questões globais ou regionais podem não ser apropriados para aplicações locais, isto é, as condições locais podem não ser adequadamente representadas pelas condições globais ou regionais;
- ✓ a exatidão dos estudos de ACV pode ser limitada pela acessibilidade ou disponibilidade de dados pertinentes, ou pela qualidade dos dados, por exemplo, falhas, tipos de dados, agregação, média, especificidades locais;
- ✓ a falta de dimensões espaciais e temporais dos dados do inventário usados para avaliar o impacto introduz incerteza nos resultados dos impactos. Esta incerteza varia de acordo com as características espaciais e temporais de cada categoria de impacto.

Especificamente quanto a Avaliação do Ciclo de Vida Social, as principais limitações estão em como relacionar quantitativamente os indicadores sociais à unidade funcional do sistema; como obter dados regionalizados específicos; como decidir entre a grande quantidade de indicadores, a maioria qualitativo; como quantificar adequadamente os impactos; e o método para avaliar os resultados (BORK *et al.*, 2015). Já as limitações e desafios da metodologia de Custo de Ciclo de Vida estão relacionado ao fato de não existir uma fase equivalente a avaliação de impacto, já que o inventário já fornece resultados monetários; os dados de custos podem ser mais voláteis do que os fluxos físicos; os custos do sistema são referentes a diferentes partes interessadas que podem ter perspectivas diferentes e por vezes conflitantes (UNEP, 2011; ARAÚJO, 2013).

Quanto ao uso das técnicas de ciclo de vida em sistemas de gerenciamento de resíduos, Araújo (2013) afirma que existe uma grande quantidade de dados necessários para uma ACV, compostos por inúmeros materiais e substâncias, o que gera limitações da metodologia, especialmente quanto a temporalidade e a dispersão locacional das emissões, e o limitado conhecimento sobre as tecnologias futuras aplicadas aos cenários. Também os sistemas de resíduos têm muitas entradas e saídas e pode ocorrer a questão da multifuncionalidade e alocação, pois há tanto a geração de materiais quanto a recuperação através das atividades de reuso e reciclagem (ARAÚJO, 2013; LAURENT *et al.*, 2014; PAES *et al.*, 2020).

Para Reale *et al.* (2017), as limitações existem, pois se muda o escopo de avaliação de uma escala micro (produto) para uma escala macro (sistema) e, por isso, melhorias devem ser aplicadas para se aproveitar ao máximo a metodologia da ACV. Segundo Laurent *et al.* (2014b), a insuficiência de dados e, por vezes, a qualidade dos dados disponíveis são limitações da aplicação da metodologia de ACV na gestão de resíduos. O uso de dados globais e secundários gera um cenário de incerteza no inventário de ciclo de vida como: variabilidade e erros estocásticos dos números das entradas e saídas dos processos; adequação dos fluxos de entradas e saída; negligência de fluxos importantes (FRISCHKNEHCT *et al.*, 2007). Ainda, esses autores afirmam que a metodologia é recente e não possui uma padronização estabelecida na forma de utilização. Araújo (2013) entende que a melhor forma de desenvolver a modelagem de ACV para o gerenciamento de resíduos é o uso da experiência coletiva para construir um modelo de melhores práticas.

Para Paes (2018), devido a técnica da ACV ser recente, os bancos de dados locais e regionais ainda não estão plenamente organizados, mesmo nos países que já estão avançados no uso da metodologia. No Brasil, medidas desse tipo estão começando a ser implementadas. Esse autor afirma que a adoção de dados de bancos internacionais pode distorcer os resultados de estudos realizados na realidade nacional, no entanto, mesmo diante das limitações da técnica da ACV, é amplamente recomendada sua aplicação do que a omissão diante do desenvolvimento da metodologia. Para Araújo (2013), o nível de complexidade dos sistemas de gerenciamento de resíduos faz com que a técnica sistêmica de Avaliação de Ciclo de Vida se torna a ferramenta mais adequada para essa análise, mesmo diante das limitações.

Assim, estruturas, métodos e ferramentas adequados para a análise de sistemas são necessários para desenvolver adequadamente as políticas sustentáveis e isso constitui um desafio atual e futuro para aplicação da ACV dentro do ciclo de desenvolvimento de políticas públicas. A própria Iniciativa de Ciclo de Vida das Nações Unidas, que publica textos em prol do desenvolvimento do Pensamento de Ciclo de Vida, afirma que é preciso aplicar as diretrizes e bases lançadas pelo projeto em diferentes setores produtivos a fim de que se ganhe experiência e validade para o método e que assim efetivamente possa auxiliar a tomada de decisão (UNEP, 2011).

3 METODOLOGIA

3.1 GENERALIDADES DA PESQUISA

O presente estudo classifica-se, do ponto de vista de sua natureza, em pesquisa aplicada, pois objetiva gerar conhecimentos para aplicação prática e dirigida à solução de problemas específicos, envolvendo verdades e interesses locais (SILVA; MENEZES, 2005). Quanto ao tipo de abordagem, é classificada em quali-quantitativa, na medida em que busca o conhecimento teórico do gerenciamento de RSU e técnicas de Avaliação do Ciclo de Vida, bem como busca analisá-las mediante características quantitativas, advindas de um método de pesquisa (GERHARDT; SILVEIRA, 2009). Do ponto de vista dos objetivos, esta pesquisa caracteriza-se como exploratória, pois tem por objetivo proporcionar maior familiaridade com o tema abordado, com vistas a torná-lo mais explícito e constituir hipóteses (GIL, 2018). A proposta metodológica da pesquisa busca explorar a aplicação do Pensamento de Ciclo de Vida e a ferramenta Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida para levantamento de informações e tomada de decisão para o poder público quanto ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, considerando os princípios da sustentabilidade e, assim, suporte à proposição de políticas públicas e apoio a estratégias de manejo de resíduos.

Para tanto, os procedimentos técnicos utilizados foram a (i) pesquisa bibliográfica e documental para levantamento dos dados secundários; (ii) visitas, entrevistas e questionários do tipo semi-estruturado para levantamento de dados primários; (iii) estudo de caso como opção para aquisição de dados primários e informações quantitativas e qualitativas (OLIVEIRA, 2017); e (iv) aplicação dos conceitos e métodos da Avaliação do Ciclo de Vida nos aspectos sociais, econômicos e ambientais; (v) apoio de programas computacionais para análise de ACV e dos resultados.

O levantamento de dados secundários para embasamento teórico do estudo, bem como para definição do método de pesquisa, se procedeu a partir da consulta de artigos científicos publicados em revistas da área ambiental e de resíduos sólidos, bem como em dissertações e teses e documentos legais. Os materiais foram obtidos principalmente por meio do Portal de Periódicos Capes, sendo as palavras-chaves utilizadas com maior frequência: *solid waste management*,

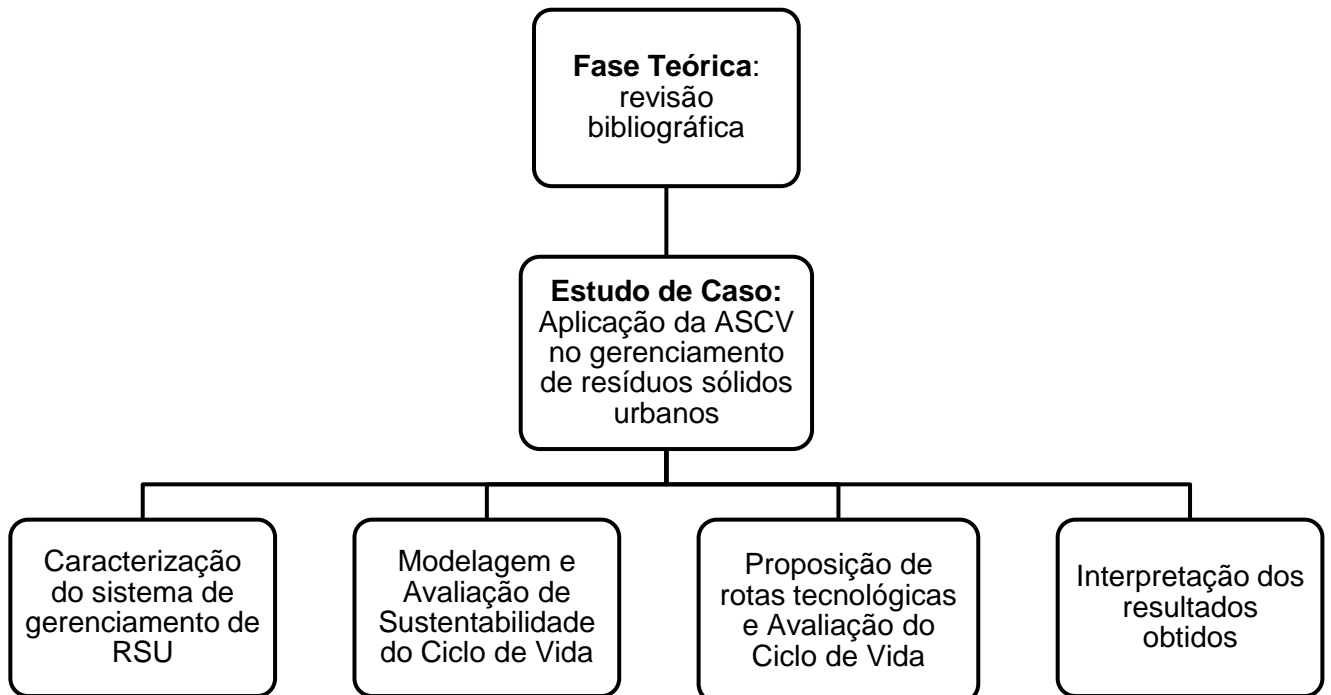
integrated waste management, municipally waste management, Life Cycle Assessment, Social Life Cycle Assessment, Life Cycle Cost Assessment, Life Cycle Thinking, Life Cycle Sustainability Assessment, Sustainability, Indicators. Os textos encontrados foram explorados e as informações relevantes ao objeto de estudo foram utilizadas, sendo selecionados mais de 100 documentos para embasamento teórico da tese.

3.2 ESTRUTURA METODOLÓGICA DA TESE DE DOUTORADO

Os métodos e resultados da pesquisa para responder aos objetivos propostos foram estruturados nas seguintes etapas: i) caracterização da área de estudo e do sistema de gerenciamento em operação no município de Paulista, Pernambuco; ii) construção metodológica das técnicas de análise sustentável do ciclo de vida aplicada ao sistema de gerenciamento de resíduos municipais; iii) estabelecimento do perfil de impactos ambientais, aspectos sociais e econômicos e análise crítica dos resultados obtidos; ii) proposição e caracterização de rotas tecnológicas de gerenciamento de resíduos para o estudo de caso iv) desempenho das rotas tecnológicas alternativas segundo Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida; v) validação da metodologia utilizada pela perspectiva do ciclo de vida como contribuição teórica e gerencial de aplicação na gestão de resíduos (Figura 5).

A caracterização qualitativa e quantitativa da área de estudo e de rota tecnológica em operação do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos praticado em Paulista, Pernambuco, no ano de 2019, representa a estratégia de manejo dos resíduos existente e ocorreu a partir do levantamento detalhado do funcionamento das etapas de gerenciamento e seus recursos físicos. Essas informações foram obtidas a partir de revisão de documentos, aplicação de questionários e reuniões e visitas técnicas com os gestores municipais e as empresas privadas envolvidas nas etapas de gerenciamento.

Figura 5 - Estrutura metodológica e desenvolvimento da pesquisa



Fonte: A Autora (2022).

A modelagem das técnicas de avaliação do ciclo de vida (Avaliação do Ciclo de Vida Ambiental, Avaliação do Ciclo de Vida Social e Custo do Ciclo de Vida) para o estudo de caso foi realizada segundo os preceitos metodológicos da ISO 14.040 e 14.044 (ABNT, 2009a; 2009b), no caso Avaliação do Ciclo de Vida na dimensão ambiental, das diretrizes publicadas pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente através do grupo *Life Cycle Initiative* e pela experiência coletiva na aplicação da ASCV em resíduos através da literatura acadêmica.

A avaliação de desempenho econômico, social e ambiental do sistema de gerenciamento de RSU foi executada mediante a rodagem dos dados coletados no software de análise da ACV ambiental, na interpretação do método da ACV social e na contabilização dos custos, e através dos métodos de avaliação de impactos escolhidos. A análise crítica e integrada dos resultados obtidos ocorreu através de apoio bibliográfico e experiências exitosas no campo de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos a fim de discutir a relação entre custos e investimentos das rotas de gerenciamento com redução de impactos ambientais e melhoria de aspectos sociais, para o caso de Paulista.

Dessa forma, as rotas tecnológicas alternativas foram propostas e caracterizadas a partir dos resultados da ASCV e quanto as diferentes taxas de

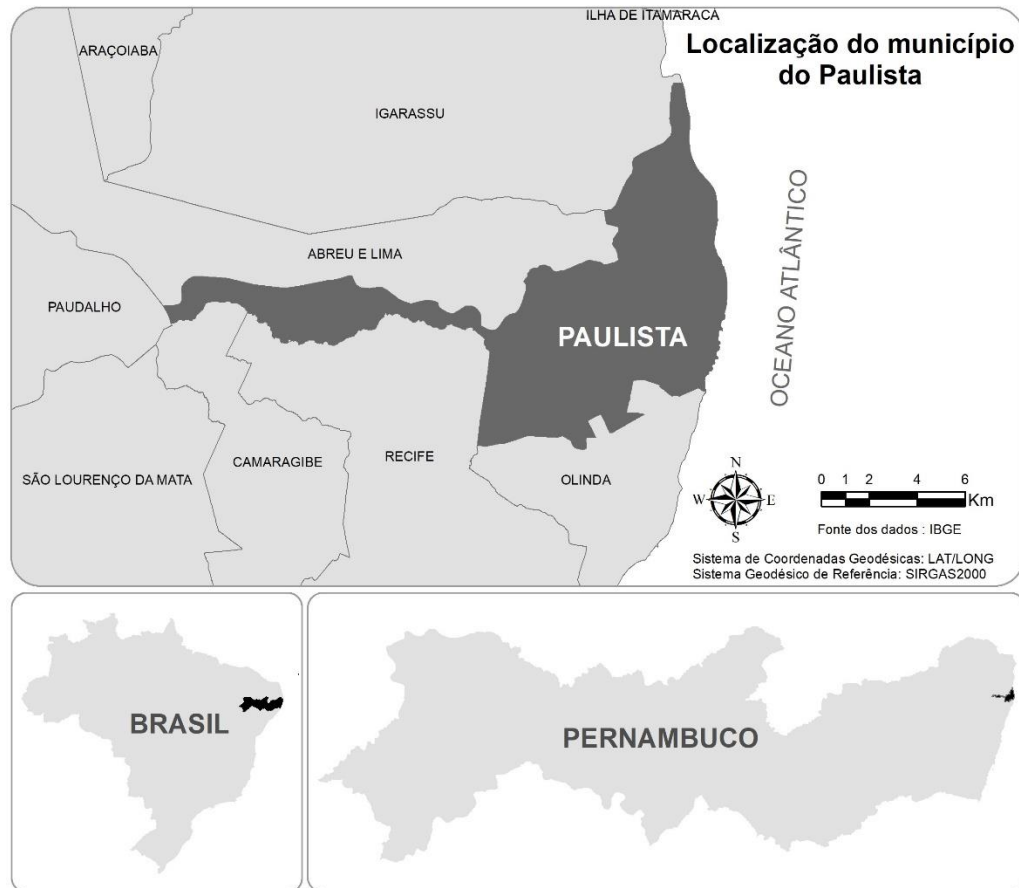
destinação dos resíduos para coleta, reciclagem e tratamento disponíveis e viáveis para a realidade do município, baseado nos dados primários coletados, em pesquisas bibliográficas e na legislação nacional. O desenvolvimento do método da Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida e as rotas tecnológicas foram apresentadas no capítulo de “Resultados e Discussões” da tese.

Quando pertinente, na fase de análise de resultados (resultados e discussões) foi realizada a análise de sensibilidade, que verifica se a mudança de um dado de entrada ou de saída interfere nos resultados ou na estrutura do modelo, ou seja, permite analisar a robustez do modelo e consistência das conclusões (COELHO, 2018). A intenção é estabelecer a validade do estudo na contribuição da implementação da metodologia de ACV aplicada no gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos, a partir dos princípios éticos e de boas práticas ambientais, culturais, sociais e econômicas. Para comparação dos dados na avaliação de impactos ambientais, foi utilizada a normalização, a qual expressa a magnitude dos impactos em uma escala comum a todas as categorias utilizadas. O método de normalização é próprio de cada método de avaliação de impactos do ciclo de vida e realizada no programa computacional no qual são realizados o inventário e avaliação dos impactos ambientais.

3.3 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E DO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

O estudo foi realizado na cidade de Paulista, município da Região Metropolitana de Recife e está distante 15,5 km da capital do Estado de Pernambuco (Figura 6). “O “município está situado a 13 metros de altitude e posicionado nas coordenadas geográficas de 7°56’24” Sul e 34°52’20” Oeste. Com área de 96, 846 km², está dividida em 24 bairros. Possuía população estimada para o ano de 2019 de 329.117 habitantes, densidade demográfica de 3.087,66 hab.km⁻², Produto Interno Bruto (PIB) *per capita* de R\$ 13.537,37 e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 0,732 (IBGE, 2020).

Figura 6 - Localização geográfica da cidade do Paulista



Fonte: A Autora (2022).

Paulista tem a totalidade de sua população na área urbana. As atividades econômicas predominantes estão ligadas ao setor de serviços, comércio e indústria. Possui um parque industrial no bairro de Paratibe, que dinamiza a economia local e gera empregos, o que potencializa o consumo. O turismo também é uma atividade que atrai visitantes e empreendimentos, tais como: restaurantes, hotéis, pontos comerciais e marinas, muito por conta pela extensa faixa litorânea, que conta com 14 km de areia. Tais características provocam aumento e flutuação da geração de resíduos.

A Secretaria Executiva de Serviços Públicos é o órgão da gestão pública municipal responsável pelo sistema de manutenção e limpeza urbana da cidade e gestão dos resíduos sólidos urbanos. O município encerrou a descarga a céu aberto dos resíduos municipais em 2009, no lixão da Mirueira, área esta que passou por uma recuperação paisagística e remediação com cobertura dos resíduos, drenagem do local e lagoa para depósito dos lixiviados. Atualmente, a área do antigo lixão funciona como uma unidade de transbordo para onde os resíduos coletados pela

coleta urbana são enviados provisoriamente até serem transportados para a disposição final.

Paulista foi o primeiro município nordestino a firmar um contrato de Parceria Público Privada (PPP) para gerenciamento dos resíduos municipais e para limpeza urbana, em 2013. No entanto, por desacordos entre o poder público e privado quanto a questões de contrato e execução dos serviços, a parceria público privada foi encerrada em agosto de 2019. O município manteve a concessão do serviço de manejo de resíduos para o ente privado por meio de contrato de licitação, baseada na Lei nº 8.666 (BRASIL, 1993), até março de 2021. A partir de abril de 2021 foi retomada a Parceria Público Privada.

A coleta de resíduos em Paulista é dividida por setores de coleta, constituindo um total de 34 setores. A frequência de coleta é em alguns setores diária e em outros por dias alternados (3 vezes por semana), no período diurno (07h às 17h20) ou noturno (19h às 05h20). Nesse caso, são coletados os resíduos domiciliares de habitações uni e multifamiliares, resíduos de estabelecimentos públicos e comerciais que se assemelham em suas características a resíduos domiciliares e resíduos oriundos dos serviços de varrição de vias, feiras livres e dos mercados públicos, além de pontos estratégicos previamente definidos. O município gerou e gerenciou diariamente, em média, 246,67 toneladas de resíduos domiciliares, o que representa 7.400 toneladas por mês, no ano de 2019.

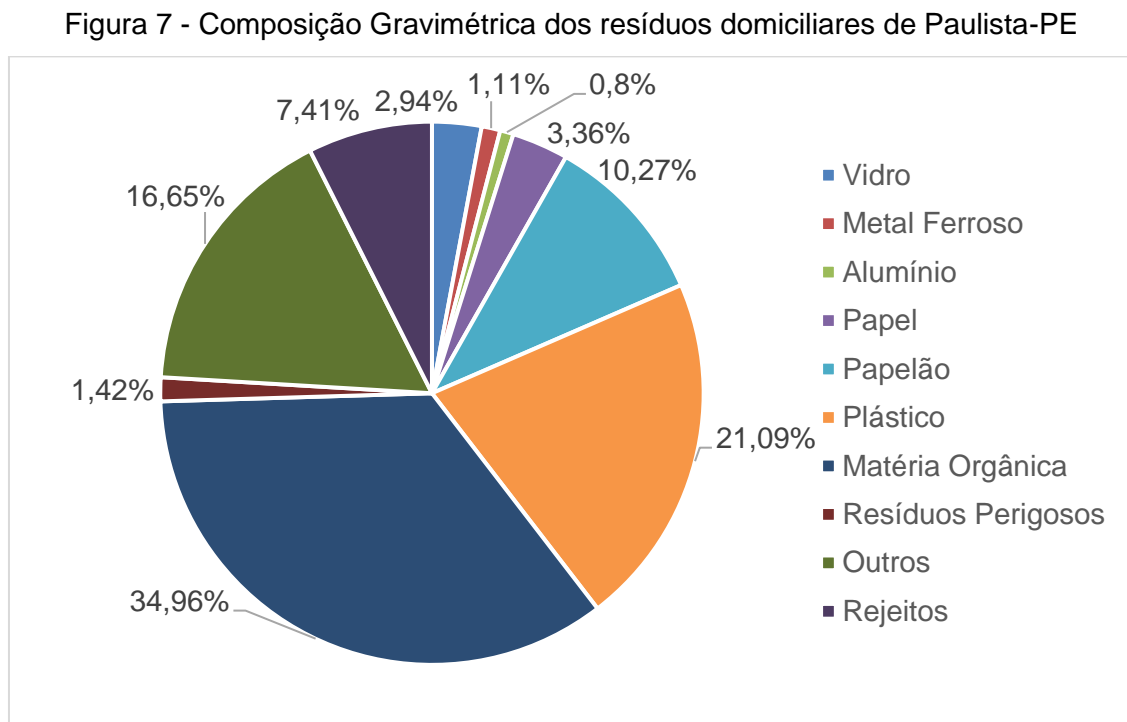
Há ainda a coleta manual e mecanizada de entulhos (uma média de 4.200 t/mês), os quais são destinados ao aterro de inertes pertencente ao município e localizado no complexo da Mirueira, e resíduos provenientes da poda de árvores (média de 200 t/mês), os quais, no município, também são destinados às células de inertes. Para a modelagem da Avaliação do Ciclo de Vida da presente tese, esses resíduos não serão considerados para fins de cálculo de aspectos sociais, econômicos ou ambientais, devido a flutuação e falta de qualidade dos dados existentes, sendo, portanto, considerados os resíduos domiciliares para análise.

A coleta urbana é feita do tipo porta-a-porta, mecanizada e manual ensacada - nos locais de difícil acesso - e não há separação na fonte, ou seja, a coleta é indiferenciada ou convencional. Também há coleta de resíduos em caçambas estacionárias. O transporte dos resíduos é realizado por meio de caminhões coletores compactadores de capacidade de carga de 15 m³ e uma equipe de trabalho composta por um motorista e três agentes de limpeza, por veículo. Assim,

para cada setor de coleta é utilizado um caminhão compactador para coleta do RSU de toda a área, ainda que signifique mais de uma viagem para finalização do serviço. Os resíduos coletados são transportados até a unidade de transbordo do município. A distância média individual percorrida pelos veículos por viagem, entre trechos produtivos e improdutivos, é de 42 km. Em 2019, se utilizavam 15 caminhões compactadores.

Há poucas iniciativas de coleta seletiva, sendo estas exclusivamente realizadas por catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis fora do sistema de gerenciamento municipal. Dessa forma, as etapas de triagem e reciclagem dos materiais não ocorrem no sistema base (ano de 2019) de gerenciamento de RSU do município. Por parte do município, os resíduos coletados, após a unidade de transbordo, são transportados em caminhões maiores para o aterro sanitário privado, localizado na cidade de Igarassu, distante cerca de 37 km da Estação de Transbordo da Mirueira. O aterro sanitário privado possui impermeabilização de base, drenagem e tratamento dos lixiviados e valorização energética do biogás.

Foi considerada a composição gravimétrica dos resíduos urbanos de Paulista publicada em estudo de Tavares (2018), para fins de determinação de percentuais em peso de resíduo em cada fluxo do sistema (Figura 7).



Fonte: Tavares (2018).

3.4 MODELAGEM DA AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO VIDA

Essa seção consiste na descrição da metodologia da Avaliação do Ciclo de Vida para as três dimensões clássicas da sustentabilidade: ambiental, econômica e social. O elemento norteador para o procedimento metodológico foram as normas ABNT ISO 14.040 e 14.044 (ABNT, 2009a; 2009b), a qual prevê as seguintes etapas de estudo – definição do objetivo e escopo, inventário de ciclo de vida, análise do impacto e interpretação dos resultados. Para construção metodológica foram utilizadas as diretrizes processuais propostas pelo grupo de pesquisa *Life Cycle Initiative*, da ONU Meio Ambiente (UNEP/SETAC, 2011), e as experiências coletivas do uso desses métodos na área de pesquisa de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

O objetivo e escopo são comuns às três dimensões, segundo recomendação da UNEP/SETAC (2011). Dessa forma, os três métodos focam o mesmo sistema, no entanto, sob perspectivas diferentes. A análise de inventário e dos impactos foram apresentados em partes distintas considerando os aspectos relevantes em cada dimensão da ASCV.

3.4.1 Definição do objetivo

O objetivo do uso da ASCV na presente pesquisa é analisar o desempenho ambiental, social e econômico do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares do município de Paulista/PE, para o ano de 2019.

A realização do estudo foi motivado pelo estímulo à implementação da ACV como ferramenta de gestão ambiental e de auxílio à tomada de decisão aos gestores dos resíduos municipais; pelas expectativas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas por cidades e comunidades mais sustentáveis pelos objetivos e princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos em estabelecer sistemas de gerenciamento integrados e sustentáveis e de estimular a implementação da avaliação de ciclo de vida do produto.

Pela necessidade de inclusão de aspectos sociais na tomada de decisão dos gestores de resíduos municipais; ao estímulo à implantação do uso da ferramenta de Avaliação do Ciclo de Vida Social na gestão municipal de resíduos; pelas expectativas dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável em oferecer trabalho

decente, igualdade de gênero e reduzir a desigualdade dentro dos países; pelos princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos que reconhece o resíduo sólido reutilizável e reciclável com valor social, gerador de trabalho e renda e promotor de cidadania e que busca a integração dos catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis nas ações que envolvam a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos.

A pesquisa, considerando sua abordagem sistêmica, é motivada pela importância de entender a sustentabilidade financeira dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos; promover a implantação do uso da ferramenta de Custo do Ciclo de Vida como instrumento de viabilidade financeira e apoio a tomada de decisão; pelos princípios da Política Nacional de Resíduos Sólidos que reconhece o resíduo sólido como um bem econômico.

Esta pesquisa tem como público-alvo o setor acadêmico, institutos de pesquisas nacionais e internacionais de estímulo a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida; gestores públicos; entes privados que atuam na cadeia de resíduos sólidos urbanos; órgãos que atuam na defesa de direitos humanos; e a sociedade em geral.

3.4.2 Escopo

O escopo de um estudo de ASCV vai determinar a unidade funcional; o sistema de produto e suas fronteiras; e o tipo e qualidade dos dados. Os modelos de caracterização dos impactos poderiam ser apresentados no escopo em um estudo único de ACV- ambiental, nessa pesquisa, no entanto, será apresentado em cada dimensão do método (ABNT, 2009b).

Unidade Funcional

A unidade funcional desse estudo foi a quantidade de resíduos domiciliares coletados e gerenciados diariamente no município de Paulista, em tonelada por dia (t/d), que corresponde a 246,67 t/d, com base em valores médios do ano de 2019.

Sistema de Produto e Fronteiras

Como o estudo é sobre sistemas de gerenciamento de resíduos, a fronteira de análise consiste no momento em que o produto virou resíduo até sua disposição final. Dessa forma, o sistema de produto compreende as operações envolvidas no

gerenciamento de RSU, o que significa as etapas definidas na Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010): coleta, transporte, transbordo, triagem, tratamento e destinação final ambientalmente adequada dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (FIGURA 8). O sistema de produto será comum para as três abordagens (ACV – ambiental, social e econômica) e deve incluir todos os processos relevantes, ainda que pelo menos para uma das abordagens (ACV – ambiental, social e econômica) (UNEP/SETAC, 2011).

Seguindo orientações de Laurent *et al.* (2014b) e Paes (2018), nas fronteiras de análise devem ser considerados as cargas ambientais (como consumo de água e eletricidade e emissões) associados a manutenção e operação dos bens de capital, como a infraestrutura e veículos, bem como o consumo de diesel para operação dos veículos de transporte. Também foi considerada a operação e manutenção do aterro, especificamente, o consumo de diesel, água e energia elétrica na operação, além da geração e o tratamento dos lixiviados.

Quanto a exclusão de dados, uma carga zero foi assumida, o que significa que todos os impactos ambientais gerados a partir da produção de um produto antes de se tornar um resíduo foram negligenciados (AYODELE *et al.*, 2017). Não foi considerada na contabilização ambiental a construção do aterro sanitário privado. Destaca-se que, segundo Chi *et al.* (2015), as emissões durante a construção da infraestrutura (as unidades de tratamento hipotéticas) não foram consideradas porque são muito baixas em comparação com a sua operação.

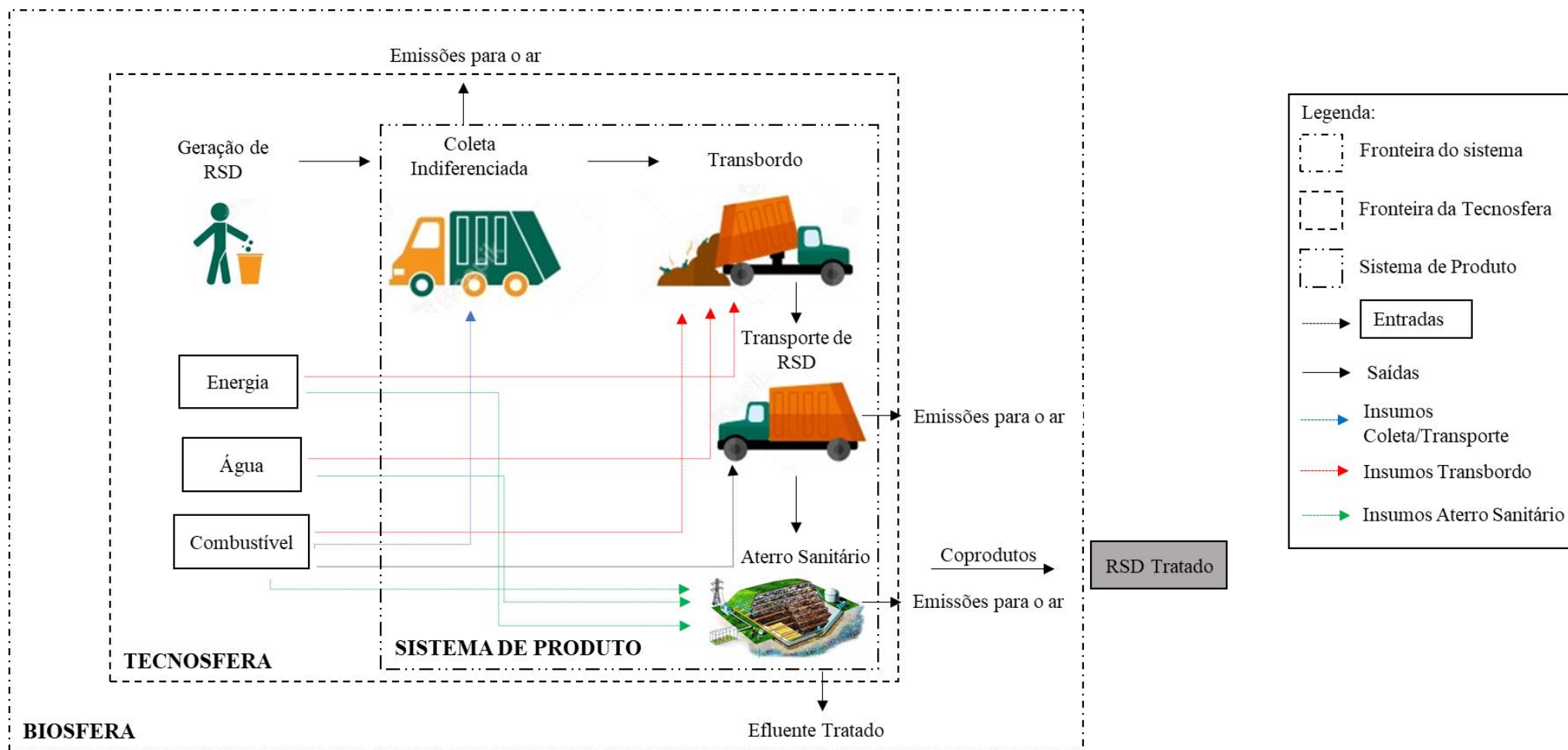
Tipo e qualidade dos dados

Uma porção significativa dos dados foram primários para obter o levantamento das cargas ambientais e aspectos sociais e econômicos do gerenciamento de resíduos, através de reuniões com gestores municipais, respostas a questionários aplicados a representantes do setor privado, visitas técnicas e acesso a relatórios técnicos. Os dados secundários foram utilizados quando o acesso aos dados se apresentou limitado, através de pesquisa bibliográfica, dados oficiais e documentos externos à estrutura municipal, bem como também da base de dados da *Ecoinvent* 3.6. A qualidade dos dados está relacionada à delimitação geográfica, temporal e tecnológica do estudo. A delimitação geográfica é o município de Paulista, na região metropolitana do Recife, Estado de Pernambuco. Os dados foram coletados entre os anos de 2019 a 2022, sendo importante destacar que

nesse período houve intensas mudanças de ordem política no município resultando em trocas atípicas de gestores públicos e das empresas que gerenciavam os resíduos na cidade, bem como, em março de 2020 deu-se início a pandemia do Coronavírus em todo o mundo. Quanto aos limites tecnológicos, esses são relativos às práticas de gerenciamento de resíduos da estrutura local e suas particularidades no período da pesquisa.

As fases seguintes da metodologia de Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida, quais sejam, análise de inventário e de impactos de ciclo de vida, serão analisadas em separado considerando as peculiaridades de cada abordagem. A modelagem voltará a ser analisada em conjunto na interpretação de resultados, como orientado pela UNEP/SETAC (2011), em que os resultados serão observados de forma combinada com base no objetivo e escopo.

Figura 8 - Delimitação da fronteira de análise da ASCV do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Paulista



Fonte: A Autora (2022).

3.4.3 Eixo Ambiental – Avaliação de Ciclo de Vida

O programa computacional usado para gerar as informações quantitativas da Avaliação do Ciclo de Vida foi o software *SimaPro* 9.0, na versão *Faculty*, de uso exclusivo para fins educacionais. A base de dados utilizada foi a *Ecoinvent* 3.6, a qual é disponibilizada junto à licença do *SimaPro*. O método para Avaliação do Impacto do Ciclo de Vida escolhido foi o ReCiPe Midpoint (H) 2016.

Para elaboração do Inventário de Ciclo de Vida é preciso compilar todas as entradas e saídas ao longo de todo o fluxo dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos. Dessa forma, estrutura-se os processos do sistema de produto analisado para levantar a entrada de materiais, energia e recursos naturais; e saída de materiais, resíduos e poluentes para o ar, a água e o solo, de cada processo. Os processos envolvidos e considerados nesse estudo para sistema de gerenciamento de resíduos estão identificados na Figura 8. Os dados foram obtidos a partir de visitas de campo nas empresas e unidades integrantes do sistema de gerenciamento de resíduos do município, bem como questionários aplicados a gestores e acesso a relatórios técnicos (dados primários). Também foram consultados a literatura científica e a base de dados *Ecoinvent database* 3.6.

Portanto, para elaborar o inventário de ciclo de vida para as rotas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares do município de Paulista foi necessário coletar os dados quantitativos e qualitativos (de entrada e saída) referentes às unidades elementares incluídas no sistema de produto, quais sejam:

Quanto à coleta e transporte dos resíduos: a quantidade de resíduo coletado; a distância percorrida pelos veículos coletores/transportadores (média diária), o que corresponde a quilometragem percorrida pelos caminhões nos roteiros de coleta até a estação de transbordo/unidades de tratamento e o transporte até a unidade final; o volume transportado por veículo; o consumo de diesel dos caminhões (média diária por veículo). Esses dados foram obtidos a partir de coletas de campo e acesso a relatórios técnicos do município. Também são considerados na modelagem os consumos e emissões provenientes da manutenção das vias e veículos e da produção e distribuição dos combustíveis, sendo estes dados obtidos de fonte secundária da base de dados da *Ecoinvent*.

Quanto ao transbordo: para o transbordo, foram obtidos junto à empresa que opera a unidade os consumos de diesel, água e energia e a massa de resíduos domiciliares recebida, que consiste na massa coletada e destinada para ao transbordo para transferência a caminhões maiores e transportadas para o destino final.

Quanto à disposição final: o aterro sanitário possui uma área de cerca de 106 hectares sendo 20 hectares de reserva legal. É um aterro sanitário mecanizado com capacidade para recebimento de cerca de 3.000 t/dia de resíduos Classe II-A e II-B com vida útil estimada em 20 anos, segundo a empresa responsável. Considerando o início de operação do aterro em 2008 e o ano base de análise do presente estudo 2019, a cobertura temporal de análise da disposição final em aterro corresponde a 9 anos.

No inventário ambiental foram consideradas as atividades de aterramento dos resíduos, tratamento do biogás e dos lixiviados para o balanço de massa e energia na etapa de disposição final. Nas atividades de operação do aterro, foram coletados os consumos de energia elétrica, água, diesel e de solo usado para cobertura dos resíduos. O local recebe resíduos de outros municípios, portanto, foram contabilizados os consumos por tonelada de resíduo tratado no aterro.

O chorume gerado no aterro é drenado para tubulações que encaminham o líquido percolado para bacias de decantação, onde são realizados tratamentos físico-químicos e biológicos antes de ser disposto para um corpo hídrico receptor. Dessa forma, foi obtido o volume de lixiviado gerado, junto à empresa através de relatórios técnicos, e o processo foi modelado na base de dados (*Wastewater, Average {RoW}/treatment of*).

Quanto ao tratamento do biogás, no aterro em questão, no ano base, é realizado apenas queima do gás em *flare*. Os dados de interesse dessa etapa são a vazão de biogás no aterro, composição do biogás, eficiência de captura e fatores de emissões provenientes da queima. Enquanto a vazão de biogás foi fornecida pela empresa considerada a vazão de projeto, a composição utilizada considerou os valores médios encontrados por Maciel (2009) em estudo experimental com condições do resíduo semelhante à área de estudo. A eficiência de captura será adotada em 85% (UNFCCC, 2014). Os fatores de emissão adotados serão os propostos por Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).

A conexão entre os dados recolhidos no inventário e os impactos ambientais ocorre através da avaliação dos impactos de ciclo de vida. As diferenças nos resultados da avaliação de impactos entre as rotas tecnológicas são determinadas principalmente pelos benefícios associados e, frequentemente, as mudanças climáticas estão constituindo uma consideração importante.

As categorias de impacto consideradas para análise foram segundo o método escolhido (ReCiPe 2016) e de acordo com a representatividade para o estudo: Mudanças Climáticas (MC), expresso em kg de CO₂ eq. – dióxido de carbono equivalente; Acidificação (AC), expresso em kg de SO₂ eq. – dióxido de enxofre equivalente; Eutrofização (EU), expresso em kg de P eq. – fósforo equivalente; Material Particulado (MP), expresso em kg de MP2.5 equivalente; e Toxicidade Humana (TH), expresso em kg de DB eq. – diclorobenzeno equivalente.

A categoria “Mudanças Climáticas” é baseada nos dados do modelo proposto pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC (2007) e o fator de caracterização é o potencial de aquecimento global, portanto, é uma categoria de aplicação global. Nessa categoria, contribuem para o impacto “mudanças climáticas” o dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso, cujo Potencial de Aquecimento Global é, respectivamente, segundo os dados do IPCC: PAQ_{CO2} = 1, PAQ_{CH4} = 25 e PAQ_{NOX} = 298. O cálculo do indicador é feito de acordo com a seguinte equação (Equação 1) (REICHERT, 2013):

$$MC = \sum_i^n PAQ_i \cdot m_i \quad (1)$$

Onde:

MC = valor do indicador de mudanças climáticas em kg de CO₂ equivalente

PAQ_{*i*} = Potencial de Aquecimento Global da substância *i*;

m_{*i*} = massa da substância *i* em kg.

A “Acidificação Terrestre” é a deposição de substâncias inorgânicas (como NO_x, NH₃ e SO₂) que causam mudanças na acidez do solo e para a maioria das espécies de plantas existe uma acidez ótima. No caso de Gerenciamento de Resíduos Sólidos, as principais emissões são referentes aos óxidos de nitrogênio e a amônia e o próprio óxido de enxofre (COELHO, 2018), cujo Potencial de

Acidificação serão obtidos do método ReCiPe 2016, os quais serão: $PA_{SO_2} = 1$, $PA_{NOX} = 0.36$ e $PA_{NH_3} = 1.96$. O indicador dessa categoria é calculado da seguinte maneira (Equação 2) (REICHERT, 2013):

$$AC = \sum_i^n PA_i \cdot m_i \quad (2)$$

Onde:

AC = valor do indicador de acidificação em kg de SO_2 equivalente;

PA = Potencial de Acidificação da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

A “Eutrofização” considera os nutrientes que afetam a passagem da biomassa aquática, principalmente o nitrogênio e o fósforo. O fator de caracterização é o Potencial de Eutrofização da substância, no caso será considerado o Fósforo (P) e o Fosfato (PO_4^{-3}), os quais serão obtidos também do ReCiPe 2016: $PE_P = 1$ e $PE_{Fosfato} = 0.33$. O cálculo do indicador para esta categoria é o seguinte (Equação 3) (REICHERT, 2013):

$$EU = \sum_i^n PE_i \cdot m_i \quad (3)$$

Onde:

EU = valor do indicador de eutrofização em kg de P equivalente;

PE = Potencial de Eutrofização da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

O “Material Particulado” considerado para análise ambiental é o gerado por atividades antrópicas e o indicador de formação potencial de materiais particulados é a ingestão/entrada de partículas com diâmetro inferior a $2.5 \mu m$, segundo o método ReCiPe 2016. As substâncias precursoras são a amônia, óxido nitroso e óxido de enxofre. Os Potenciais de formação de Material Particulado (PMP) serão obtidos do ReCiPe 2016, sendo os quais: $PMP_{NH_3} = 0.24$, $PMP_{NOX} = 0.11$, $PMP_{SO_2} = 0.29$ e

$PMP_{2.5} = 1$. O cálculo do indicador da categoria é feito da seguinte forma (Equação 4):

$$MP = \sum_i^n PMP_i \cdot m_i \quad (4)$$

Onde:

MP = valor do indicador de Material Particulado em kg de $MP_{2.5}$ equivalente;

PMP = potencial de formação de material particulado da substância i ;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

Por fim, a Toxicidade Humana considera a persistência, acumulação e toxicidade de uma substância química. Segundo o método ReCiPe 2016, o Potencial de Toxicidade é específico para o compartimento em que a substância foi emitida, a via de ingestão (oral ou por inalação) e o efeito (carcinogênico ou não carcinogênico). Os fatores de caracterização para a substância diclorobenzeno de acordo com o meio de emissão e o efeito serão obtidos do método de caracterização de impactos ambientais ReCiPe 2016 e o cálculo do indicador dessa categoria será obtido pela seguinte equação (Equação 5) (COELHO, 2018):

$$TH = \sum_j^m \sum_i^n PTH_{ij} \cdot m_i \quad (5)$$

Onde:

TH = valor do indicador de toxicidade humana em kg de diclobenzeno equivalente;

PTH_{ij} = Potencial de Toxicidade Humana da i -ésima substância emitida no j -ésimo meio;

m_i = massa da substância i emitida em kg.

3.4.4 Eixo Social - Avaliação do Ciclo de Vida Social

A estrutura da Avaliação do Ciclo de Vida Social é composta pela definição das categorias de impacto, as subcategorias e os indicadores, os quais são agregados de acordo com as partes interessadas. Nesse estudo, as partes interessadas envolvidas no sistema de produto são os gestores municipais responsáveis pela gestão de RSU (poder público); os agentes de limpeza urbana do município (trabalhadores); e os cidadãos de Paulista, os quais são ao mesmo tempo usuários dos serviços de gestão dos resíduos urbanos (consumidores) e a comunidade local (Quadro 3), observando as experiências de Aparcana e Salhofer (2013), Yildiz-Geyhan *et al.* (2017) e Ibáñez-Forés *et al.* (2019).

Quadro 3 - Definição dos Stakeholders considerados no presente estudo

Stakeholders	Definição
Poder Público (PP)	Gestores municipais de RSU
Trabalhadores (T)	Funcionários da coleta urbana
Consumidores (C)	Usuários do serviço de coleta urbana pública
Comunidade Local (CL)	População do município de Paulista

Fonte: A Autora (2022).

A fim de medir os efeitos sociais do processo de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos foram escolhidas categorias de impacto, subcategorias e indicadores sociais, a partir de uma revisão de literatura de avaliação social em geral para identificar aqueles mais utilizados nos trabalhos e aplicável ao tema e a particularidades locais. As categorias de impacto selecionadas foram: Direitos Humanos (DH), Condições de Trabalho (CT), Saúde e Segurança (SS), Repercussões Socioeconômicas (RS) e Governança (G).

A definição das subcategorias pertinentes ao presente estudo ocorreu de acordo com as diretrizes da UNEP/SETAC (2013), sendo priorizadas aquelas relacionadas aos aspectos sociais presentes em sistemas de gerenciamento de resíduos, bem como a disponibilidade de dados, a confiabilidade e importância, como indicado por Yildiz-Geyhan *et al.* (2017). Por exemplo, respeito aos direitos indígenas são subcategorias de impacto da categoria de comunidade local que não se aplica ao presente estudo e por isso não foi considerada em análise.

As subcategorias são avaliadas segundo indicadores, os quais representam a definição específica dos dados requeridos para a análise. Os indicadores

selecionados para a presente pesquisa foram definidos a partir das diretrizes da UNEP/SETAC (2013), Bork *et al.* (2015), Yildiz-Geyhan *et al.* (2017) e Ibañez-Forès *et al.* (2019). As subcategorias e indicadores de impactos sociais para sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos do município de Paulista estão descritas nos Quadros de 4 a 7.

Quadro 4 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto do poder público

Categoria de Impacto	Subcategoria	Indicadores
Governança	Transparência	Presença de relatórios periódicos das atividades do sistema municipal de gerenciamento de resíduos;
	Compromisso público com questões de sustentabilidade	Valor dos recursos públicos investidos em ações referente à gestão de resíduos;
	Regulamentação do sistema de gerenciamento de resíduos	Existência de legislação sobre gestão de resíduos no município;

Fonte: Adaptado de IBAÑEZ-FORÉS *et al.* (2019).

Quadro 5 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto dos trabalhadores

Categorias de Impacto	Subcategoria	Indicadores
Condições de Trabalho	Liberdade sindical e negociações coletivas	Presença de trabalhadores identificados que são membros de associações capazes de se organizar e/ou negociar coletivamente;
	Horas de trabalho	Horas de trabalho por empregado por dia;
	Salário justo	Trabalhador com menor salário, comparado ao salário-mínimo; Pagamento regular e documentado de trabalhadores;
Direitos Humanos	Trabalho infantil	Ausência de crianças trabalhadoras com idade inferior a 14 anos ² ;
	Igualdade de oportunidades/discriminação	Percentual de mulheres na força de trabalho;
Saúde e Segurança	Saúde e segurança	Uso de equipamentos de proteção individual (EPI);
		Número/porcentagem de acidentes de trabalho;
Repercussões Socioeconômicas	Benefícios sociais/segurança social	Lista e breve descrição dos benefícios sociais oferecidos aos trabalhadores (educação, plano de saúde, etc.);

Fonte: UNEP/SETAC (2013)

²De acordo com o Estatuto da Criança e do Adolescente, é proibido qualquer trabalho aos menores de quatorze anos de idade, salvo na condição de aprendiz (BRASIL, 1990).

Quadro 6 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto dos consumidores

Categoria de Impacto	Subcategoria	Indicadores
Governança	Mecanismo de Feedback	Presença de mecanismo de feedback dos serviços;
Repercussões Socioeconômicas	Responsabilidade pelo fim do ciclo de vida	Força da legislação nacional sobre destinação final e reciclagem; Presença de Pontos de Entrega Voluntária no município.

Fonte: UNEP/SETAC (2013)

Quadro 7 - Categorias, subcategorias e indicadores de impacto da comunidade local

Categoria de Impacto	Subcategoria	Indicadores
Repercussões Socioeconômicas	Engajamento da Comunidade	Desenvolvimento da consciência e responsabilidade ambiental na gestão de resíduos
	Emprego Local	Percentual de mão-de-obra contratada localmente;
Saúde e Segurança	Condições de saúde e segurança	Se os sistemas analisados afetam as condições de saúde e vida segura da comunidade local ou não.

Fonte: UNEP/SETAC, 2013; IBAÑEZ-FORÈS et al. (2019)

Os dados para construção do inventário social serão do tipo qualitativo, quantitativo e semiquantitativo, como sugerem Sala *et al.* (2015) para uma análise de ACV Social. Os dados quantitativos podem ser medidos diretamente por números, enquanto os qualitativos são definidos de maneira descrita. Já os dados semiquantitativos são apresentados na forma de sim/não ou em escala ou sistema de pontuação (YILDIZ-GEYHAN, 2017).

Os dados também são classificados como específicos, pois serão coletados diretamente das partes interessadas, através de entrevistas e aplicação de questionários sociais (APÊNDICE B), e por análise de documentos e relatórios próprios da atividade e do município, bem como de observações advindas das visitas de campo. Também serão utilizados dados genéricos, de publicações oficiais e fontes estatísticas. O propósito é obter informações sobre os impactos sociais e o contexto em que ocorrem e obter resposta para os indicadores selecionados para o inventário social do ciclo de vida.

Para análise dos impactos sociais do sistema de gerenciamento de resíduos para o município de Paulista-PE foram escolhidos 4 grupos de partes interessadas, 5 categorias de impacto, subdivididas em 15 subcategorias de impacto as quais serão analisadas por 18 indicadores.

Para avaliação dos impactos sociais, ao contrário da ACV Ambiental, em que há métodos diversos e amplamente aceitos para avaliação dos impactos ambientais, no caso da ACV Social não há uma metodologia internacionalmente padronizada para esta etapa. Nas diretrizes da UNEP/SETAC (2009) orienta-se que os dados do inventário possam ser avaliados e interpretados com o uso de um sistema de pontuação.

O modelo de avaliação de impactos sociais proposto por este estudo é a metodologia sugerida por Ramirez *et al.* (2014) com as adaptações de Santiago (2019) e que é denominada *Subcategory Assessment Method* (SAM). Esse método consiste na adoção de requerimentos básicos para análise das subcategorias de impacto em que cada um desses requerimentos é avaliado segundo níveis que vão de A a D. O nível A significa que a parte interessada pratica e é proativa em boas práticas ao longo do ciclo de vida do sistema; o Nível B indica que o requerimento básico foi simplesmente atendido; e os níveis C e D representam aquelas que não atendem aos requerimentos básicos. Em sequência, os níveis são convertidos em valores numéricos, de 1 a 4, respectivamente ao nível estabelecido, sendo que o nível A equivale ao valor 4, para tornar a análise de dados qualitativos mais objetiva.

Os requerimentos básicos utilizados na análise das subcategorias selecionadas nesse estudo foram fundamentados em Ramirez *et al.* (2014), Santiago (2019) e UNEP/SETAC (2013), bem como em legislações nacionais e estão apresentados no Apêndice H. A definição dos níveis considerou as boas práticas no atendimento das questões sociais, para o nível A; considerou-se o nível B como o cumprimento dos requisitos básicos segundo o atendimento a legislações nacionais vigentes; o nível C e D representam o não atendimento aos requisitos básicos, sendo a diferença entre os dois níveis o cumprimento de alguns regulamentos internacionais e o não atendimento a nenhum requisito básico e a nenhuma legislação nacional ou internacional, sendo esse o nível D.

3.4.5 Eixo Econômico - Custo do Ciclo de Vida

O tipo de abordagem adotado nesse estudo para o Custo do Ciclo de Vida será a convencional (financeira), a fim de evitar dupla contagem de impactos com a ACV ambiental e social. O inventário econômico no sistema de gerenciamento irá contabilizar os custos de aquisição e de processamento. Os custos de aquisição se

referem aos custos de investimento no sistema de gerenciamento e os de processamento são caracterizados em custos de operação e manutenção e, considerando que a execução dos serviços é indireta (não é realizado diretamente pelo poder público), acrescentam-se os Benefícios e Despesas Indiretas (PINHEIRO; FERREIRA, 2017). Não há receitas provenientes da venda de materiais recicláveis ou de composto orgânico, no entanto, há receita a partir de taxa de limpeza urbana.

O sistema de gerenciamento de resíduos foi dividido em atividades (como já definidas no escopo do estudo de ASCV), quais sejam: coleta, transporte, tratamento e disposição final. Os dados econômicos foram coletados junto aos contratos de licitação disponíveis no portal da transparência e praticados no período analisado. Custos de investimentos e capital despendidos anteriormente ao período em estudo não foram considerados. As contribuições de cada custo no inventário econômico foram apresentadas em função das informações coletadas in loco e na literatura.

Os custos de cada atividade pertencente ao sistema de gerenciamento correspondem aos custos necessários para que os serviços de manejo de resíduos sejam executados no município. Cada atividade foi detalhada de acordo com itens de custos relevantes. Cada item foi classificado em custo de investimento (CI), custo de operação/manutenção (COM) e Benefícios e Despesas Indiretas (BDI). O CCV do sistema de resíduos é obtido a partir da soma dos custos associados a todas as atividades incluídas, como explica a Equação (6).

$$CCV = CI + COM + BDI \quad (6)$$

Onde:

CI: Custos de Investimentos

COM: Custos de Operação e Manutenção

BDI: Benefícios e Despesas Indiretas

Dessa forma, cada etapa do ciclo de vida foi avaliada segundo custos monetários e os dados sistematizados em planilha de Excel. Como método de avaliação quali-quantitativo dos custos, foram utilizados indicadores de eficiência como propostos por Reichert (2013), quais sejam: o custo total por tonelada, domicílio, pessoa; e o custo total do SGRSD como porcentagem do orçamento total do município; e como sugerido pelo Sistema Nacional de Informações Sobre Saneamento (SNIS), o indicador de Autossuficiência financeira da prefeitura com o

manejo de RSU, em porcentagem, que relaciona o custo/despesa total do sistema e a receita arrecadada com taxas e tarifas referentes à gestão e manejo de RSU.

Considerando que os custos praticados para o gerenciamento de resíduos no município serão despendidos ao longo de um horizonte de planejamento, é necessário a correção dos valores. Para o horizonte temporal de planejamento futuro foi considerado a vida útil do aterro sanitário (estimado em 9 anos). A análise econômica, nesse sentido, será mediante o Valor Presente Líquido (VPL), que constitui um critério econômico que determina o valor presente dos fluxos de caixa futuros, descontados a uma taxa de juros, que pode ser chamada de Taxa Mínima de Atratividade. O projeto apresenta viabilidade econômica quando o VPL é maior do que zero, e quanto maior o VPL, melhor o projeto (SILVA; FONTES, 2005; OLIVEIRA et al., 2020).

$$VPL = \sum_{j=0}^n R_j (1 + i)^{-j} - \sum_{j=0}^n C_j (1 + i)^{-j}$$

Onde:

R_j = valor atual das receitas;

C_j = valor atual dos custos;

i = taxa de juros;

j = período em que as receitas ou os custos ocorrem; e

n = duração do projeto.

As premissas básicas utilizadas para a análise econômica, foram:

- População do município de Paulista em 2019: 334.376 habitantes (IBGE, 2020);
- Número de domicílios: 90.635 (Censo, 2010);
- Orçamento Municipal em 2019: R\$ 531.179.000 (Lei Orçamentária Anual, Paulista/PE)
- Receita arrecadada com taxas e tarifas referentes à gestão e manejo de RSU: 5.794.191,49 (SNIS, 2019);
- Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA): 10,38% acumulado em 2021 – janeiro de 2021 a janeiro de 2022 (IBGE, 2022);
- Taxa de desconto (representa a taxa de juros no VPL): 8,5% (BRASIL, 2021).

3.4.6 Interpretação dos resultados

A interpretação dos resultados consiste na combinação entre as conclusões do inventário do ciclo de vida e avaliação dos impactos, bem como o objetivo e escopo, segundo as orientações da norma ABNT ISO 14.040. Tais análises geraram conclusões e recomendações quanto a indicação de rotas tecnológicas alternativas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos.

Na interpretação de aspectos sociais, Ciroth e Franze (2011) afirmam que a Avaliação do Ciclo de Vida Social é primordialmente subjetiva. Portanto, para ganhar mais objetividade na análise, os conceitos são abordados do ponto de vista de padrões sociais internacionalmente aceitos, como a Organização Internacional do Trabalho. Foolmaun e Ramjeeawon (2013) afirmam que apesar da avaliação social ser feita a partir de escores, os resultados não são relevantes como números e sim como modelo comparativo para analisar os aspectos sociais entre os estudos de caso. Na interpretação dos resultados, a conexão entre as respostas da análise de inventário e as categorias de impacto foram analisadas em detalhes. As possíveis razões dos impactos são discutidas em relação às categorias de impacto a fim de responder ao objetivo do estudo proposto em seu escopo.

O inventário econômico foi avaliado pelos indicadores de eficiência e sustentabilidade econômica como proposto no item 3.4.5. A interpretação dos resultados fundamentou a análise de diretrizes para o sistema de resíduos municipal com inferências para a proposição de rotas tecnológicas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA – SISTEMA EM OPERAÇÃO (2019)

Nessa seção foram apresentados os resultados relativos à Avaliação de Sustentabilidade do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com estudo de caso no município de Paulista/PE. As análises foram descritas a partir da modelagem proposta e subsidiaram a discussão e proposição de melhorias ao sistema a partir da esquematização de sistemas alternativos, sobre os quais será

realizada a Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida.

4.1.1 Avaliação do Ciclo de Vida Ambiental

a) Inventário Ambiental

Os dados primários referentes a situação base de gerenciamento de resíduos no município de Paulista foram obtidos e compilados a partir de resposta a um questionário que se encontra no Apêndice A, respostas estas fornecidas pela empresa privada que realizava no momento da coleta de dados a gestão de resíduos do município e confirmadas através de relatórios técnicos mantidos pela gestão municipal. Também foram utilizados dados secundários obtidos na base de dados da *Ecoinvent* 3.6.

Na situação inicial de análise (ano de 2019), as variáveis de entrada consideradas são, além da quantidade de resíduos coletados diariamente, o transporte dos resíduos dos centros geradores até a unidade de transbordo, que corresponde a quantidade de combustível utilizado por tonelada de resíduo, bem como de sua operação, contabilizada através da utilização de energia (kWh/t) e diesel (L/t). Não é utilizada água na atividade de transbordo, apenas no espaço administrativo. A utilização da medição das unidades expressas por toneladas de resíduos facilita a comparação entre diferentes etapas do sistema e entre estudos diferentes.

Ainda como variável de entrada, há o consumo de combustível (L/t) no transporte dos resíduos da unidade de transbordo até a disposição final (aterro sanitário); e a operação do aterro sanitário, em que são contabilizados o consumo de energia (kWh/t) água (m³/t), solo para cobertura (kg) e diesel (L/t). As variáveis de saída são as emissões gasosas para a atmosfera provenientes dos processos envolvidos em cada etapa.

Dessa forma, a coleta comum e transporte dos resíduos representam a distância percorrida de 7,83 km/t e um consumo de diesel de 11,75 L/t. No transbordo, o consumo de energia elétrica é, em média, 0,62 kWh/t; há utilização de uma escavadeira hidráulica a qual consome combustível em cerca de 0,61 L/t de resíduos. Destaca-se que na unidade de transbordo funciona o complexo administrativo e de pessoal da gestão de resíduos municipal. Para a disposição final

há o transporte dos resíduos da unidade de transbordo até o aterro sanitário, em que se utilizam caminhões carretas de capacidade entre 29 e 35 m³ e a distância percorrida é de 2,94 km/t e o consumo de combustível é de 1,83 L/t.

Na operação do aterro sanitário, são utilizados 1,15 L/t de diesel, 0,20 kg/t de solo para cobertura e produzidos 0,307 m³/t de lixiviado. Esses dados foram coletados a partir de relatórios técnicos da empresa. A energia consumida na operação do aterro é de 9091 kWh/mês, de acordo com os equipamentos utilizados na unidade operacional (GUEDES, 2022). O consumo de água foi estimado em função do número de lavagens de equipamentos da operação, obtida em relatório técnico, e do consumo médio de 450 litros de água por lavagem de caminhão (SUBTIL *et al.*, 2016).

As saídas no sistema são as emissões gasosas para o ar e o lixiviado. As emissões foram calculadas pelo software de análise, no qual é possível realizar o inventário. Quanto ao biogás, é gerada uma vazão no aterro de 5 mil m³/h; a composição do biogás média de Maciel (2009) com 55% de CH₄, 40% de CO₂, 2% de N₂ e 1% de O₂; e eficiência de captação de 85% (UNFCCC, 2014); o CO₂ proveniente da queima é contabilizado, porém não contribui para os gases de efeito estufa, pois é considerada como fração biogênica; as principais emissões liberadas pela combustão de biogás em flares são CO, NO₂, SO_x e Dioxinas e Furanos com fatores de emissão: 800, 100, 25 e 1,9 mg/m³, respectivamente (CHERUBINI; BARGIGLI; UGLIATI, 2009).

O inventário ambiental corresponde à sistematização dos fluxos mássicos e energéticos de acordo com o sistema de produto, os quais estão tabulados no Apêndice C, e os resultados foram apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 - Inventário do Ciclo de Vida Ambiental do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domésticos do município de Paulista/PE

Processo	Fluxo	Unidade Funcional	Quantidade	Unidade	
Coleta Comum	Entradas	RSD	246,67	t/dia	
		Diesel	11,75	L/t	
	Saídas	CO ₂	3,20E+03		
		NO _x	19,3		
		MP	1,69	kg	
		CO	7,68		
		CH ₄	3,85		
Transbordo	Entradas	RSD	246,67	t/dia	
		Diesel	0,61	L/t	
		Eletricidade	0,62	KWh/t	
	Saídas	CO ₂	116		
		NO _x	0,414		
		MP	0,0525	kg	
		CO	0,151		
		CH ₄	4,66E-08		
Transporte até o Aterro	Entradas	RSD	246,67	t/dia	
		Diesel	1,83	L/t	
	Saídas	CO ₂	247		
		NO _x	1,02		
		MP	0,111	kg	
		CO	0,493		
		CH ₄	1,99E-07		
Operação Aterro Sanitário	Entradas	RSD	246,67	t/dia	
		Diesel	1,15	L/t	
		Solo para cobertura	3280	m ³	
		Água	0,82	kg/t	
			Eletricidade	0,27	kWh/t
	Saídas	CO ₂	3,60E+04		
CH ₄		2,25E+03			
N ₂		136	kg		
NO _x		0,714			
		Lixiviado	0,307	m ³ /t	

Fonte: A Autora (2022).

A coleta comum dos resíduos representa uma fase de grande consumo de combustível e conseqüente emissão de gases para a atmosfera devido à queima do combustível. Especialmente, percebe-se a baixa eficiência no uso do combustível na coleta dos resíduos dentro da cidade em relação ao transporte dos resíduos em caminhões maiores e sem as paradas, mesmo que percorrendo uma distância menor de viagem por veículo. É possível observar que o consumo de diesel na

coleta é cerca de 10 vezes o consumo para as atividades de aterramento e compactação na operação do aterro sanitário. A geração do metano devido ao tratamento dos resíduos no aterro sanitário é mais representativa do que na coleta e transferência dos resíduos. Devido à operação do aterro sanitário, é possível visualizar no inventário a saída do lixiviado, líquido esse que pode causar a eutrofização de corpos hídricos, caso não sejam tomadas as medidas de tratamento adequadas.

Em pesquisa realizada por Paes (2018), aplicando ACV no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos na cidade de Sorocaba, SP, foi observado que a etapa de operação do aterro é a mais significativa em relação às emissões de gases para a atmosfera. Da mesma forma, nesse estudo o consumo de diesel foi mais significativo nas etapas de coleta do que no aterramento e compactação dos resíduos, sendo o consumo da coleta três vezes superior à operação do aterro. A quilometragem rodada e o consumo de combustível na etapa de coleta dos resíduos estão relacionados com as rotas de coleta e área do município e a quantidade de resíduo coletado diariamente, mas também está diretamente associado à frota disponível, a idade dessa frota, cronogramas de manutenção, topografia, malha viária e pavimentação e calçamento das ruas (PINHEIRO; FERREIRA, 2017).

A análise do inventário do ciclo de vida é importante, pois podem ser realizadas contribuições para melhoria dos processos e etapas do gerenciamento de resíduos nos municípios. Dessa forma, pode-se propor o uso de combustíveis alternativos e mais limpo em comparação com os combustíveis fósseis, tal como diesel. Dentro desse contexto, outra alternativa que pode ser pensada para redução da emissão gasosa é a otimização das rotas de coleta, uma vez que a quilometragem rodada para coleta comum interfere diretamente na quantidade de poluentes emitidos. No caso do município de Paulista, as rotas de coleta não são atualizadas há alguns anos, observando-se que as diferentes empresas que foram contratadas para executar os serviços utilizaram os traçados já existentes, sem considerar o aumento da população e até mesmo a dinamização urbana do município, que tem se acentuado. Ainda, a manutenção da frota e a direção defensiva também constituem elementos que podem ser adotados para redução do fluxo de matéria na saída desse sistema.

Nesse sentido, é possível visualizar através do inventário que a fase de aterramento e compactação dos resíduos no aterro sanitário contribui bastante para

a emissão de gases do efeito estufa e que medidas alternativas devem ser pensadas na ideia de reduzir a quantidade de resíduos aterrados, como triagem dos materiais antes da disposição final e outras rotas de tratamento, como reciclagem dos materiais secos, compostagem do material úmido ou digestão anaeróbia, entre outras medidas.

b) Avaliação dos impactos ambientais

Baseado no inventário do ciclo de vida e a sistematização da contribuição mássica e energética de cada etapa do sistema de gerenciamento de resíduos domiciliares de Paulista/PE, foi realizada a avaliação dos impactos do ciclo de vida, apresentada segundo categorias de impactos, sendo um total de 5 categorias analisadas pelo método ReCiPe 2016 (Tabela 2).

Tabela 2 - Impactos Ambientais por categorias e por fluxo da unidade funcional

Categoria de Impacto	Unidade	Coleta Comum	Transbordo	Transporte – Aterro	Operação Aterro Sanitário
Mudanças Climáticas	kg CO2 eq.	3.380,00	134	272	31.400
Acidificação Terrestre	kg SO2 eq.	16,1	0,957	1,74	1,82
Eutrofização	kg P eq.	0,131	0,0192	0,0211	0,102
Material Particulado	kg PM2.5 eq.	6,45	0,33	0,619	0,628
Toxicidade Humana	kg 1,4-DCB	866,8	81,29	133,35	316,36

Fonte: A Autora (2022).

Observa-se que as etapas de operação do aterro e da coleta são as que mais contribuem para as mudanças climáticas e toxicidade humana. A categoria eutrofização não apresentou grandes diferenciações entre os processos analisados e a acidificação terrestre teve maior relevância na etapa da coleta comum dos resíduos. As emissões gasosas resultantes da atividade de tratamento do biogás, em que há a queima do metano e liberação de CO₂ para a atmosfera, são responsáveis por quase 100% da contribuição da operação do aterro sanitário para a categoria mudanças climáticas.

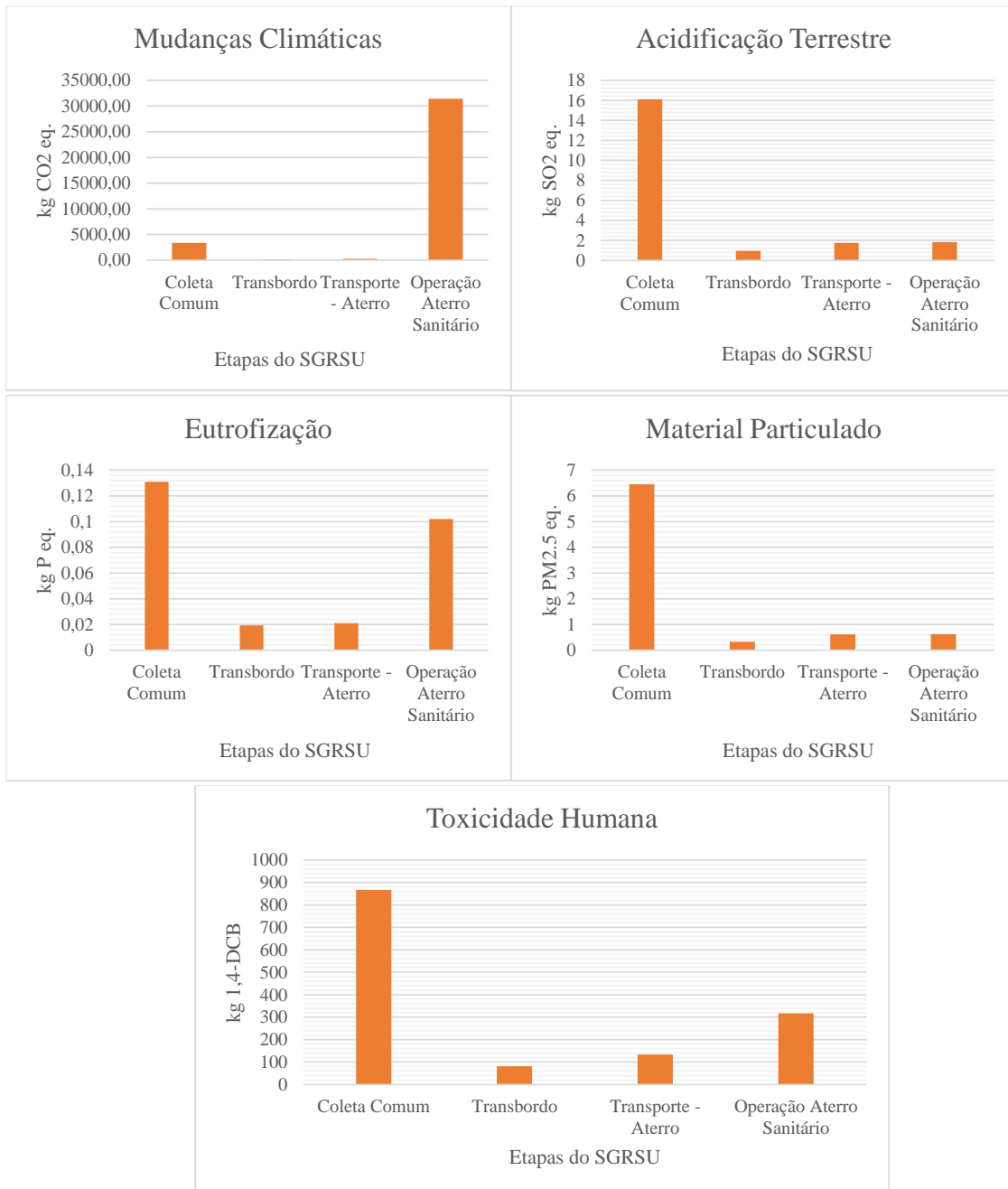
Observando a contribuição das etapas em cada categoria de impacto

(Apêndice D) e as contribuições das atividades dimensionadas no Simapro, na etapa de coleta comum dos resíduos, o serviço de coleta porta a porta com caminhões compactadores contribuiu com cerca de 58% para os impactos ambientais desse processo na categoria de mudanças climáticas. A produção do diesel que abastece os caminhões de coleta urbana representou 15,4% dos impactos nessa mesma categoria.

A categoria toxicidade humana tem o maior impacto proveniente da etapa de coleta, especialmente devido a processos associados à construção de estradas e fabricação dos caminhões. Na etapa do aterro sanitário, a toxicidade humana é favorecida principalmente pelo processo de tratamento do lixiviado (57,6%) e no transporte até o aterro, a contribuição também é proveniente da construção de estradas e caminhões.

As etapas de transbordo e transporte tem menor contribuição de forma geral para os impactos ambientais. No transporte até o aterro, a produção de diesel para abastecer os caminhões de transporte contribui com mais de 70% para os impactos de mudanças climáticas nessa etapa. O diesel também contribui nos impactos do transbordo, em que é utilizado na retroescavadeira, e representa 53% de contribuição para mudanças climáticas nessa fase. No entanto, o uso da energia elétrica no transbordo também favorece os impactos ambientais dessa fase do gerenciamento, contribuindo com 46,7% para os impactos do transbordo nas mudanças climáticas e 63% dos impactos na toxicidade humana. Os resultados foram apresentados em funções de gráficos que relacionam as etapas do gerenciamento e as categorias de impacto (FIGURA 9).

Figura 9 - Resultados das categorias de impactos analisadas em função da etapa do gerenciamento



Fonte: A Autora (2022).

A Figura 9 evidencia que a coleta comum dos resíduos domésticos representa a etapa de maior impacto ambiental em 4 das 5 categorias analisadas. A operação do aterro sanitário também se destaca como etapa de grandes impactos ao sistema de gerenciamento de resíduos, sendo essa etapa a que mais contribui para a categoria mudanças climáticas. Essa categoria representa o Potencial de Aquecimento Global em função de fatores de caracterização baseado nos dados do

modelo proposto pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* - IPCC, portanto, uma análise de aplicação global. Com a finalidade de apresentar e confirmar as etapas do SGRSU com maiores contribuições no ciclo de vida são apresentados os processos de maior participação em termos percentuais (Tabela 3).

Tabela 3 - Apresentação das etapas do SGRSD com maiores percentuais de participação para cada categoria de impacto

Categoria de Impacto	Processo	Contribuição (%)
Mudanças Climáticas	Aterro Sanitário	89,24
Acidificação Terrestre	Coleta	79,44
Eutrofização	Coleta	48,11
	Aterro Sanitário	37,32
Material Particulado	Coleta	81,21
Toxicidade Humana	Coleta	61,74
	Aterro Sanitário	22,63

Fonte: A Autora (2022).

A Tabela 03 confirma as etapas de coleta e aterro sanitário como as atividades de maior impacto ambiental para o sistema, bem como evidencia que as atividades de transbordo e transporte até a disposição final apresentam menores emissões para o ambiente. Santiago (2019) em estudo de ACV em diferentes cenários de gerenciamento de resíduos para a cidade de Porto Alegre também obteve como resultado a etapa de coleta como a mais significativa para os impactos ambientais dos sistemas, utilizando método de análise de impacto diferente (CML 2001). Nesse estudo em questão, o aterro sanitário não teve grande contribuição para os impactos, no entanto, o tratamento do biogás em todos os cenários também contemplava o aproveitamento energético.

Oliveira (2019) em pesquisa semelhante, mas com estudo de caso em Brasília-DF, observou que o cenário em que todos os resíduos coletados, de forma indiferenciada, são destinados para o aterro sem aproveitamento energético é o que apresenta o maior potencial de aquecimento global. Nesse estudo, o mesmo cenário também representou o pior resultado para a categoria de toxicidade humana. Santiago (2019) também observou que a coleta é o processo que mais contribui para a toxicidade humana.

Lins *et al.* (2020) em estudo de ACV da coleta seletiva do plástico na cidade

de João Pessoa, Paraíba, observaram que a coleta regular é a etapa mais impactante para o sistema analisado, não sendo compensada pela reciclagem do plástico, isso devido as grandes distâncias percorridas. Liikanen *et al.* (2018) também em Avaliação de Ciclo de Vida de cenários de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, em São Paulo, observaram que o cenário de disposição final 100% em aterro sanitário apresenta a maior contribuição para emissão de gases do efeito estufa e potencializador do aquecimento global.

Quanto a acidificação terrestre, observa-se que o aterro sanitário não apresentou significativa relevância para a categoria. Esse perfil foi observado também por Oliveira (2019) e Liikanen *et al.* (2018). Paes (2018) encontrou um perfil de impactos ambiental para o sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de Sorocaba (SP) muito semelhante ao presente estudo, isso pelas características semelhantes desses municípios nos anos de análise. Nesse sentido, o autor verificou que as etapas de coleta e aterro sanitário são as que mais contribuem para os impactos globais dos sistemas, devido ao consumo de combustível e a queima do metano, atividades que contribuem especialmente para o potencial de aquecimento global e toxicidade humana. De acordo com Wang *et al.* (2021), os aterros sanitários são a terceira maior fonte de emissões antropogênicas de metano. Uma das principais limitações dos estudos de ACV é a disponibilidade de dados locais e a necessidade de utilização de dados globais. Nesse estudo, foram utilizados dados primários e esses complementados por dados secundários e globais.

Observando os resultados de pesquisas semelhantes à presente tese, no entanto, em outras localidades, Fernandez-Nava *et al.* (2014) em ACV de SGRSU nas Astúrias, Espanha, verificaram que o aterro sanitário, com aproveitamento energético, é a opção com maiores impactos ambientais, em relação a outras alternativas de tratamento, com reciclagem e aproveitamento dos resíduos orgânicos, e que a etapa de coleta dos resíduos produz impacto significativo ao meio ambiente.

Di Maria e Micale (2014), em estudo de caso de ACV de RSU em área urbana italiana, estudaram os impactos ambientais em diferentes cenários nos quais o que variava era a porcentagem de resíduos coletados seletivamente. Nesse sentido, na pesquisa em questão, a coleta seletiva variava de 0 a 52% da massa de resíduos e, nessa configuração, a etapa de coleta não foi significativa nos impactos ambientais e nem nas categorias de impacto.

4.1.2 Custo do Ciclo de Vida

Nessa etapa, foram contabilizados os custos de aquisição e processamento para análise do ciclo de vida do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Paulista/PE sob o aspecto econômico, isso porque, além dos impactos ambientais, é preciso verificar os impactos econômicos, em termos de custos de investimento e operação e manutenção do sistema, provocado para a sociedade (AYODELE *et al.*, 2020). Os custos foram obtidos em planilhas orçamentárias apresentadas pelas organizações privadas executoras dos serviços, presentes nos processos licitatórios do município. O inventário econômico completo está apresentado no Apêndice E. Os resultados dos indicadores econômicos estão apresentados na Tabela 4, com base no inventário de custo de ciclo de vida e nas premissas básicas da análise econômica, descritas no item 3.4.5.

Tabela 4 - Custos e indicadores econômicos

Etapa do Gerenciamento	Custo Anual (R\$/a)	Custo Unitário (R\$/t)	Custo por domicílio (R\$/dom.a)	Custo por habitante (R\$/hab.a)
Coleta Urbana	11.996.562,00	135,10	132,36	35,88
Transbordo e Transporte	1.852.647,00	20,86	20,44	5,54
Disposição Final	4.875.120,00	54,90	53,79	14,58
Custo Total	18.724.329,00	210,86	206,59	56,00

Fonte: A Autora (2022).

Analisando os custos do sistema de gerenciamento, observa-se que a coleta de resíduos é a etapa que demanda maior orçamento para o município, significando 64% do valor total de gastos com o manejo dos resíduos sólidos urbanos. Essa contribuição está de acordo com as estimativas de Kaza *et al.* (2018), que afirmam que dentre os custos totais de coleta, transporte e destinação final, a coleta contribui com aproximadamente de 50 a 70%. No fluxo da coleta em Paulista, a mão-de-obra é o item de maior participação, representando quase 52% dos valores envolvidos. A mão-de-obra majoritária é a diretamente envolvida na recolha dos resíduos, sendo composta principalmente pelos motoristas e coletores. O consumo de combustível e óleo lubrificante também são elementos importantes para o serviço, constituindo cerca de 10% do custo dessa fase, sendo que os veículos e manutenção, no total, representam 28,08% dos gastos da coleta no município de Paulista.

O custo unitário por tonelada de resíduo coletado do SGRSU em Paulista é

de R\$ 210,86, em 2019. Na cidade de Porto Alegre, no cenário base em que há coleta comum e seletiva dos materiais, unidade de triagem e compostagem, ainda assim, pouco mais de 80% da massa coletada é destinado ao aterro sanitário, o custo por tonelada do sistema era de R\$ 218,46 (REICHERT, 2013). Em estudo conduzido com 21 municípios de pequeno porte no Rio Grande do Sul, o custo com o manejo de resíduos sólidos variou de R\$ 163,45 até R\$ 833,82 a tonelada, com média de R\$ 288,99 (TESKE *et al.*, 2018).

A análise comparativa entre os custos dos serviços é difícil de se estabelecer, em função da diversidade na prestação de serviços entre municípios e regiões e os diferentes períodos de análise. Em alguns locais o transporte é mais caro devido à distância percorrida, existência de transbordo ou não; os tipos de tratamento e destinação final têm variedade e essas podem incidir no aumento dos custos. O custo médio da coleta de resíduos é maior na Região Sul e Sudeste do que na Região Nordeste, possivelmente em função das tecnologias, maior presença de coleta seletiva, valor mais alto da mão-de-obra, terreno, combustível, entre outros insumos e serviços. Em Paulista, o custo unitário da coleta é de R\$ 135,10 e no Quadro 8 são apresentados os valores médios do custo unitário da coleta nas regiões brasileiras.

Quadro 8 - Valores médios do custo da coleta por tonelada de resíduo domiciliar coletado por Região

Região	Custo Coleta (R\$/t)
Centro-Oeste	114,74
Nordeste	137,49
Norte	144,46
Sudeste	204,16
Sul	225,17

Fonte: SNIS (2019).

Observa-se que a região Centro-Oeste é a que apresenta o menor custo unitário, seguido da Região Nordeste, e confirma-se a Região Sudeste e Sul com os maiores valores médios. O custo do serviço em Paulista está 1,7% abaixo da média da Região Nordeste e, de forma a complementar o retrato da região em que o município está inserido, Pernambuco apresenta um custo médio de R\$ 137,04 por tonelada, e a capital do Estado, Recife, valor médio de R\$ 159,41 por tonelada (SNIS, 2019). Rodrigues, Magalhães e Pereira (2016) retratam que os custos de coleta e transporte dos resíduos estão diretamente relacionados a morfologia da

cidade, seu traçado e densidade demográfica, bem como aspectos como frequência, prestador do serviço, despesas salariais e operação e manutenção dos veículos.

O CCV do SGRSU foi avaliado também em função do custo por domicílio (R\$ 206,59), por habitante (R\$ 56,00) e o comprometimento do orçamento público municipal com o manejo de resíduos (3,53%). Avaliando os resultados com o estudo semelhante executado por Reichert (2013) em Porto Alegre, no cenário já abordado, o custo nessa cidade por domicílio é de R\$ 171,16 e *per capita* de R\$ 63,30. É importante avaliar que no cenário em Porto Alegre existem receitas provenientes do sistema e o custo utilizado é o custo líquido, diferentemente em Paulista, em que não há receitas da venda de subprodutos. No estudo econômico com municípios de pequeno porte do RS, o custo *per capita* do manejo dos resíduos domiciliares variou de R\$ 10,16 até R\$ 241,50, com valor médio de R\$ 70,91. Destaca-se que nos municípios desse estudo também não há receitas de subprodutos e alguns deles têm iniciativa de coleta seletiva.

Foi avaliada ainda a sustentabilidade financeira do sistema (Apêndice F), e observou-se que a receita arrecadada paga por aproximadamente 31% do custo total do gerenciamento dos resíduos domiciliares. Considerando apenas a coleta urbana, atividade que recolhe os resíduos porta a porta dos munícipes, a taxa de limpeza urbana cobre apenas 48% do custo do serviço.

Os dados do SNIS, utilizados na maioria dos estudos de custo de manejo dos resíduos, incluem todos os custos para o manejo de RSU incluindo os custos com varrição e limpeza urbana, por isso, afim de realizar algumas inferências, serão apresentados os dados de Paulista considerando os custos dos serviços da limpeza urbana (Tabela 5).

Tabela 5 - Despesas com os serviços de manejo dos resíduos sólidos urbanos no município de Paulista, PE

Produto	Indicadores			
	Custo Total Anual (R\$)	Custo <i>per capita</i> (R\$/hab.a)	Custo em porcentagem do orçamento (%)	Autossuficiência financeira com o manejo de RSU (%)
Manejo dos Resíduos Sólidos Urbanos (RDO + RPU)	29.825.545,08	89,20	5,6	19,43

Fonte: A Autora (2022).

De acordo com a Abrelpe (2020), os recursos médios *per capita* nacional

investidos nos serviços de coleta de RSU e outras atividades da limpeza urbana é de R\$ 121,80 e na Região Nordeste é de R\$ 102,24, mostrando que Paulista está abaixo das médias nacionais e regionais. Ferreira e Barros (2021) conduziram análise estatística para avaliar os gastos municipais com manejo de resíduos na Região Metropolitana de Belo Horizonte e verificaram que os custos per capita referentes ao manejo de RSU apresentavam o valor médio de R\$ 78,00, também abaixo da média nacional no ano de análise (2017).

Ferreira e Barros (2021) também verificaram o custo em porcentagem do orçamento municipal na Região Metropolitana de Belo Horizonte dos serviços de manejo do RSU, considerando faixas populacionais diversas, e foram verificados valores de 2 e 4% do total dos recursos municipais. Toneto Júnior, Cardomingo e Toneto (2021) verificaram a partir de dados do SNIS, em 2019, que o grau de comprometimento das despesas totais dos municípios com o manejo de RSU é bastante próximo quando avaliadas as médias das regiões brasileiras, sendo a região Sul com o menor valor, 2,3%, e a Nordeste com o maior, de 3,42%. De acordo os autores citados, o maior comprometimento do orçamento indica uma maior qualidade dos serviços prestados e destinação final adequada.

No entanto, a Região Nordeste, segundo dados da Abrelpe (2020) e do SNIS (2019), possui os piores índices de destinação final, o que traz uma hipótese de que a região contrata serviços, em média, mais caros do que as demais com uma menor eficiência. Como apresentado na Tabela 5, Paulista apresentou o valor de 5,6%, superior à média da região e um elevado comprometimento do orçamento, considerando que apesar da destinação final ser o aterro sanitário, não há atividades de tratamento intermediárias no município e nem coleta seletiva.

Além do município despender significativa parcela do orçamento municipal com o manejo de RSU, o sistema não é autossustentável quando se analisa as receitas, que cobrem apenas 19% dos custos dos serviços, aqui incluídos a limpeza urbana. De acordo com o Panorama do Saneamento em 2021 (SNIS, 2021), na realidade brasileira, apenas 40,3% dos municípios fazem cobrança pelos serviços e o valor arrecado somente cobre 56,5% dos custos. Considerando os dados de autossuficiência por macrorregião geográfica, o Nordeste apresenta uma média de 32,3% e o Sudeste o melhor desempenho com 65,1%, evidenciando que Paulista está bem abaixo das médias nacionais.

Complementando a análise de viabilidade do sistema, foi utilizado um

indicador de nível econômico, o Valor Presente Líquido (VPL) e esse, considerando os custos do CCV e as receitas provenientes das taxas e tarifas cobradas pelo município, apresentou o valor negativo de R\$ 114.996.772,42 (Apêndice F), evidenciando a insustentabilidade do sistema ao longo de um horizonte de planejamento e com essa taxa de autossuficiência. Para ao menos zerar o VPL, a arrecadação com taxas de serviço de manejo de resíduos precisaria aumentar em pouco mais de 3 vezes do que foi observado em 2019. Considerando apenas o valor arrecadado com as taxas e a população no período de análise, cada cidadão do município de Paulista contribui com apenas R\$ 17,32 para a limpeza urbana. Para ao menos alcançar a neutralidade do VPL, esse valor precisaria ser de no mínimo R\$56 ao ano por habitante. No entanto, é importante destacar que a Taxa de Limpeza Urbana no município é cobrada no IPTU, por domicílio e diferenciada a depender da função do terreno e características da área construída.

Um ponto limitante dessa análise, como alertado por Ferreira e Barros (2021), é sobre os dados do SNIS serem autodeclarados pelos municípios, e uma análise mais profunda das informações e comparação com os valores divulgados pela gestão municipal nos documentos oficiais apontam algumas inconsistências e pontos de atenção que podem ser resultado de um entendimento errôneo quando do envio dos dados, o que foi observado no presente estudo e é uma limitação.

4.1.3 Avaliação do Ciclo de Vida Social

Nessa etapa, são apresentadas as avaliações dos impactos sociais considerando os indicadores sociais pesquisados, as subcategorias e categorias, conforme a metodologia SAM (Ramirez *et al.*, 2014). O desempenho social de acordo com a avaliação qualitativa de requisitos básicos está apresentado na Tabela 6 e a conversão dos dados para parâmetros semiquantitativos na Figura 10. Os resultados do inventário foram analisados em detalhe, justificando as razões dos impactos, bem como as motivações para atribuição das pontuações.

Tabela 6 - Desempenho Social das subcategorias de impactos analisadas

Subcategorias de Impactos	Atendimento aos requisitos básicos			
	A	B	C	D
Transparência			X	
Compromisso público com questões de sustentabilidade				X
Regulamentação do sistema de gerenciamento de resíduos			X	
Liberdade sindical e negociações coletivas	X			
Horas de trabalho		X		
Salário justo		X		
Trabalho infantil		X		
Igualdade de oportunidades/discriminação			X	
Saúde e segurança	X			
Benefícios sociais/segurança social		X		
Mecanismo de Feedback				X
Responsabilidade pelo fim do ciclo de vida			X	
Engajamento da Comunidade			X	
Emprego Local	X			
Condições de saúde e segurança (comunidade)			X	

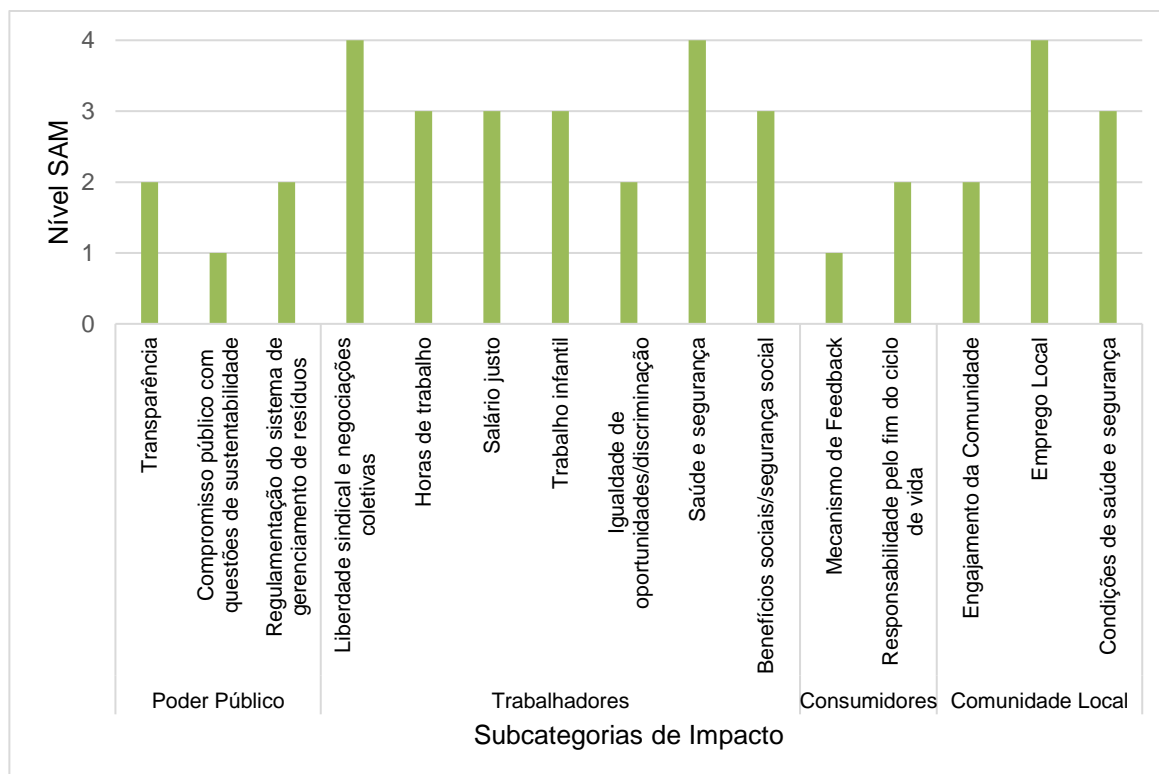
Fonte: A Autora (2022).

No atendimento aos requisitos básicos, observa-se que o pior nível foi verificado nas subcategorias “Compromisso público com questões de sustentabilidade” e “Mecanismo de Feedback”, o qual mostra a precariedade nos canais de comunicação com a população. O Compromisso Público foi avaliado pelo indicador “Valor dos recursos públicos investidos em ações referente à gestão de resíduos” e considerando o orçamento destinado aos serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos urbanos no município e o tamanho da população, Paulista investe R\$ 7,43 por habitante, mensalmente, enquanto a média da região nordeste é de R\$ 8,52/hab. mês, segundo a ABRELPE (2020). Os melhores desempenhos foram para as subcategorias de “Liberdade Sindical e negociações coletivas”, “Saúde e Segurança” e “Emprego Local”, isso porque todos os trabalhadores estão sindicalizados, tem seus direitos trabalhistas garantidos por convenção coletiva, nunca foi registrado acidentes de trabalho, além de ser observado e fornecido Equipamentos de Proteção Individual para o trabalho executado, bem como há treinamentos de saúde e segurança ofertados para os trabalhadores da limpeza pública. Também, todos os funcionários da operação são do município, sendo alguns incorporados desde o encerramento do lixão e início da operação do transbordo.

Observa-se, no entanto, que muitos dos indicadores estão classificados no Nível C, que representa o atendimento parcial dos requisitos básicos, ou seja, o sistema de gerenciamento do município não está em pleno atendimento à legislação brasileira pertinente à gestão integrada dos resíduos e seus aspectos sociais (FIGURA 10).

A partir da análise semiquantitativa do método SAM, verifica-se que o grupo dos Trabalhadores apresentam o melhor desempenho social no sistema analisado, tendo duas subcategorias com a maior pontuação e todas com os requisitos básicos atendidos. Nesse grupo, o pior desempenho ficou por conta da subcategoria “Igualdade de oportunidades/discriminação”, isso porque, apenas 8,69% da força de trabalho do manejo de resíduos na cidade é feminina. A média nacional é de 53,1% de participação das brasileiras na força de trabalho (IBGE, 2021). Apesar da pouca participação, todas recebem o mesmo salário e direitos em comparação aos seus pares masculinos. Também não foram observadas situações de discriminação na organização gestora, sendo a baixa presença feminina justificada pelos gestores devido às características da função do agente de limpeza.

Figura 10 - Resultados quantitativos da metodologia SAM considerando os atores sociais



Fonte: A Autora (2022).

Enquanto os trabalhadores apresentaram melhor desempenho social na

análise da metodologia SAM, o poder público exibiu o pior, não atendendo em nenhum indicador os requisitos básicos, impactando na transparência da gestão pública, no compromisso com investimento no sistema de gerenciamento e na regulamentação, devido a inexistência de um Plano de Gerenciamento de Resíduos Municipais. A Figura 10 representa, desse modo, um perfil social em que se é possível observar os pontos positivos e negativos do sistema, as ações que precisam ser valorizadas, investimentos e boas práticas. Observa-se também que a metodologia não está diretamente atrelada ao volume coletado de resíduos, mas analisa o comportamento dos atores sociais diante das atividades para gerenciar a unidade funcional do sistema. Os impactos sociais foram também analisados em função da categoria de impacto, sendo estas discutidas nos itens abaixo.

a) Governança

A categoria de impacto Governança avalia todas as subcategorias incluídas na parte interessada “Poder Público”, a qual é representada pelas autoridades municipais da gestão e gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, além da subcategoria Mecanismo de Feedback, para os consumidores. Quanto ao poder público, são avaliados os aspectos pertinentes à transparência da gestão, compromisso público com as ações de gestão e gerenciamento de RSU e a regulamentação do sistema. Hettiarachchi *et al.* (2018) afirmam que a gestão de resíduos sólidos municipais apresenta diversos desafios à humanidade ao longo de sua história, e a América Latina não é uma exceção, pelo contrário, apresentando elevadas taxas de urbanização e geração de resíduos. Para esses autores, um dos obstáculos que impede o desenvolvimento da gestão de RSU é a governança, a qual envolve estratégias institucionais, financeiras e participativas.

Observando os instrumentos de análise dos impactos sociais propostos pelo método SAM, essa categoria de impacto foi a que apresentou o pior desempenho social. A transparência avaliou se a gestão pública comunica à população sobre as questões dos serviços de limpeza urbana e manejo dos resíduos na cidade e, nesse sentido, foi utilizado como indicador a publicação de relatórios periódicos. Na entrevista realizada verificou-se que relatórios são produzidos pela empresa responsável pelos serviços e estes encaminhados para a gestão e o órgão ambiental estadual responsável pelo monitoramento da atividade, no entanto, a gestão

municipal não promove a publicidade desses relatórios nem produz um próprio com dados compilados sobre a gestão de resíduos municipais.

O compromisso público com ações de gestão e gerenciamento de resíduos foi avaliado mediante o valor investido no sistema de gerenciamento municipal no período analisado e comparado com a média nacional e regional. Como já citado, o valor investido em Paulista mensalmente por habitante está abaixo das médias analisadas. De modo geral, o país apresenta grande déficit no investimento da universalização dos serviços de saneamento, o que inclui o manejo dos resíduos sólidos. Nesse contexto é importante abordar sobre os dispositivos de cobrança pelos serviços de limpeza pública. No município de Paulista existe cobrança de taxa de limpeza urbana no IPTU.

A regulamentação do sistema de gerenciamento de RSU foi avaliada em função da existência de Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos no município. Em Paulista não há PGRS, no entanto, o município está vinculado ao Plano de Resíduos Sólidos da Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco, ou seja, um PGRS regional que contempla os municípios pertencentes à Região Metropolitana de Recife. Apesar da publicação do Plano Metropolitano e as diretrizes em conformidade com a PNRS, não foram encontradas evidências de execução do Plano no sistema de gerenciamento do município no período analisado ou mesmo no período temporal da pesquisa.

O mecanismo de feedback aos consumidores foi analisado mediante a existência de algum canal de comunicação com a população e o órgão público responsável pelos serviços de limpeza urbana ou com a empresa responsável pela execução desses serviços e se há retorno das respostas. Não foram encontradas evidências desse canal de comunicação, como telefone, e-mail ou outra tecnologia de interação, específica para atender demandas da limpeza urbana do município de Paulista e com fácil acesso pela população. Destaca-se que esse mecanismo de comunicação e resposta foi buscado nos canais oficiais da Prefeitura e da empresa responsável pelos serviços, e no período de análise dos dados.

b) Condições de Trabalho

Nessa categoria são incluídas as análises do cumprimento das leis trabalhistas do país, tais como jornada de trabalho, salário justo e liberdade sindical.

Nesse sentido, a organização responsável pelos serviços de limpeza urbana do município no período analisado cumpre com todos os requerimentos básicos, inclusive alcançando o Nível A na liberdade sindical, visto que 100% da força de trabalho é sindicalizada, bem como tem direitos garantidos em acordos de convenção coletiva de trabalho. Destaca-se que em Paulista não há representantes em cargos de gestão no Sindicato da categoria.

Os trabalhadores da limpeza urbana trabalham de segunda a sábado, e domingos e feriados o trabalho é mediante escala. A jornada de trabalho é de 44 horas semanais ou de 7,33 h diárias. É autorizado a compensação de jornada, bem como de banco de horas, no entanto, independente da escala adotada, a jornada de trabalho deve ser de 192 horas efetivamente trabalhadas no mês. As escalas de trabalho nos domingos e feriados são informadas com antecedência e não podem exceder a 3 domingos ou feriados por mês. A parte interessada cumpre o requerimento básico, no entanto, não determinações impostas pela legislação trabalhista, não se verificando ações além do atendimento a lei.

O salário justo é aquele minimamente proporcional ao valor de um determinado serviço ou classe de serviço prestado, é aquele que busca ou pelo menos deveria atender as necessidades básicas dos trabalhadores, além de proporcionar uma renda discricionária. É um dos critérios mais importantes na avaliação da responsabilidade social de uma organização (UNEP, 2013). Mensurar esse conceito de salário justo, no entanto, é altamente complexo, e dessa forma, essa subcategoria tem como objetivo avaliar se o salário está em conformidade aos requisitos legais, se está acima ou abaixo da média do setor. Nesse contexto, o indicador utilizado é o menor salário da categoria em comparação com o salário mínimo. O piso salarial da categoria em 2019 foi de R\$ 1.020,81 e o salário mínimo no país era de R\$ 998,00. O piso salarial é definido também em convenção coletiva, registrado no Ministério do Trabalho e os colaboradores têm acesso a esses registros e contratos de trabalho. As escalas salariais são de acordo com a função exercida, variando de agente de limpeza, motorista, auxiliar administrativo e administrativo (cargos especializados, como engenheiro ambiental, técnico de informação, entre outros). Considerando a análise dessa categoria na metodologia SAM, todos os requerimentos básicos foram atendidos, mostrando, de certa forma, uma limitação do método, pois avalia a nível de requerimentos básicos, que são critérios contidos em legislações locais, nacionais e internacionais de direitos

trabalhistas e que devem ser atendidos pelas organizações, como discutido por Santiago (2019).

c) Saúde e Segurança

As questões de saúde e segurança estão envolvidas, direta ou indiretamente, com todos os atores sociais do manejo de resíduos sólidos urbanos, isso porque trata das condições de saúde e segurança no trabalho para os trabalhadores e a saúde da comunidade local (YILDIZ-GEYHAN *et al.*, 2017). Os agentes de limpeza urbana são profissionais que estão expostos a riscos ocupacionais e de saúde, como infecções por microrganismos patogênicos, especialmente por estarem sujeitos a exposições e mudanças de clima constantes (SOUZA *et al.*, 2020). O Ministério do Trabalho classifica a profissão como insalubre em grau máximo devido, principalmente, ao ambiente barulhento, exposição ao sol, poeira e chuva, e forte odor, por quase toda jornada de trabalho. Nesse contexto, a disponibilidade, sensibilização e uso de EPIs se apresenta imprescindível.

Quanto a análise da saúde e segurança dos trabalhadores na gestão de resíduos de Paulista, verificou-se que não há registros de ocorrência de acidentes ou lesões na Comunicação de Acidentes de Trabalho (CAT), documento oficial e exigido da empresa que presta os serviços. Existe sensibilização quanto ao uso dos EPIs, disponibilização e uma política de controle desses equipamentos fornecidos, visto que os funcionários são responsáveis pelos equipamentos e instrumentos a eles confiados, sendo o custo de ressarcimento do empregado. Os trabalhadores também recebem treinamentos e sensibilização quanto aos aspectos de ambientais e de saúde e segurança, em função dos documentos existentes, o Programa de Prevenção de Riscos Ambientais (PPRA) e Programa de Controle Médico de Saúde Ocupacional (PCMSO).

Quanto a outros pontos de saúde e segurança, é determinado em Convenção Coletiva de Trabalho que os caminhões compactadores devem ser dotados de estribo, plataforma operacional ergonômica, que serve como opção de auxiliar no descanso dos coletores durante suas atividades laborais, a fim de atenuar o esforço físico exercido por esses trabalhadores. Além disso, é proibida a coleta de resíduo domiciliar em caminhão caçamba. Outras medidas de segurança e prevenção a acidentes também são determinadas por lei e observadas como em conformidade no

município de Paulista são o uso de uniformes de trabalho, que devem ser fornecidos gratuitamente pela empresa que realiza os serviços públicos, constituindo de dois uniformes, um par de calçados e uma capa de chuva, na admissão e a cada ano, e mais um par de sapatos semestralmente, isso para os agentes de limpeza, varredores e auxiliar de equipes. Ainda, aqueles que ficam em longa exposição ao sol, recebem camisa de proteção e chapéu árabe.

As condições de manejo de resíduos sólidos em uma cidade podem afetar a saúde e segurança não só de indivíduos, mas também a saúde ambiental da comunidade local (YILDIZ-GEYHAN *et al.*, 2017). A inadequada gestão dos resíduos pode implicar a proliferação de vetores de doenças e o acúmulo de resíduos, com consequente poluição visual na cidade, problemas na drenagem urbana e consequentes inundações, além da contaminação de solos e águas, doenças respiratórias, além de dengue e disfunções gastrointestinais (FERREIRA; BARROS, 2021).

Arboviroses como a dengue têm como fatores determinantes variáveis socioeconômicas, sanitárias e ambientais. O *Aedes aegypti*, inseto vetor da dengue, tem a capacidade de se dispersar por diversos ambientes, inclusive em locais de disposição de resíduos sólidos que podem acumular água. Nesse sentido, urbanização desordenada, serviços de limpeza urbana precários e inadequada gestão dos resíduos podem favorecer à propagação e incidência da doença (MOL *et al.*, 2020). Silva e Machado (2018) encontraram forte correlação estatística entre os indicadores de limpeza urbana, especificamente de varrição das vias públicas, e casos de dengue ao estudar esses indicadores nas capitais da região nordeste do Brasil. Mol *et al.* (2020) encontraram forte associação entre a dengue a gestão de resíduos sólidos, especialmente cobertura de coleta de resíduos sólidos urbanos e coleta seletiva, através de modelo de análise multivariado e modelos univariados com área de estudo no estado de Minas Gerais. Os autores concluem que a gestão de resíduos é um importante fator de proteção contra a dengue. Banerjee, Aditya e Saha (2013) encontraram também forte ligação entre o descarte de resíduos sólidos, como barro, porcelana, plástico e cascas de coco, e a densidade relativa de *Aedes* imaturos, destacando a importância desses recipientes como habitats de larvas de mosquitos.

Nesse contexto, a subcategoria de impacto Condições de saúde e segurança foi avaliada em função da hipótese: “os sistemas analisados afetam as condições de

saúde e vida segura da comunidade local”? O requerimento básico para inferir sobre essa hipótese foi a taxa de incidência da dengue no município em relação ao contexto territorial em que o mesmo está inserido. A taxa de incidência estima o risco de ocorrência de casos dengue numa determinada população em intervalo de tempo determinado e contribui para análises de condições socioambientais que são propícias à proliferação do *Aedes aegypti*. Verificou-se que a cidade de Paulista, em 2019, apresentou uma taxa de incidência de 417,4 casos por 100.000 habitantes. A Região Metropolitana de Recife apresentou uma taxa de 481,64 casos por 100.000 habitantes, já Pernambuco no mesmo período teve taxa de 395,04 por 100.000 habitantes; e a Região Nordeste, 372,38 por 100.000 hab. Nesse contexto, Paulista tem uma taxa de incidência menor do que a Região Metropolitana a que pertence, no entanto, maior que a do Estado e da Região Nordeste, mostrando que possui um alto número de ocorrências de casos na cidade. A alta taxa de incidência embora não esteja apenas associada à gestão inadequada de resíduos tem direta relação com as falhas do saneamento básico do município e nesse sentido, o indicador será alocado no nível C, pois indica que não atende ao requisito básico, mas está próximo ao contexto local em que está inserido, sendo esse o embasamento teórico do nível.

d) Repercussões Socioeconômicas

Nessa categoria diversas partes interessadas estão envolvidas e diferentes aspectos sociais são analisados, desde o engajamento local com o retorno dos materiais, até os benefícios sociais oferecidos aos trabalhadores, isso porque são verificados não só o atendimento a necessidades básicas, mas também as transferências de benefícios ao longo do ciclo de vida do sistema. De acordo com a Convenção Coletiva da Categoria Limpeza Urbana do Estado de Pernambuco, com abrangência ao município de Paulista, no período analisado, os benefícios sociais oferecidos aos trabalhadores são o vale alimentação, auxílio transporte, seja para o trajeto residência-trabalho e trabalho-residência, quanto para operações de mutirões de limpeza; e outro benefício oferecido é o seguro de vida gratuito. Nesse sentido, por existir a oferta de mais de dois benefícios sociais, o requerimento básico foi atendido.

O engajamento local é avaliado de acordo com as práticas de educação

ambiental promovidas para o desenvolvimento da consciência ambiental e responsabilidade da comunidade sobre seus resíduos. Não existe ou existia plano ou programa de ação estruturado para educação ambiental no município, no entanto, existem ações pontuais, e que consideram a participação da população, como uma sala de educação ambiental no transbordo, embora sem ações sistêmicas; e medidas consideradas educativas, como implantações de paisagismo em pontos críticos de descarte de resíduos. São ações pontuais e por isso não consegue estabelecer um eficiente retorno e recuperação de materiais recicláveis. Nesse contexto, também foi analisado a força da legislação nacional sobre a responsabilidade pelo fim do ciclo de vida dos produtos.

Apesar do Plano de Coleta Seletiva da Região Metropolitana de Resíduos, no qual existe o planejamento e estruturação de sistemas de coleta seletiva e ecopontos nos municípios, e Paulista está inserido, no cenário em análise não há coleta seletiva, como também é confirmado na série histórica do SNIS. Já existiram algumas ações, também pontuais, para a coleta seletiva, como um eco ponto instalada, mas que não alcançou seu objetivo junto à população e foi desativado, e quanto a triagem, já esteve em funcionamento no município, na central de transbordo, uma unidade de triagem mecanizada, projeto que ficou em atividade por um curto período de tempo também.

Também não foram encontradas evidências, seja a partir de visitas e entrevistas com gestores ou em associação de catadores, realizadas devido a autora desse trabalho ter sido funcionária de carreira no município, parcerias formalizadas com cooperativas ou associações de catadores de materiais recicláveis para inclusão no fluxo de gerenciamento. Esse é um ponto a ser melhorado, especialmente considerando que os catadores de materiais recicláveis devem estar inseridos no sistema para inclusão social e geração de renda como previsto na PNRS (BRASIL, 2010).

e) Direitos Humanos

Essa categoria é representada pela análise do trabalho infantil e igualdade de oportunidades e situações de discriminação. O trabalho infantil no Brasil é caracterizado pelo trabalho de crianças ou adolescentes com menos de 14 anos, salvo na condição de aprendiz (BRASIL, 1990). Não existem evidências de trabalho

infantil nos serviços de manejo de resíduos no município de Paulista, tal como foi informado a partir do questionário social. Não há também em execução um programa de Jovem Aprendiz. Existem registros de todos os funcionários, bem como seus dados pessoais e funcionais. Nesse sentido, o requerimento básico foi atendido.

Igualdade de oportunidades é o direito que todos tem em ser tratado de forma justa e ter acesso a oportunidades de forma igualitária, independente de cor, raça, sexo e quaisquer outras distinções que não seja de habilidade, qualificação ou desempenho (UNEP, 2013). Na presente pesquisa, essa subcategoria foi avaliada em função da proporção da força de trabalho feminina em relação a força de trabalho masculina. Nesse sentido, como já citado, embora não haja distinção salarial entre pares femininos e masculinos, que exercem a mesma função, a representação da mulher na força de trabalho é de apenas 8,69%, sendo a maioria dessas na função de varrição da cidade.

4.2 INTERPRETAÇÃO DOS IMPACTOS E DIRETRIZES PARA GESTÃO DE RESÍDUOS A PARTIR DOS RESULTADOS DA AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA

A ACV social evidencia um forte desempenho no atendimento aos direitos trabalhistas dos funcionários da limpeza urbana, que são apoiados e fortalecidos pelos representantes da categoria e têm benefícios e garantias sociais firmadas por meio de convenções coletivas. Ao contrário, o poder público apresentou fraco desempenho, com dificuldades em estabelecer um canal de comunicação eficiente com a sociedade, ausência de relatório públicos sobre indicadores do gerenciamento de resíduos e falta de Plano de Gerenciamento Municipal que oriente, estabeleça diretrizes para gestão integrada dos resíduos e um diagnóstico preciso da realidade do município com metas para serem alcançadas. Na relação com a população, os quais são os usuários dos serviços, geradores de resíduos e sofrem os impactos do sistema, observam-se ainda frágeis estruturas para retorno e aproveitamento dos materiais recicláveis, existindo em períodos descontínuos, ações pontuais de educação ambiental e coleta seletiva, com pouco engajamento da comunidade e resultados efetivos.

Quanto a diretrizes para melhorar o desempenho social do sistema, entende-

se a necessidade de a gestão pública seguir programas, planos e projetos de ações, com metas estruturadas e informações precisas, com transparência. A diversidade de tecnologias no sistema de gerenciamento do município fortaleceria a comunidade local, promovendo a inclusão social e geração de renda para a população, especialmente aos catadores de materiais recicláveis, que devem estar inseridos no sistema, como preconiza a PNRS (BRASIL, 2010). O gerenciamento integrado pressupõe ações de educação ambiental com a população e a responsabilização do usuário no ciclo de vida do produto, tendo como ponto de partida a coleta seletiva.

Azimi, Dente e Hashimoto (2020), realizaram a Avaliação de Ciclo de Social no sistema de gerenciamento de resíduos, da coleta até a disposição final, em Cabul, no Afeganistão, e concluíram após os resultados que a inclusão de uma unidade de triagem melhoraria as condições econômicas e de segurança dos catadores. Os autores verificaram a necessidade de melhoria na comunicação entre a comunidade e os gestores públicos e prestadores de serviços, tanto para alcançar maior engajamento local quanto a sensibilização para o descarte adequado.

Ibãñez-Fores *et al.* (2019) realizaram ACV-social na cidade de João Pessoa, na Paraíba, em bairros em que a coleta seletiva foi implementada com a participação de catadores de materiais recicláveis organizados em associações e cooperativas. As autoras verificaram que o melhor desempenho foi para a categoria “Relacionamento dos atores da cadeia de valor”, isso devido à transparência na administração do sistema, com a publicação de relatórios periódicos. O pior desempenho foi verificado na categoria “Igualdade de Oportunidades e Benefícios Trabalhistas”. Esse panorama evidencia como diretriz para a gestão, como já afirmado, que um sistema mais justo socialmente se norteia em uma administração pública mais transparente com publicidade a relatórios periódicos; e que políticas públicas devem visar a melhoria social e inserção na cadeia de valor daqueles que dependem do sistema de gerenciamento, nesse caso, os catadores.

Hettiarachchi *et al.* (2018) afirmam que a governança voltada para soluções na gestão de resíduos na região da América Latina incentiva a participação das comunidades locais, organizações não-governamentais e indivíduos, organizados e legitimamente vinculados à força de trabalho. Yildiz-Geyhan *et al.* (2019) confirmam essa visão ao conduzir estudo de avaliação da sustentabilidade ambiental e social de sistemas de coleta de resíduos de embalagem. Os autores concluíram que a formalização de catadores ao sistema formal de gestão de resíduos recicláveis é

preferível tanto do ponto de vista ambiental quanto social.

Complementando a Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida, a análise econômica do município de Paulista evidenciou que os valores investidos pela gestão municipal por habitante nos serviços de manejo estão abaixo dos recursos investidos no país, considerando valores médios. Observa-se que o CCV compromete quase 4% do orçamento municipal com manejo de resíduos, um valor relevante, que deveria refletir na qualidade dos serviços. Nesse ponto, a destinação dos resíduos é para o aterro sanitário.

Em contrapartida, o comprometimento do orçamento municipal não se reflete na diversidade de atividades de gerenciamento, como a coleta seletiva, triagem ou compostagem, ou na possibilidade de receita na venda de subprodutos. Avaliando os critérios de autossuficiência dos serviços municipais e sustentabilidade financeira, verificou-se que apenas 31% dos custos de manejo são cobertos pelas receitas arrecadas com as taxas de limpeza urbana, e o VPL negativo indicou a inviabilidade econômica do sistema, orientando a mudanças no sistema de gerenciamento.

Em estudo de CCV desenvolvido por Santiago (2019) no município de Porto Alegre, foi verificado que sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares com a triagem de resíduos orgânicos e a compostagem possuíam custos de investimentos menores que o sistema com disposição final de 100% dos resíduos coletados em aterro sanitário, isso devido a geração de um subproduto passível de comercialização (benefícios) e conseqüentemente redução dos custos do ciclo de vida. No entanto, a autora observou que não necessariamente os cenários com a compostagem tinham um menor custo de ciclo de vida em relação ao cenário aterro sanitário, pois a depender da tecnologia de compostagem adotada, o alto custo de manutenção e operação elevavam o custo do sistema. Esse é o caso da compostagem em sistema fechado.

Já no estudo de Custo de Ciclo de Vida desenvolvido por Paes (2018), no qual o autor verificou custos operacionais e de externalidades ambientais de cenários de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares na cidade de Sorocaba/SP, foi observado que o cenário com melhor desempenho econômico foi um sistema que possui compostagem dos resíduos orgânicos em sistema aberto, sendo 10% da massa de resíduo úmida compostada nos próprios locais de geração, uma unidade de tratamento mecânico-biológico, reciclagem da fração seca e incineração.

Sharma e Chandel (2021) verificaram através do CCV de diferentes cenários de gerenciamento de resíduos sólidos municipais em Mumbai, na Índia, que o cenário com incineração é o que apresenta o maior custo devido aos altos valores de custo de capital. Ao contrário, o sistema que combina a reciclagem (20% de recuperação de materiais recicláveis) e disposição em aterro sanitário apresenta os menores custos econômicos. Embora cenários com adição da compostagem e digestão anaeróbia apresentassem receitas mais favoráveis, os custos de investimento aumentaram os custos totais.

4.3 ROTAS TECNOLÓGICAS DE GERENCIAMENTO DOS RESÍDUOS PARA O MUNICÍPIO DE PAULISTA/PE

Para a construção de rotas tecnológicas na gestão de resíduos é necessário a análise do sistema inicial de gerenciamento (REICHERT, 2013), o qual foi considerado, nesse estudo, o sistema praticado em setembro de 2019, como apresentando nos tópicos anteriores. O objetivo, com isso, foi elaborar um modelo capaz de representar as etapas do sistema de gerenciamento em termos de consumo e emissões de matéria e energia. Dessa forma, após avaliação de sustentabilidade da situação base, foram propostas rotas tecnológicas alternativas, estruturadas a partir das diferentes experiências verificadas na literatura científica, do Plano Metropolitano de Gerenciamento de Resíduos (PERNAMBUCO, 2018c) e do Plano Nacional dos Resíduos Sólidos. As rotas foram estabelecidas a partir da realidade local e de variações nas taxas de coleta seletiva, triagem, compostagem e disposição final, considerando metas progressivas.

Dessa forma, foram analisados comparativamente cinco rotas tecnológicas através da Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida para avaliar o potencial de melhoria no gerenciamento de resíduos a partir de estratégias integradas, sendo essas: a rota base (R1), a rota recuperação da fração seca (R2), a rota com compostagem (R3) e as rotas com incremento de eficiência do sistema de gerenciamento (R4 e R5). As rotas alternativas considerarão aspectos hipotéticos de ações de gerenciamento e todas as premissas consideradas serão descritas a seguir:

- *Rota base (R1)*: sistema praticado no município de Paulista em setembro de 2019, na qual não há ações efetivas para coleta seletiva, triagem e reciclagem de materiais, sendo os resíduos coletados e transportados para a unidade de transbordo e, em seguida, em caminhões maiores, para o aterro sanitário privado, sendo essa conjectura já analisada pela ASCV.
- *Rota tecnológica 2 (R2)*: representa uma primeira fase de mudança no sistema atual ao adicionar ao sistema de gerenciamento ações de coleta seletiva; a triagem, como pré-tratamento para a posterior comercialização junto a empresa de reciclagem dos materiais; inclusão dos catadores de materiais recicláveis e reutilizáveis, como previsto pela Política Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010); e a disposição final dos resíduos e rejeitos e destinação da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos permanece em aterro sanitário privado. Considera-se que, inicialmente, a massa de resíduos recicláveis coletada seletivamente não ultrapasse 5% da massa total gerada, de acordo com meta do Plano Metropolitano de Resíduos. Foi considerada uma eficiência de recuperação na triagem de 95% considerando a coleta seletiva, de acordo com Oliveira (2019). A triagem recebe apenas os resíduos coletados seletivamente.
- *Rota tecnológica 3 (R3)*: considera, além da recuperação da fração seca, a implantação de uma unidade de compostagem com consequente produção de composto. Será adotado para fins de modelagem do sistema a meta de redução de 12,5% dos resíduos úmidos enviados para o aterro sanitário presente no Plano Metropolitano de Resíduos (PERNAMBUCO, 2018c) e avança-se para outro nível na meta de coleta de recicláveis, sendo nessa rota de 10%. Considera-se na compostagem que os resíduos provenientes da coleta comum serão triados e a fração orgânica destinada para o tratamento. Desconsidera-se taxas de eficiência, sendo adotadas as taxas finais de recuperação e consequente redução da massa enviada para o aterro sanitário, tanto de recicláveis, quanto dos orgânicos.
- *Rota tecnológica 4 (R4)*: considera-se as mesmas estruturas do R3, no entanto, aumentam-se as metas para coleta seletiva e recuperação dos materiais e, consequentemente, reduz a quantidade de resíduos enviados para o aterro

sanitário privado. A meta de recuperação da fração seca será de 20% (meta alvo da fase de implantação do Programa de Coleta Seletiva na região Metropolitana de Recife) e a meta de redução da fração úmida enviada para aterros sanitários de 30%. Destaca-se que 20% é a meta nacional de recuperação de recicláveis secos até 2040, segundo Plano Nacional de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2022). As metas de recuperação da fração orgânica no Plano Nacional de Resíduos em sua versão final não ultrapassam 13,5%, muito próxima da meta já estabelecida para a implantação da compostagem na Região Metropolitana de Recife (PERNAMBUCO, 2018c). Por isso, para estudar o avanço do tratamento biológico e sua influência no Ciclo de Vida do sistema, foram ampliadas as metas considerando valores da versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos.

- *Rota tecnológica 5 (R5):* permanece a rota tecnológica, e novamente se ampliam as metas de recuperação dos materiais e redução dos resíduos enviados para o aterro sanitário, sendo agora considerados os percentuais de 25% de redução de recicláveis secos dispostos em aterro e 50% de redução dos resíduos úmidos.

A **Tabela 7** resume as metas propostas e reaproveitamento e as quantidades de resíduos enviados para o aterro e para as unidades de tratamento para cada rota apresentada, considerando a composição gravimétrica do município (FIGURA 6) e a geração diária de resíduos.

Tabela 7 - Metas para recuperação da fração seca, da fração úmida e a quantidade de resíduos tratados nas unidades de processamento e no aterro sanitário para cada rota tecnológica definida

Rotas Tecnológicas	Meta para coleta seletiva da fração seca (%)	Meta para recuperação da fração úmida (%)	Triagem (t/d)	Compostagem (t/d)	Aterro Sanitário (t/d)
R1	0	0	0	0	246,67
R2	5	0	4,87	0	241,80
R3	10	12,5	9,76	10,77	226,14
R4	20	30	19,52	25,87	201,28
R5	25	50	24,36	43,12	179,19

Fonte: A Autora (2022).

As unidades de triagem constituirão de infraestrutura básica que envolve galpão, mesa de triagem ou esteira, prensa, balança, empilhadeira, caminhão, carrinhos, material de divulgação, uniformes e itens de equipamentos de proteção

individual e coletiva. A operação dessa atividade inclui a descarga dos resíduos provenientes da coleta seletiva no pátio de recebimento, em sequência os reciclados triados são armazenados em baias específicas segundo a tipologia para posterior prensagem e enfardamento. As unidades de triagem tem a proposta de serem operadas por associações e cooperativas de catadores. Para fins de modelagem, se localizam na unidade de transbordo do município.

O processo de compostagem será considerado o do tipo acelerado com uso de reatores biológicos fechados instalados de forma modular na unidade de transbordo. A infraestrutura necessária é composta por unidade de recepção e expedição de resíduos, triagem, área de compostagem e de beneficiamento e armazenagem do produto final (PERNAMBUCO, 2018b).

4.4 MODELAGEM DA AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DAS ROTAS TECNOLÓGICAS

Nessa fase a pesquisa a ASCV será comparativa, buscando-se identificar os melhores resultados em cada rota tecnológica, incluindo o sistema base. Para tanto, foi apresentado abaixo uma nova modelagem da ASCV, seguindo as fases do método definidas nas normas ABNT ISO 14.040 e 14.044 (ABNT, 2009a; 2009b) e conforme metodologia apresentada no item 3.4 do presente trabalho.

4.4.1 Objetivo

Comparar o desempenho ambiental, econômico e social de diferentes rotas tecnológicas de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares, considerando unidades integradas de tratamento de resíduos e diferentes frações de recuperação de materiais, para o município de Paulista/PE.

4.4.2 Escopo

A unidade funcional é a quantidade de resíduos domiciliares coletados e gerenciados diariamente no município de Paulista, em tonelada por dia (t/d), que corresponde a 246,67 t/d. O sistema de produto são as operações envolvidas no gerenciamento de RSU. No sistema base, essas atividades representam a coleta comum dos resíduos, o transbordo, transporte e disposição final dos resíduos no

aterro sanitário. Nessa etapa do estudo, são incluídos a coleta seletiva de materiais recicláveis, a triagem e a compostagem e disposição final com aproveitamento energético.

As mesmas premissas do estudo explanadas no item 3.4 são válidas para essa etapa, quais sejam: nas fronteiras de análise serão considerados as cargas ambientais (como consumo de água e eletricidade e emissões) associados a manutenção e operação dos bens de capital, como a infraestrutura e veículos, bem como o consumo de diesel para operação dos veículos de transporte. Destaca-se que o fluxo de massa e energia é o mesmo para as etapas do gerenciamento que se repetem nas diferentes rotas tecnológicas, o que muda é o fluxo de resíduos (produto). Também permanece a premissa de não se contabilizar os impactos provenientes da construção das infraestruturas (Chi *et al.*, 2015).

Observa-se que situações de alocação e multifuncionalidade podem acontecer, seja pela operação da unidade de triagem onde há a saída de uma massa de RSU na forma de materiais recicláveis que terá como destino a reciclagem (substituição dos materiais virgens pelo material reciclado), como também pela operação da unidade de compostagem que tem como saída o composto (substituindo o composto inorgânico) e também a substituição da energia elétrica pela energia gerada do biogás, no aproveitamento energético do aterro sanitário. Dessa maneira, a expansão do sistema foi necessária, como indicado pela NBR ISO 14.044 (2009) para contabilizar os créditos ambientais provenientes da reciclagem, compostagem e aproveitamento energético, conforme é visto no sistema de produto dessa etapa da pesquisa (FIGURA 11).

Os dados referentes às etapas do gerenciamento que ocorrem na área de estudo foram primordialmente primários, no entanto, para as unidades de tratamento que não estão instaladas no município, os dados são secundários, provenientes da literatura científica e publicações oficiais, como também da base de dados da *Ecoinvent 3.6*. A modelagem dos processos provenientes da expansão de fronteira e alocações de saída também foi realizada segundo dados secundários, sendo o aproveitamento energético modelado a partir de dados primários, pois o aterro sanitário privado dispõe desse tratamento na atualidade.

A delimitação geográfica é o município de Paulista e as tecnologias de tratamento que serão analisadas terão como perspectiva a realidade local. A coleta dos dados se deu entre os anos de 2019 a 2022, destacando-se as particularidades

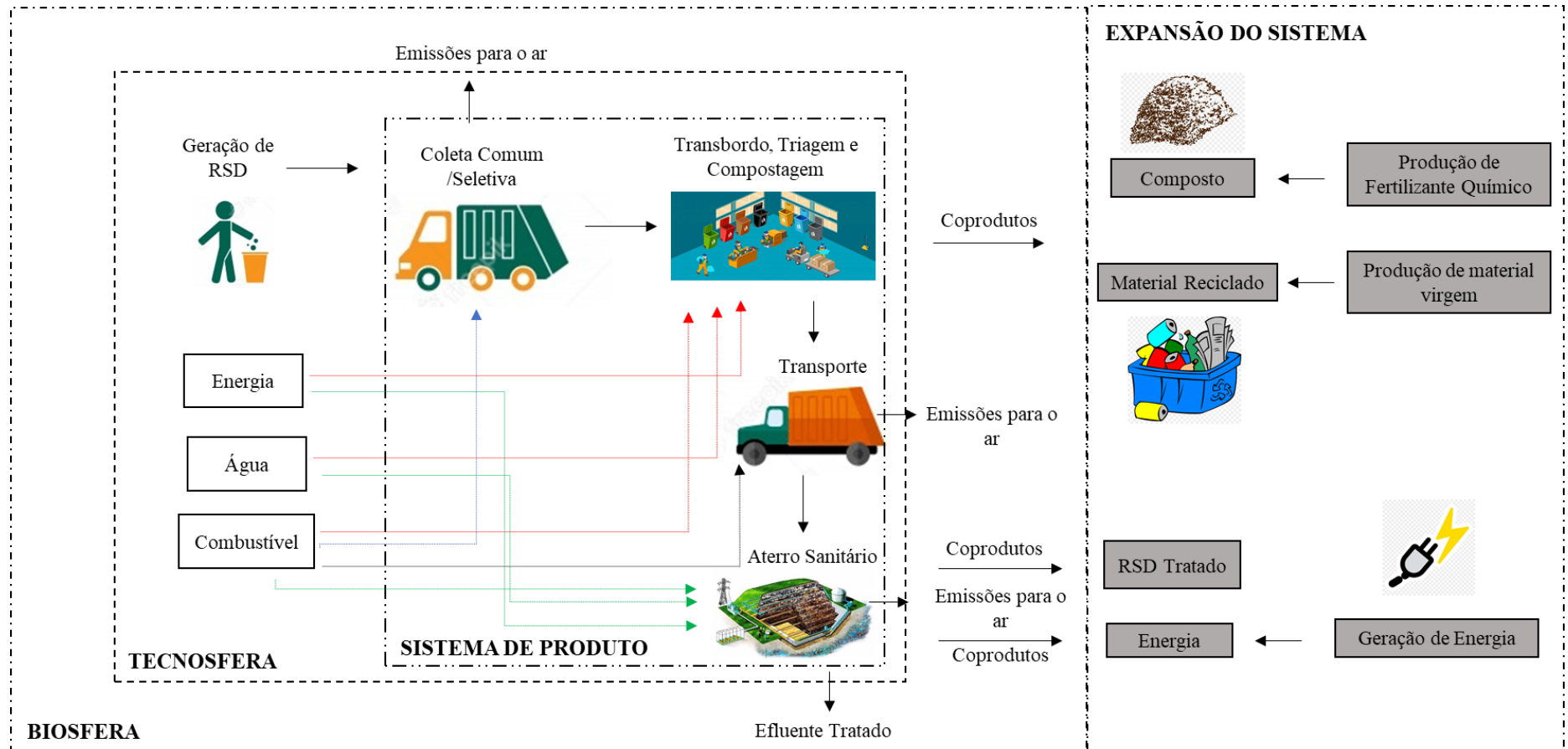
desse período, devido a situação pandêmica, essa de impacto global, mas também, as intensas movimentações de cunho político-institucional que ocorreu na gestão pública municipal, sendo esses impactos de ordem local. Quanto aos limites tecnológicos, são representados pelas práticas de gerenciamento de resíduos da estrutura local, incluindo as previsões de futuro para a gestão integrada dos resíduos urbanos.

Para efeitos de comparação entre as rotas tecnológicas, inclusive o sistema base, o programa computacional utilizado para a ACV é o SimaPro, versão Faculty; a base de dados é a Ecoinvent 3.6; e o método de caracterização dos impactos é o ReCiPe 2016.

4.4.3 Inventário de Ciclo de Vida das rotas tecnológicas

Nas rotas tecnológicas alternativas foi necessária a coleta de dados ambientais, sociais e econômicos para modelagem das novas atividades incluídas no sistema de produto, quais sejam a coleta seletiva, as unidades de triagem e compostagem, bem como os sistemas incluídos na expansão da fronteira, que são o composto, a reciclagem e o aproveitamento energético. Após a definição dos fluxos mássicos e energéticos, cada rota tecnológica foi diferenciada pelo balanço de massa, isso em função dos desvios de resíduos em distintos percentuais para coleta seletiva, reciclagem, compostagem e, conseqüentemente, do aterro sanitário.

Figura 11 - Fronteiras do sistema de produto para Avaliação do Ciclo de Vida de rotas tecnológicas de gerenciamento de RSD



Fonte: A Autora (2022).

a) *Eixo Ambiental – ACV Ambiental*

O inventário ambiental do ciclo de vida apresenta sistematicamente os fluxos de massa e energia de cada etapa do ciclo de vida dos sistemas de gerenciamento de resíduos nas rotas tecnológicas. Na modelagem da coleta seletiva, foi considerado a massa de resíduos coletada nessa modalidade; a distância percorrida (PERNAMBUCO, 2018b) e uma estimativa de consumo de combustível. A coleta seletiva se caracteriza pelo uso de caminhões menores, frequência de atendimento menor em relação à coleta comum e, conseqüentemente, menor distância percorrida, especialmente considerando fases iniciais de implantação de um programa de coleta seletiva. De acordo com o Plano de Resíduos Sólidos da Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco (2018b), a distância percorrida, convertendo em valores diários, de coleta porta a porta de materiais recicláveis em Paulista é de 60 km.

O consumo de diesel nessa modalidade de coleta foi estimado segundo valores utilizados na medição desse sistema no município de Recife, no qual esse serviço já é executado, sendo utilizado o consumo de 1 L de combustível em 2,5 km de distância percorrida em um caminhão tipo baú com capacidade de coleta de 4 t de resíduos, semelhante ao indicado para o município de Paulista.

Na unidade de triagem empírica, o consumo de água adotado é de 1,08 m³/t de resíduo (NÓBREGA et al., 2019) e de energia elétrica de 5,9 kWh/t (OLIVEIRA, 2019). Já na unidade de compostagem, os fluxos de entrada se referem ao consumo de energia elétrica e de diesel. Considerando um sistema mais próximo ao planejado para o município, foi considerado o consumo de energia de 6,6 kWh/t e de diesel de 8,49 E-01 kg/t (BOLDRIN, 2009). As emissões gasosas provenientes do processo de compostagem foram estimadas baseadas em Finnveden et al. (2005), Boldrin (2009) e Yay (2015). Quais sejam, 1112 kg de CO₂, 2,2 kg de NH₃, 0,289 kg de N₂O e 0,613 kg de CH₄ para uma tonelada de resíduo orgânico compostado.

Para a disposição final, no aterro sanitário, além da modelagem e inventário já estabelecidos para sua operação, quanto a fase de aterramento dos resíduos, nas rotas tecnológicas alternativas, foi considerado o aproveitamento energético do biogás, sendo estabelecido, portanto, um novo fluxo de saída das emissões gasosas. O tratamento do biogás no aterro sanitário apresenta as mesmas premissas de modelagem da queima em flare com exceção dos fatores de emissão,

os quais foram considerados de McDougall (2001) e serão apresentados na avaliação dos impactos.

Presume-se também que as unidades de triagem e compostagem estariam instaladas no mesmo local no qual está a unidade de transbordo do município. É importante destacar que apesar dessas unidades não estarem instaladas e em operação no município, existem licenças ambientais de instalação para essas estruturas, emitidas pelo órgão ambiental estadual, em que essas unidades estariam de fato instaladas onde atualmente fica a sede administrativa e unidade de transbordo da coleta pública de resíduos da cidade.

Para os dados de saída da unidade compostagem, não foi considerado o tratamento do lixiviado, pois considera-se que ele será consumido no próprio processo. Os dados de forma geral foram de origem primária e secundária, a partir de artigos científicos e teses acadêmicas, do Plano de Gerenciamento de Resíduos Regional e da base de dados *Ecoinvent*, considerando dados adequados para a realidade da área de estudo.

b) Eixo Econômico – CCV

O tipo de abordagem adotado, como já citado, foi o Custo de Ciclo de Vida convencional (financeira), a fim de evitar dupla contagem de impactos socioambientais. O inventário econômico nas rotas tecnológicas contabilizou além de custos de aquisição e de processamento, as receitas envolvidas na comercialização dos materiais. Os dados econômicos foram coletados do Plano de Resíduos Sólidos da Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco, incluindo programa de coleta seletiva, especificamente o Produto 04 (PERNAMBUCO, 2017), e dados secundários da literatura científica e de contratos vigentes de serviços de coleta seletiva e triagem no município de Recife, que está mais avançado nos serviços na Região Metropolitana. Os dados coletados do Plano de Resíduos Sólidos foram atualizados considerando índices de correções monetárias utilizados pela FGV, conforme Apêndice G.

As receitas associadas aos sistemas de gerenciamento de resíduos são os materiais recicláveis comercializados, cujo valores foram obtidos do Anuário da Reciclagem 2021 (ANCAT, 2021), e o composto, cujo valor de comercialização foi adotado em R\$ 210,00/t, segundo estudo de comercialização de composto orgânico

proveniente de RSU da Agência Reguladora do Estado do Ceará (2022), devido a ser um estudo na região nordeste e atual.

Da mesma forma que no sistema base, foram utilizados indicadores de eficiência (REICHERT, 2013): o custo total por tonelada, domicílio, pessoa; e o custo total do SGRSD como porcentagem do orçamento total do município; e a autossuficiência financeira da gestão municipal. Para o horizonte de planejamento foi considerado a vida útil do aterro sanitário (estimado em 9 anos) e análise econômica a partir do Valor Presente Líquido (VPL) e pela razão Benefício/Custo, a qual é definida pela relação entre o valor presente dos benefícios e o valor presente dos custos, considerando uma taxa de atratividade (OLIVEIRA, 2021).

As premissas básicas utilizadas para a análise econômica, foram:

- População do município de Paulista em 2019: 334.376 habitantes (IBGE, 2020);
- Número de domicílios: 90.635 (Censo, 2010);
- Orçamento Municipal em 2019: R\$ 531.179.000 (Lei Orçamentária Anual, Paulista/PE)
- Receita arrecadada com taxas e tarifas referentes à gestão e manejo de RSU: 5.794.191,49 (SNIS, 2019);
- Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA): 10,38% acumulado em 2021 – janeiro de 2021 a janeiro de 2022 (IBGE, 2022);
- Taxa de desconto (representa a taxa de juros no VPL): 8,5% (BRASIL, 2021).

Os fluxos de custos estão apresentados no Apêndice E, sendo que os valores foram expressos em R\$/t. Esses fluxos serviram para elaboração do CCV das rotas tecnológicas, considerando que o balanço de massa e a alocação são específicas para cada uma delas, em função dos diferentes percentuais de toneladas de resíduos tratados.

c) Eixo Social – ACV Social

O inventário social foi estabelecido segundo o mesmo instrumento metodológico definido no tópico 3.4.4. Para as situações hipotéticas, bem como expansão de fronteiras, as referências básicas exigidas pelo método SAM (*Subcategory Assessment Method*) para avaliação social das subcategorias de impactos foram analisadas considerando a evolução dos sistemas de

gerenciamento, as expectativas das leis nacionais de trabalho e melhoria das condições socioeconômicas dos atores sociais envolvidos. É importante mencionar que os atores sociais são o poder público, os trabalhadores do sistema de limpeza urbana municipal, os consumidores e a comunidade local.

4.4.4 Expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais

Quanto as situações de alocações de saída e substituição de cargas ambientais, foram considerados os aspectos ambientais da reciclagem, da compostagem e aproveitamento energético do biogás.

Os aspectos ambientais da reciclagem se referem à substituição dos materiais virgens pelo material reciclado na produção de novos produtos (OLIVEIRA, 2019). Nesse sentido, assume-se que a reciclagem evitaria os impactos ambientais da produção de materiais a partir da extração da matéria-prima bruta. Por exemplo, a reciclagem do vidro evitaria os impactos ambientais provenientes da produção primária do vidro. No entanto, existem perdas, de acordo com Yay (2015), uma tonelada de material residual não substituirá necessariamente uma tonelada de material virgem. Papel, plástico e metal são reciclados com taxas de 17%, 28% e 5% de perda, respectivamente. Já o vidro poderá ser recuperado sem perda de material. No presente estudo também foram adotadas essas premissas, bem como escolhidos esses materiais destinados para reciclagem, considerando como critério, portanto, a disponibilidade de dados.

A contabilização do fluxo de energia e massa do processo de reciclagem, bem como do processo de produção primária dos materiais, foram pelos consumos de água e diesel e das emissões atmosféricas. Esses dados foram extraídos de estudos oficiais aplicados à realidade brasileira, notadamente a publicação “Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos” do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA (IPEA, 2010) e o Anuário da Reciclagem (ANCAT, 2021). Os dados em questão estão sistematizados na **Tabela 8**. Os transportes fazem parte de ambos os processos (primário e reciclagem), no entanto, foram desconsiderados devido a imprecisão nas informações disponíveis.

Tabela 8 - Consumos e emissões dos processos primários e de reciclagem por tonelada de material produzido

Consumo/Emissão	Produção Primária (Unidade/t)	Reciclagem (Unidade/t)
Alumínio		
Água (m ³)	31,15	12,46
Energia (MWh)	15,63	0,70
Emissões (t CO ₂ e)	5,10	0,02
Aço		
Água (m ³)	13,4	8,04
Energia (MWh)	0,15	0,69
Emissões (t CO ₂ e)	1,46	0,02
Papel		
Água (m ³)	40,5	29,2
Energia (MWh)	0,69	0,2
Emissões (t CO ₂ eq)	0,28	0,01
Plástico		
Água (m ³)	1,95	1,5
Energia* (MWh)	6,74	1,44
Emissões (t CO ₂ e)	1,94	0,41
Vidro		
Água (m ³)	1,0	0,50
Energia (MWh)	0,11	0,10
Emissões (t CO ₂ e)	0,60	0,35

Fonte: IPEA (2010); ANCAT (2021); PAES (2018).

Para o composto orgânico, foi considerado sua inserção em substituição a fertilizantes inorgânicos industriais. Para tanto, foi considerada a composição do composto em função da concentração de Nitrogênio e Fósforo apresentada em Boldrin *et al.* (2009) e conforme proposto por Oliveira (2019), sendo esses valores de N e P de, respectivamente, 2,85 e 1,25 kg/t de composto. Dessa forma, foi utilizada essa composição para modelagem do processo de fertilizante inorgânico no SimaPro 9.02, sendo este o produto evitado na etapa de compostagem.

Na etapa de disposição final, a expansão de fronteira inclui a geração de energia elétrica a partir do aproveitamento do biogás gerado no aterro sanitário, como forma de tratamento desse gás. Dessa forma, o biogás é coletado para usinas que queimam o gás em turbinas e o convertem em energia elétrica. No aterro sanitário privado, localizado em Igarassu/PE, no qual o município de Paulista destina seus resíduos, essa solução para o tratamento do biogás passou a ser adotada em 2020, por isso, a modelagem desse processo se baseia em dados da usina já instalada. Sendo assim, o aterro sanitário recebe cerca de 2 mil toneladas de

resíduos sólidos urbanos por dia, a geração do gás na usina é de 5 mil m³/h, tendo disponível quatro motores com capacidade de gerar 4MWh de energia. O aproveitamento energético do biogás foi utilizado em substituição (impactos ambientais evitados) à geração de energia elétrica via matriz energética brasileira, especificamente da região nordeste.

Dessa forma, na modelagem do inventário de ciclo de vida, os dados coletados foram reunidos em entradas e saídas e resumem os consumos e geração de matéria e energia atrelados ao gerenciamento de resíduos sólidos urbanos do município de Paulista (atual e rotas alternativas). A possibilidade de expressar os fluxos de material e energia em unidades métricas permite a comparabilidade entre sistemas.

4.4.5 Avaliação dos Impactos

As categorias de impacto ambientais analisadas foram: Mudanças Climáticas (MC), expresso em kg de CO₂ eq. – dióxido de carbono equivalente; Acidificação (AC), expresso em kg de SO₂ eq. – dióxido de enxofre equivalente; Eutrofização (EU), expresso em kg de PO₄ eq. – fosfato equivalente; Material Particulado (MP), expresso em kg de MP2.5 equivalente; e Toxicidade Humana (TH), expresso em kg de DB eq. – diclorobenzeno equivalente.

Na avaliação social, como já abordado e de forma sucinta, foi utilizado o método SAM em níveis que variam de A a D, sendo as boas práticas no atendimento das questões sociais, o nível A; o nível B é o cumprimento dos requisitos básicos segundo o atendimento a legislações nacionais vigentes; o nível C e D representam o não atendimento aos requisitos básicos, sendo o D o pior nível. Para uma análise mais objetiva esses níveis são convertidos em valores que variam de 1 a 4, sendo o **A** convertido no valor mais alto e o **D** no mais baixo.

4.4.6 Interpretação dos Resultados

A interpretação dos resultados, conforme abordado no item 4.4, consiste na combinação entre as conclusões do inventário de ciclo de vida e avaliação dos impactos, bem como o objetivo e escopo, segundo as orientações da norma ABNT ISO 14.040. Nessa fase do trabalho a interpretação trouxe a síntese do desempenho

ambiental das rotas tecnológicas analisadas com o objetivo de realizar inferências sobre a melhor estratégia para o município segundo os critérios considerados.

Para apoiar a interpretação dos resultados na dimensão ambiental foram realizadas as análises de sensibilidade. A análise de sensibilidade foi realizada para avaliar a mudança nos resultados em função da variação de dados de entrada. Nesse sentido, foram alterados os percentuais de recuperação da fração seca e conseqüente envio para reciclagem.

4.5 AVALIAÇÃO DA SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA DAS ROTAS TECNOLÓGICAS – RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.5.1 Avaliação do Ciclo de Vida Ambiental

Através do método de avaliação de impactos (ReCiPe 2016) foram categorizados os impactos ambientais das rotas tecnológicas de gerenciamento de resíduos para o município de Paulista-PE, os quais estão apresentados na **Tabela 9**.

Tabela 9 - Impactos ambientais das rotas de gerenciamento de resíduos

Categoria de Impacto	Unidade	R1	R2	R3	R4	R5
Mudanças Climáticas	kg CO2 eq.	3,53E+04	2,76E+04	2,16E+04	9,84E+03	3,43E+03
Acidificação Terrestre	kg SO2 eq.	20,6	-18	2,93	16,9	64,5
Eutrofização	kg P eq.	0,273	-0,943	-1,79	-3,47	-4,37
Material Particulado	kg PM2.5 eq.	8,02	-5,43	-8,6	-18,4	-18,6
Toxicidade Humana	kg 1,4-DCB	1,59E+03	-2,81E+03	-6,13E+03	-1,27E+04	-1,63E+04

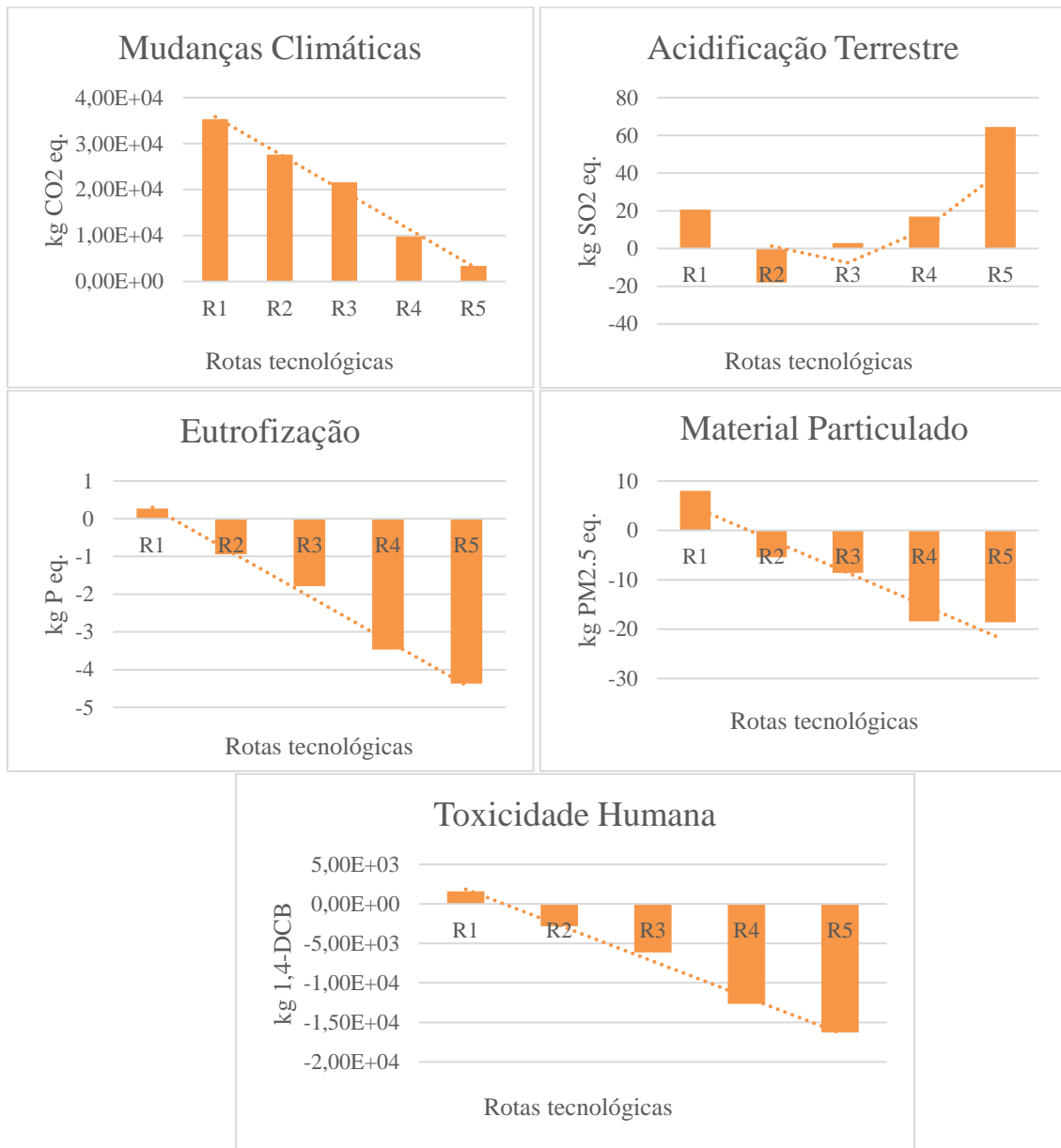
Fonte: A Autora (2022).

De acordo com a Tabela 9, é possível identificar valores negativos para algumas categorias de impactos, indicando que existem ganhos ambientais (reduções de emissões) em algumas rotas tecnológicas. Os valores positivos, por sua vez, indicam os impactos ambientais. No sistema base (R1) não é observado nenhum ganho ambiental, pois não há situações de expansão de fronteiras, reaproveitamento de materiais ou aproveitamento energético. A categoria de impacto mudanças climáticas é a única em que os benefícios ambientais das situações de

alocação do sistema não são suficientes para compensar as emissões de gases do efeito estufa provenientes das atividades ao longo do ciclo de vida dos sistemas de gerenciamento de RSU.

É possível visualizar em gráfico o desempenho ambiental das rotas tecnológicas segundo as categorias de impactos (FIGURA 12).

Figura 12 - Resultados das categorias de impactos por rotas tecnológicas.



Fonte: A Autora (2022).

Na Rota 2, em que não há compostagem, há ganhos ambientais em relação à acidificação, provenientes, principalmente, do aproveitamento energético do biogás no aterro. Nas demais rotas, no entanto, em que há aumentos graduais de percentuais de resíduos orgânicos enviados para compostagem, os benefícios

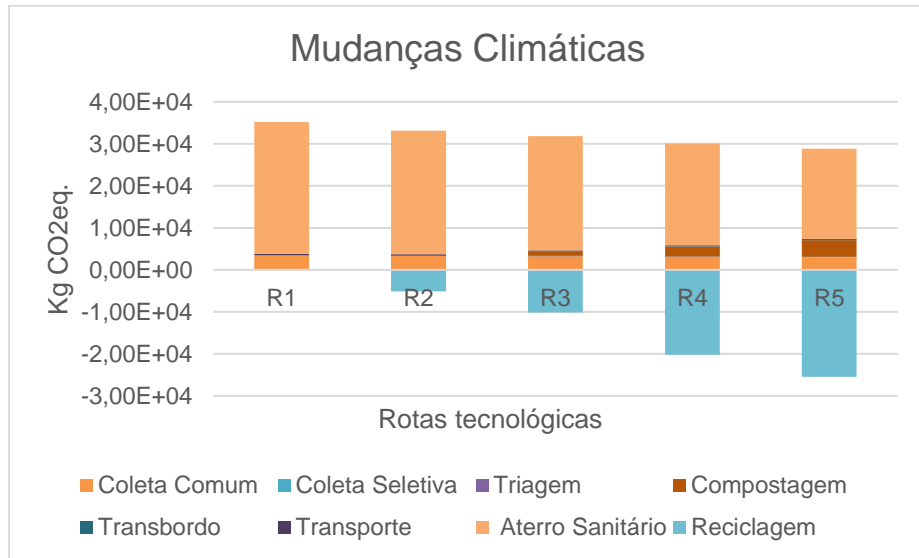
ambientais são reduzidos, não compensando os impactos ambientais dessa categoria.

A Rota 5, a qual representa as maiores metas de recuperação de materiais recicláveis e da fração orgânica dos resíduos, apresentou maior impacto apenas quanto a acidificação terrestre. A etapa de compostagem é a que mais contribui para o aumento dos impactos nessa categoria, isso devido as maiores emissões de NH_3 , NO_2 e SO_2 (APÊNDICE D). A Rota 5 apresenta o melhor desempenho ambiental em quase todas as categorias de impactos analisadas, com exceção da acidificação terrestre, como abordado.

A categoria Material Particulado mostra resultado semelhante entre as Rotas 4 e 5, com o aproveitamento energético do biogás e a substituição da produção de energia elétrica por outras fontes o processo que mais contribui para os ganhos ambientais dessa categoria de impacto. Destaca-se o desempenho ambiental da Rota 5 na categoria de mudanças climáticas, o qual apresenta as menores emissões de CO_2 eq. Nessa categoria, podemos observar que a operação do aterro sanitário é a atividade que mais contribui para as emissões de gases do efeito estufa (FIGURA 13).

Mesmo com o tratamento do biogás e aproveitamento energético, a emissão do biogás não coletado para a atmosfera é o principal fator de aumento no potencial de aquecimento global do aterro sanitário, resultado também verificado por Mersoni e Reichert (2017). Entre as rotas tecnológicas R1 e R2, no qual são adicionados a coleta seletiva e reciclagem e conseqüente redução de envio dos resíduos para o aterro, existe uma redução de 6% nas emissões do aterro, já do R1 ao R5, em que há maiores taxas de reaproveitamento dos materiais, a redução é mais expressiva, alcançando 31,5% menos emissões dessa etapa.

Figura 13 - Impactos das mudanças climáticas nas rotas tecnológicas



Fonte: A Autora (2022).

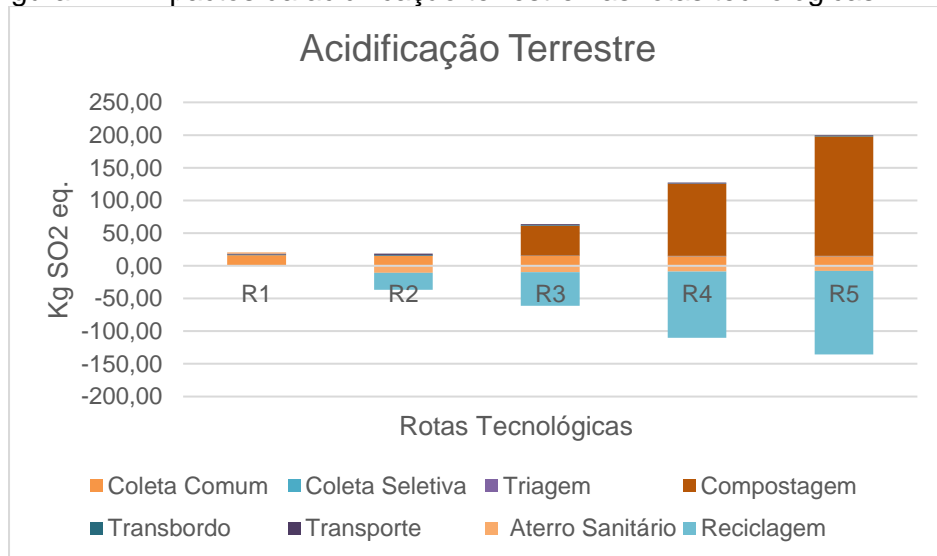
A reciclagem é a atividade que promoveu maior ganho ambiental ao ciclo de vida dos sistemas de gerenciamento de resíduos uma vez que evita as emissões provenientes da produção de materiais de origem primária. A compostagem e o aterro sanitário mesmo com produtos evitados na expansão de fronteiras (composto inorgânico e energia elétrica) não apresentaram valores negativos. A reciclagem representou o crédito de $-2,54E+04$ kg de CO₂ eq. na R5, a qual apresenta em números totais o menor impacto na categoria de mudanças climáticas. O menor impacto do aproveitamento energético do biogás do aterro na redução das emissões de GEE era esperado, pois, segundo estudo realizado por Coelho e Lange (2018), no contexto brasileiro, em que mais de 70% da matriz energética é proveniente de fontes renováveis, a energia evitada mostra-se menos benéfica nos resultados globais da ACV do que medidas relacionadas à recuperação de materiais.

Quanto a acidificação terrestre, observa-se que a compostagem é a etapa que mais contribui para os impactos adversos dessa categoria (FIGURA 14). A rota 2, que não considera a compostagem, no entanto, já considera a reciclagem e o aterro com aproveitamento energético, é a única que apresenta valores negativos para essa categoria de impacto, portanto, com benefícios ambientais. Nas demais situações, mesmo com a recuperação de materiais e energia, o alto potencial de acidificação da compostagem supera os ganhos. Entre a R4 e R5 existe um aumento de 20% da meta de aproveitamento dos resíduos orgânicos através da compostagem e entre essas rotas tecnológicas o impacto ambiental da

compostagem para a acidificação aumenta em cerca de 66%.

É possível observar que a coleta comum também é uma atividade que contribui para os impactos negativos dessa categoria, devido principalmente às emissões de SO₂. A recuperação de materiais se apresenta como a etapa que mais contribui para os ganhos ambientais, especialmente ao evitar as emissões de SO₂ e NO_x provenientes da produção de papel e plástico virgens.

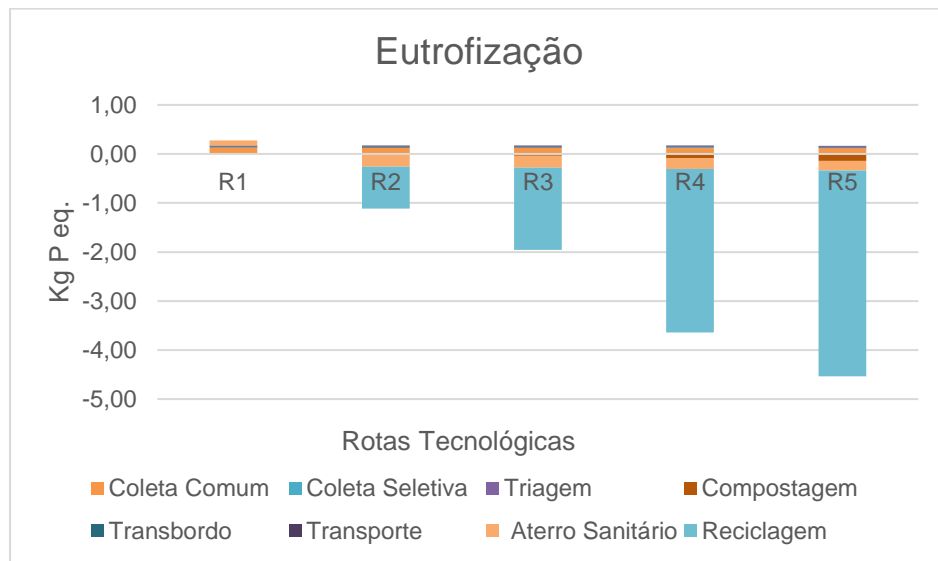
Figura 14 - Impactos da acidificação terrestre nas rotas tecnológicas



Fonte: A Autora (2022).

Os impactos ambientais da eutrofização em números absolutos foram positivos em todas as rotas tecnológicas, com exceção da R1 (**Figura 15**) em que não há reaproveitamento de materiais, bem como aproveitamento da fração orgânica dos resíduos através da compostagem. Não há grandes diferenças nos valores de impactos para essa categoria entre as rotas e novamente a reciclagem é a atividade principal quanto aos ganhos ambientais. Entretanto, diferente da categoria acidificação, a substituição do fertilizante inorgânico pelo composto orgânico produzido na compostagem também contribui para compensar os impactos das emissões da eutrofização. O aproveitamento energético do biogás do aterro também contribui para os benefícios ambientais, ainda mais do que a compostagem, como verificado por Oliveira (2019).

Figura 15 - Impactos ambientais da eutrofização nas rotas tecnológicas

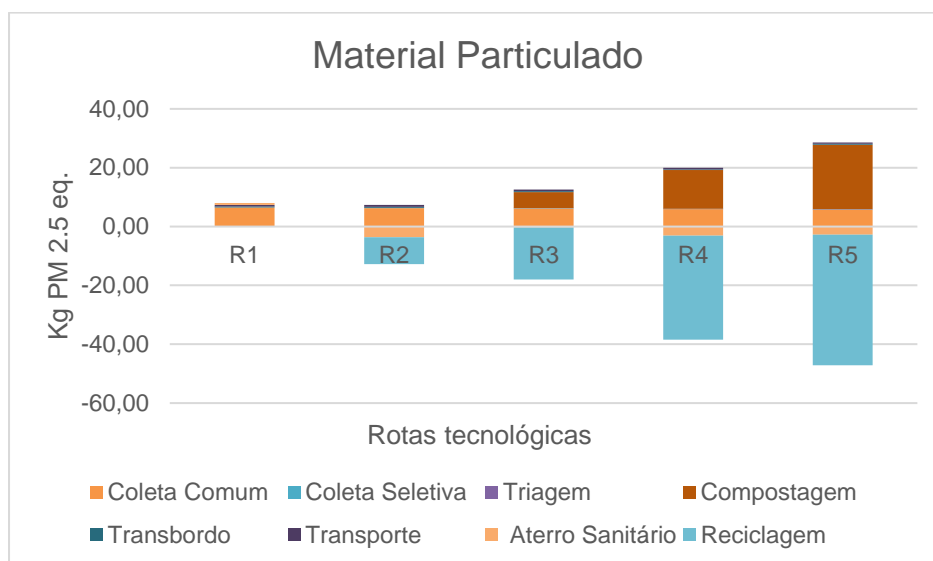


Fonte: A Autora (2022).

A formação de Material Particulado é apresentada na Figura 16 em kg de PM 2.5 eq., as quais são partículas com diâmetro aerodinâmico menor que 2.5µm. Através do gráfico é possível observar que a etapa de coleta e transporte dos resíduos em todas as rotas contribui para os impactos adversos da categoria, assim como a compostagem nas rotas que a consideram. Em números absolutos, no entanto, a categoria de impacto apresenta ganhos ambientais (com exceção apenas da rota base) principalmente devido a reciclagem, mas também por causa do aproveitamento energético no aterro sanitário e consequente substituição energética.

A etapa de coleta contribui para essa categoria devido a queima de combustível fóssil nos veículos coletores, importante fonte de poluição por material particulado. A compostagem se destaca nessa categoria de impacto devido a emissão da amônia. De acordo com Silva (2015), a amônia é o principal gás alcalino na atmosfera e neutralizador de compostos ácidos. Nesse processo os compostos ácidos são transformados em sais de amônio, os quais formam parte do material particulado fino (PM 2.5). Na Rota R4, com meta de 30% de recuperação da fração úmida dos resíduos, a emissão de material particulado fino foi de 13,10 kg de PM2.5 eq. devido a compostagem, e na R5, com meta de 50% de recuperação dos RSO, de 21,86 kg de PM2.5 eq., ou seja, um aumento de aproximadamente 87%.

Figura 16 - Impactos ambientais da formação de Material Particulado nas rotas tecnológicas

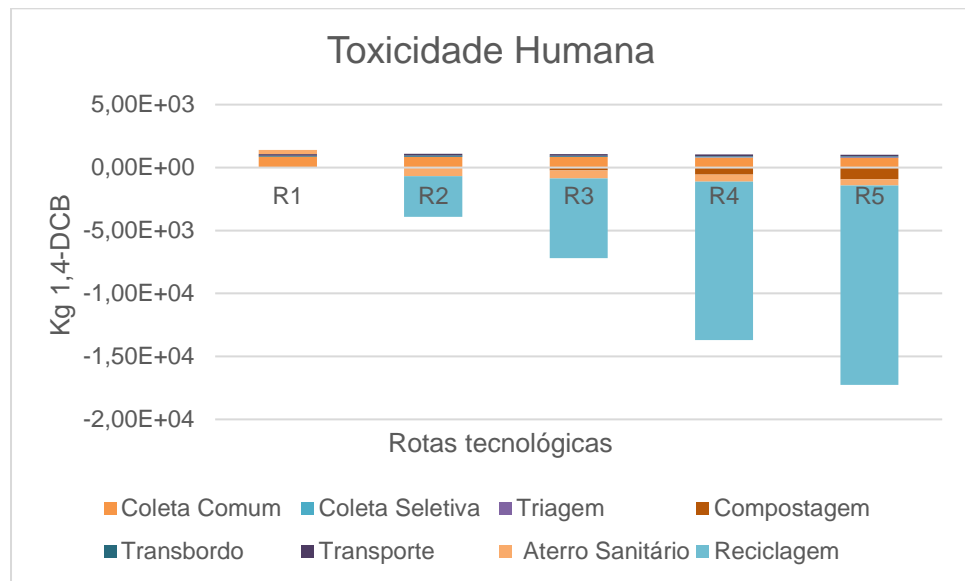


Fonte: A Autora (2022).

A Toxicidade Humana está expressa em kg de 1,4 Diclorobenzeno equivalente e representa os impactos diretamente associadas a saúde humana, os quais estão apresentados na **Figura 17**. O sistema base (R1) é o que apresenta os piores resultados para essa categoria com a coleta comum representando a atividade com maior impacto adverso para aumento da toxicidade humana. À medida que são introduzidas formas de recuperação dos resíduos os impactos são compensados e são observados ganhos ambientais. Nessa categoria fica evidente a relação entre o aproveitamento de materiais e substituição de produtos de origem primária e a redução dos impactos ambientais.

É possível observar que todas as atividades que promovem a recuperação de materiais apresentam créditos ambientais devido aos produtos evitados. A reciclagem, como em todas as categorias de impacto, é a atividade que mais tem influência nos resultados positivos do indicador, indicando que quanto maior a taxa de recuperação dos materiais recicláveis, maior a redução dos impactos adversos para as categorias.

Figura 17 - Impactos ambientais da Toxicidade Humana nas rotas tecnológicas



Fonte: A Autora (2022).

O aproveitamento energético constitui ainda relevante fator para o desempenho favorável do aterro quanto a toxicidade humana, visto que quanto menor a quantidade de resíduos destinados ao aterro, menor os ganhos ambientais dessa atividade para a categoria. Fica evidente essa relação observando as Rotas R2 e R5, as quais apresentam a operação do aterro sanitário com aproveitamento energético, no entanto, na R5 tem as maiores taxas de recuperação de resíduos e conseqüente menor destinação ao aterro sanitário. A redução da contribuição do aterro sanitário para os ganhos ambientais de toxicidade humana é de 26% entre a R2 e R5.

Na compostagem, quanto a maior a taxa de aproveitamento dos resíduos orgânicos, maior os benefícios ambientais. A R5 apresentou o melhor desempenho ambiental para a toxicidade humana com o valor de $-1,62E+04$ kg de 1,4DCB eq. Nessa Rota, a compostagem e a substituição do fertilizante inorgânico foram mais significativos na redução dos impactos ambientais do que o aterro sanitário e o aproveitamento energético.

Em linhas gerais, a análise de ACV mostra que o sistema base apresenta o pior desempenho ambiental, não sendo verificado nenhum benefício, apenas ônus ambientais. Nessa rota tecnológica, todos os resíduos são coletados de forma indiferenciada e dispostos em aterro sanitário com tratamento do biogás através da queima. Nas demais rotas tecnológicas, existe uma predominância de benefícios

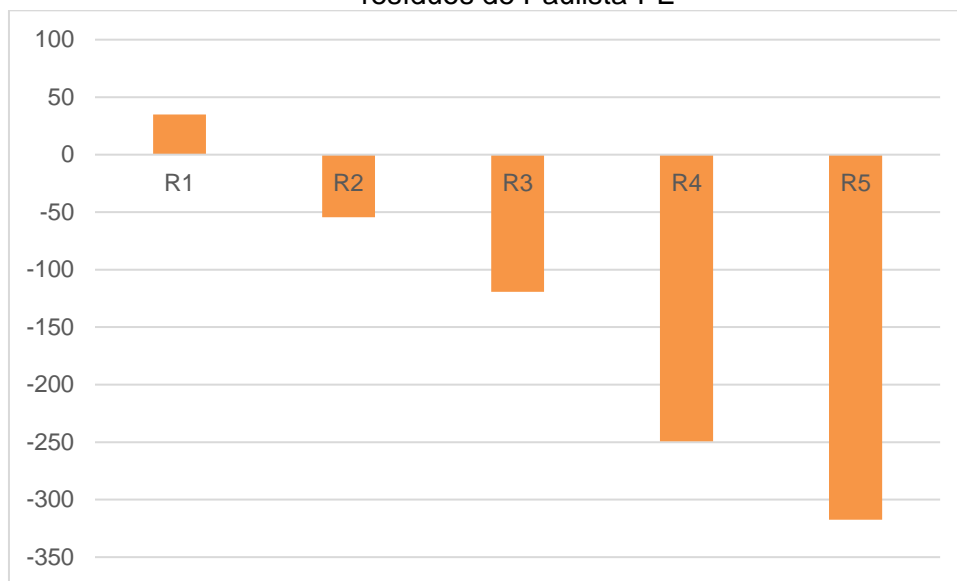
ambientais em relação aos impactos em quase todas as categorias analisadas, com exceção das mudanças climáticas e acidificação terrestre. Quanto às emissões de gases do efeito estufa, as atividades de operação do aterro sanitário, ainda que com aproveitamento energético, e a coleta dos resíduos são as etapas de maior contribuição. A acidificação terrestre é impactada especialmente pela compostagem e as emissões de SO_4 provenientes dessa atividade. Em análise de rede do processo foi verificado que 1 tonelada de resíduos orgânicos enviados para compostagem emite 4,24 kg de SO_4 equivalente.

As rotas que apresentaram benefícios ambientais líquidos indicaram que a reciclagem é o processo mais importante para esse resultado, evidenciando que o aproveitamento de materiais recicláveis é uma estratégia que proporcionou maiores reduções de impactos ambientais dos sistemas de gerenciamento do que o aproveitamento energético e uso do composto orgânico, tal como observado por Coelho e Lange (2017).

Os produtos evitados são especialmente relevantes na categoria de toxicidade humana, representando ganhos ambientais líquidos globais para todas as rotas que consideram a expansão de fronteiras. Para comparação entre as rotas, foi realizada a normalização dos dados segundo fatores definidos pelo método ReCiPe 2016, o qual inclui fatores de normalização globais para o ano de referência de 2010. Analisando os resultados globais da ACV obtidos pela agregação dos indicadores normalizados confirma-se que a Rota R1 apresenta o pior desempenho ambiental e as demais rotas que consideram a realidade do aterro sanitário com aproveitamento energético (implementado) e metas progressivas de recuperação dos materiais (a ser implementado na realidade local) apresentaram ganhos ambientais **Figura 18**.

Como esperado, a rota tecnológica R5 apresenta o melhor desempenho ambiental, pois considera a redução de resíduos enviados para o aterro com aproveitamento energético e metas consistentes de materiais recicláveis recuperados e enviados para reciclagem e 50% da fração orgânica enviada para compostagem. É importante notar que para passar da pior rota tecnológica para a melhor existe muito esforço a ser feito pela gestão pública para atender a legislação e envolver a população.

Figura 18 - Normalização dos resultados da ACV dos sistemas de gerenciamento de resíduos de Paulista-PE

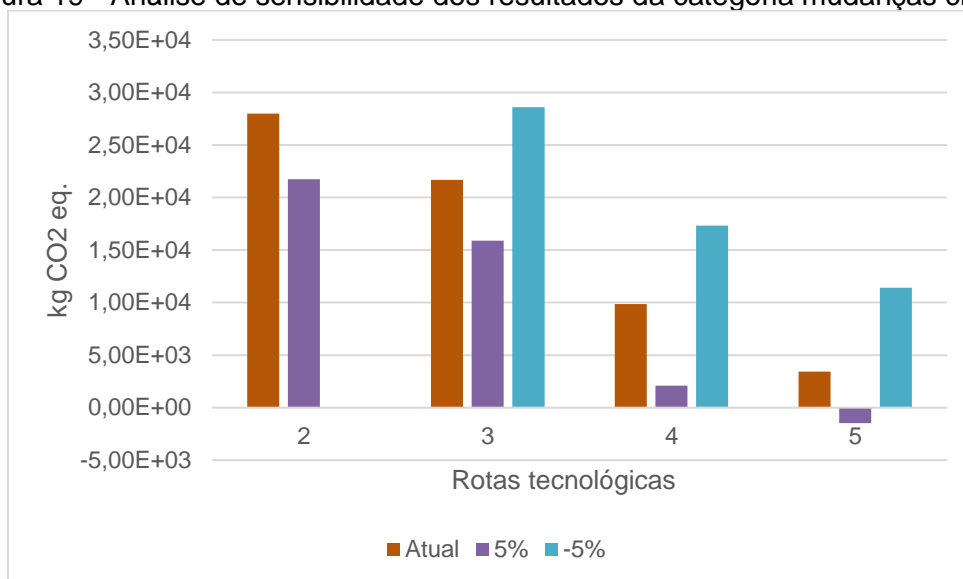


Fonte: A Autora (2022).

Uma análise de sensibilidade foi realizada para avaliar a robustez e confiabilidade do método de análise. Considerando que a reciclagem teve relevante papel na análise de ciclo de vida e nos resultados finais de desempenho ambiental, no entanto, não compensou os impactos adversos das emissões de gases do efeito estufa nas diferentes rotas, foi realizada análise de sensibilidade variando os percentuais de recuperação dos materiais recicláveis e os efeitos na categoria de impacto mudanças climáticas. A R1 não foi analisada, pois não considera a reciclagem. Assumiram-se percentuais de variação de +5% e -5% nas metas de recuperação de materiais. A Rota R2 só foi analisada no percentual positivo, pois reduzindo a meta de recuperação essa se igualaria ao R1.

Como é mostrado na Figura 19, as variações percentuais de recuperação de materiais não alteram os resultados de classificação quanto às rotas de melhor desempenho ambiental para a categoria de mudanças climáticas. É possível observar que o aumento percentual de recuperação da fração seca influencia diretamente na redução dos impactos quanto ao potencial de aquecimento global, da mesma forma que a redução do percentual promove o aumento dos impactos dessa categoria em cada rota tecnológica.

Figura 19 - Análise de sensibilidade dos resultados da categoria mudanças climáticas



Fonte: A Autora (2022).

Na Rota 5, o aumento percentual de 5% nas metas de recuperação de recicláveis representa, pela primeira vez na condução da análise dos sistemas, benefícios ambientais líquidos para a categoria de mudanças climáticas, com uma meta total de 30% de recuperação da fração seca. Ao contrário, a variação negativa de percentual no cenário mais do que dobra os impactos ambientais dessa categoria considerando a situação atual (25% de meta de recuperação), mas representa um aumento de 15% de impactos em relação à Rota 4, em que são os mesmos 20% de meta de recuperação de recicláveis, no entanto as taxas de envio de resíduos orgânicos para a compostagem são diferentes: 30% para o cenário 4 e 50% para a R5, evidenciando o quanto a reciclagem influencia os resultados para essa categoria.

A análise de sensibilidade é uma técnica que determina como a escolha de dados ou metodológicas podem afetar os resultados da AICV. Nesse estudo a análise de sensibilidade mostra que estratégias de recuperação de materiais recicláveis (fração seca) é benéfica para melhores resultados na redução de emissões de gases do efeito estufa.

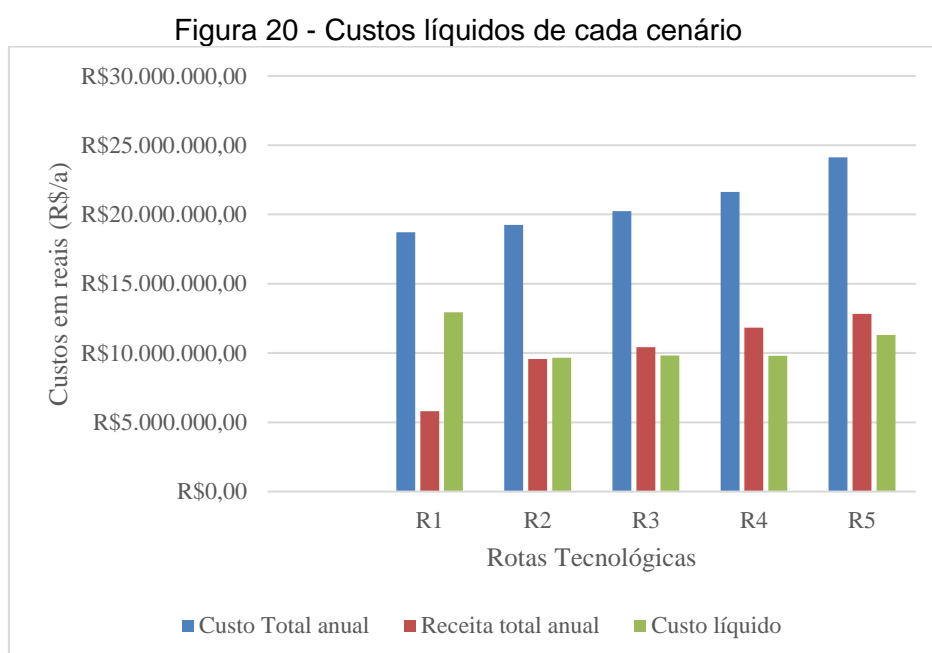
4.5.2 Custo do Ciclo de Vida

A metodologia do CCV foi empregada para realizar uma análise econômica comparativa das rotas de gerenciamento de resíduos a fim de se realizar inferências

sobre as mais economicamente viáveis segundo os critérios estabelecidos. Os custos estão relacionados às atividades inseridas no sistema de produto, relacionando-se o cálculo de custos unitários envolvidos em cada etapa do gerenciamento e em função da capacidade instalada das unidades, sendo feito o cálculo proporcional do custo total em cada rota tecnológica analisada.

A análise econômica foi realizada considerando os custos de aquisição e implantação, nomeados de custos de investimento, e custos de operação e manutenção, os quais são os valores gastos com mão-de-obra, energia, reparos e substituição de equipamentos, entre outros. As receitas se referem à comercialização dos produtos secundários da expansão de fronteiras, com exceção da energia, pois esta é comercializada pela empresa do aterro sanitário privado, localizado em outro município, com participação de outros grupos econômicos, não sendo, portanto, entendido como receita direta para o sistema; e também os valores arrecadados com as taxas de cobrança dos serviços, aqui consideradas as receitas de cobrança no ano de 2020.

O custo líquido de cada rota é o custo total subtraído das receitas. Os custos estão apresentados em valores anuais, pois assim são apresentadas as informações de indicadores financeiros no SNIS. As etapas de coleta comum e seletiva e os diferentes tratamentos foram somadas para facilitar a apresentação. Os custos totais estão no Apêndice E e F e os custos líquidos ilustrados na **Figura 20**.



Fonte: A Autora (2022).

Observa-se pelo gráfico que a Rota 2 é a que apresenta os menores custos líquidos de gerenciamento de resíduos para a realidade do município de Paulista-PE, representando uma redução de 25,3% do custo líquido. Isso porque, apesar dos maiores investimentos para coleta seletiva e triagem, que não acontece na situação base, as receitas provenientes dos produtos secundários representam um incremento de receita, constituindo a rota com melhor desempenho econômico, considerando apenas o indicador de custo líquido. Dessa forma, se verifica que a presença de unidades de tratamento aumenta os custos brutos, mas, fornece a possibilidade de comercialização dos produtos e compensação de custos do ciclo de vida.

Nesse sentido, a situação base (R1) tem o pior desempenho, pois as receitas do sistema são as mais baixas, apenas provenientes das taxas de serviço. A Rota 5 tem a maior receita entre os sistemas de análise, mas apresenta custos totais elevados, especialmente devido a maior porcentagem de resíduos enviados para compostagem e aumento da coleta seletiva. A compostagem é do tipo fechada, acelerada, e tem um custo de operação alto, aumentando os custos de tratamento. O menor custo de gerenciamento é na Rota 2, a qual não contempla a unidade de compostagem, mas há triagem e recuperação de materiais recicláveis, com baixo custo de manutenção e operação, reduzindo, ainda que em menor escala, a quantidade de resíduos enviadas para o aterro sanitário.

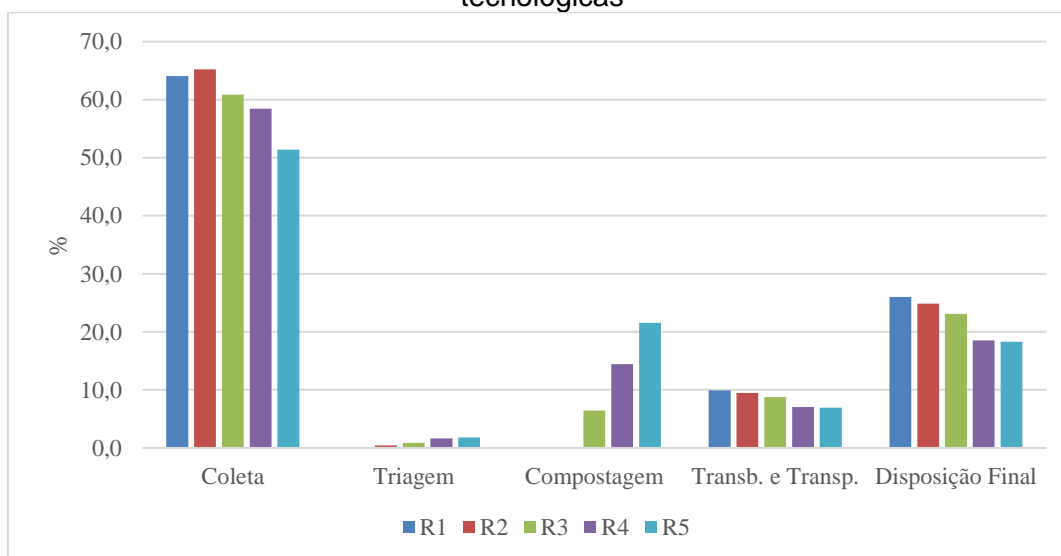
Em todas as rotas tecnológicas analisadas, a etapa de coleta é a que mais contribui (em mais de 50%), para os custos totais dos sistemas, seguida da disposição final (FIGURA 21). Esse resultado é verificado em outros estudos (GUERRERO; MAAS; HOGLAND, 2013; PIRES *et al.*, 2017; SANTIAGO, 2019) e segundo Boskovic *et al.* (2016) pode representar mais de 70% dos custos de um sistema de manejo de resíduos. De acordo com Berticelli *et al.* (2020), esses custos podem ser diminuídos com uso mais eficiente dos veículos em função de capacidade, aquisição de veículos com maior eficiência no consumo de combustível e rotas de coleta otimizadas.

Observa-se pelo gráfico que na Rota 5 a compostagem apresenta maior contribuição nos custos do que a disposição final, evidenciando os maiores valores de manutenção e operação dessa unidade de tratamento, o que eleva os custos do sistema. Ainda que a compostagem represente a geração de um produto secundário passível de comercialização, o maior envio de resíduos orgânicos para essa

modalidade de tratamento não significa a rota tecnológica mais economicamente atrativa. Sharma e Chandel (2021) em estudo de CCV de diferentes cenários de gerenciamento em Mumbai, na Índia, encontrou como mais economicamente viável (segundo Custos Líquidos) o sistema com reciclagem (taxa de 20% de recuperação) e disposição final em aterro sanitário (19 US\$/t). Os cenários com tratamento biológico vieram em seguida na análise econômica, com a compostagem apresentado melhores resultados (26 US\$/t) em comparação com a digestão anaeróbica (32 US\$/t).

De forma geral, quanto maior o padrão ambiental do sistema de gerenciamento, maior serão os custos de investimento e de operação (REICHERT, 2013). A Rota 5 apresentou o melhor desempenho ambiental de acordo com a metodologia de Avaliação do Ciclo de Vida, mas não constitui o de menor custo líquido, corroborando com essa ideia. Por isso a necessidade de incentivo ao pensamento de ciclo de vida, que não visa apenas a minimização de custos, mas também uma visão holística, baseada na sustentabilidade. Dessa forma, um sistema integrado e sustentável busca diferentes métodos de tratamento e uma orientação para o mercado, em que energia e materiais possuem usos finais (BERTICELLI *et al.*, 2020).

Figura 21 - Contribuições das etapas de gerenciamento para os custos totais das rotas tecnológicas



Fonte: A Autora (2022).

A análise econômica também foi conduzida em função de indicadores econômicos conforme já realizado na situação base e apresentados para todas rotas

tecnológicas na **Tabela 10**.

Tabela 10 - Indicadores econômicos para as rotas analisadas

Rota Tecnológica	Indicadores				
	Custo Líquido Anual (R\$)	Custo por domicílio (R\$/dom.a)	Custo <i>per capita</i> (R\$/hab.a)	Custo em porcentagem do orçamento (%)	Autossuficiência financeira com o manejo de RSU (%)
R1	12.930.137,51	145,61	38,67	2,43	30,94
R2	9.663.724,13	212,26	57,53	3,62	49,77
R3	9.821.177,34	223,24	60,51	3,81	51,46
R4	9.785.804,88	238,49	64,64	4,07	54,73
R5	11.303.609,91	266,18	72,15	4,54	53,15

Fonte: A Autora (2022).

É possível verificar que à medida que as rotas tecnológicas evoluem em integração de formas de tratamento dos resíduos e consequente geração de receitas, os indicadores melhoram em performance econômica, especificamente quanto a sustentabilidade do sistema. Observa-se que enquanto os custos líquidos diminuem, o custo do gerenciamento aumenta, devido a diversidade de atividades o manejo dos resíduos. Isso requer maiores investimentos e maior comprometimento do orçamento, que representa maior comprometimento do poder público com a sustentabilidade. Através dos indicadores confirma-se a Rota 4 como aquela que detém a maior sustentabilidade econômica, com as receitas cobrindo próximo a 55% dos custos do manejo de resíduos sólidos domiciliares.

Santos, Leite e Schalch (2020) discutem que o manejo de resíduos sólidos para que atenda aos princípios constitucionais de universalização de acesso, bem como os ambientais, implica em grandes investimentos, por isso, são necessários recursos, que podem vir da arrecadação de taxas. A PNRS (2010) estabelece que se assegure a recuperação dos custos dos serviços prestados, como forma de garantir a sustentabilidade operacional e financeira.

Como indicador de viabilidade e análise econômica, foi utilizado, assim como na rota tecnológica base, o Valor Presente Líquido (VPL) e, nessa etapa da pesquisa, a relação Benefício/Custo. Em todas as Rotas o VPL apresenta valor negativo, o que indica, como um indicador de retorno, a insustentabilidade dos sistemas ao longo do tempo, mesmo com o acréscimo de receitas provenientes da venda de subprodutos do tratamento (APÊNDICE F). Os valores negativos de VPL

indicam que as receitas obtidas não são suficientes para cobrir os custos operacionais de manejo dos resíduos sólidos urbanos. Em uma perspectiva de viabilidade econômica, o produto se torna viável financeiramente quando as receitas superam os custos despendidos.

Santos *et al.* (2021), em estudo da gestão de resíduos dos municípios com maior geração na região metropolitana do Rio de Janeiro, verificaram que apenas a capital opera seus sistemas com sustentabilidade financeira, enquanto os outros apresentam elevado déficit, em função, principalmente, da baixa arrecadação com a taxa de limpeza urbana. A gestão pública tem, portanto, o desafio de reduzir os custos operacionais do manejo de resíduos a fim de aumentar sua rentabilidade e, na gestão de resíduos, implica na maior eficiência dos serviços existentes e tecnologias que promovam a geração de receita (GASPAR *et al.*, 2020). O ajuste da taxa de cobrança pelos serviços prestados também constitui um elemento chave para sustentabilidade do sistema de gerenciamento.

Tabela 11 - Indicadores VPL e B/C

Rotas	VPL	B/C
R1	-R\$114.996.772,42	0,31
R2	-R\$85.946.269,65	0,50
R3	-R\$87.346.611,36	0,51
R4	-R\$87.032.019,27	0,55
R5	-R\$100.530.922,81	0,53

Fonte: A Autora (2022).

A relação Benefício/Custo também é um indicador de viabilidade econômica que indica a sustentabilidade financeira de um projeto. O mínimo a ser considerado para um sistema economicamente viável é um valor de B/C igual à unidade. Observa-se pela Tabela 11 que nenhuma das rotas analisadas possuem valor igual ou superior a um e que a Rota 4 é a que apresenta a melhor relação, ainda que não suficiente para ser positiva. Comparando o indicador Relação Benefício/Custo com os resultados da Autossuficiência Financeira, observam-se valores iguais, compreendendo-se que esses dois indicadores, ainda que calculados de maneiras diferentes, pois, a relação benefício/custo relaciona o Valor Presente Líquido das receitas e custos, trazem a mesma informação.

4.5.3 Avaliação do Ciclo de Vida Social

Os impactos sociais das rotas de gerenciamento foram analisados segundo a metodologia SAM (RAMIREZ *et al.*, 2014) e os requerimentos básicos, para cada subcategoria de impacto. Os requerimentos básicos foram avaliados considerando para as rotas hipotéticas a evolução esperada dos aspectos socioeconômicos, devido à gestão integrada dos resíduos, considerando a realidade local, e as expectativas de atendimentos às legislações de resíduos sólidos. A Rota 1 é a situação base, já analisada. Na Tabela 12 é apresentado o desempenho social das rotas tecnológicas em relação aos níveis do método SAM.

Tabela 12 - Desempenho Social das subcategorias de impactos analisadas nas rotas tecnológicas

Subcategorias de Impactos	Atendimento aos requisitos básicos				
	R1	R2	R3	R4	R5
Transparência	C	C	B	B	B
Compromisso público com questões de sustentabilidade	D	D	C	B	B
Regulamentação do sistema de gerenciamento de resíduos	C	C	C	B	B
Liberdade sindical e negociações coletivas	A	A	A	A	A
Horas de trabalho	B	B	B	B	B
Salário justo	B	B	B	B	B
Trabalho infantil	B	B	B	A	A
Igualdade de oportunidades/discriminação	C	C	C	C	C
Saúde e segurança	A	A	A	A	A
Benefícios sociais/segurança social	B	B	B	A	A
Mecanismo de Feedback	D	D	C	B	B
Responsabilidade pelo fim do ciclo de vida	C	B	B	B	A
Engajamento da Comunidade	C	C	B	B	A
Emprego Local	A	A	A	A	A
Condições de saúde e segurança (comunidade)	C	C	B	B	B

Fonte: A Autora (2022).

Observa-se que as Rotas 4 e 5 apresentam os melhores desempenhos em relação ao atendimento aos requisitos básicos, isso porque se propõe maiores porcentagens de aproveitamentos da fração seca e úmida dos resíduos, com maiores possibilidades de aproveitamento dos materiais, um necessário engajamento da população, diversidade de atividades, geração de renda e, conseqüentemente, atendimento às regulamentações e maior participação do poder

público.

O pior desempenho em todas as rotas tecnológicas ocorre na Igualdade de Oportunidades/Discriminação, isso porque a igualdade de gênero ainda constitui uma problemática em algumas atividades econômicas, e no setor de gerenciamento de resíduos não é diferente. Na cidade de João Pessoa, Paraíba, onde há iniciativa de coleta seletiva e triagem dos materiais recicláveis, em estudo de ACV Social realizado por Ibáñez-Forés et al. (2019), foi observado que as trabalhadoras ganhavam 60% menos do que os trabalhadores do sexo masculino, ainda que apresentasse um número mais igualitário entre os gêneros, pois 40% da força de trabalho era feminina.

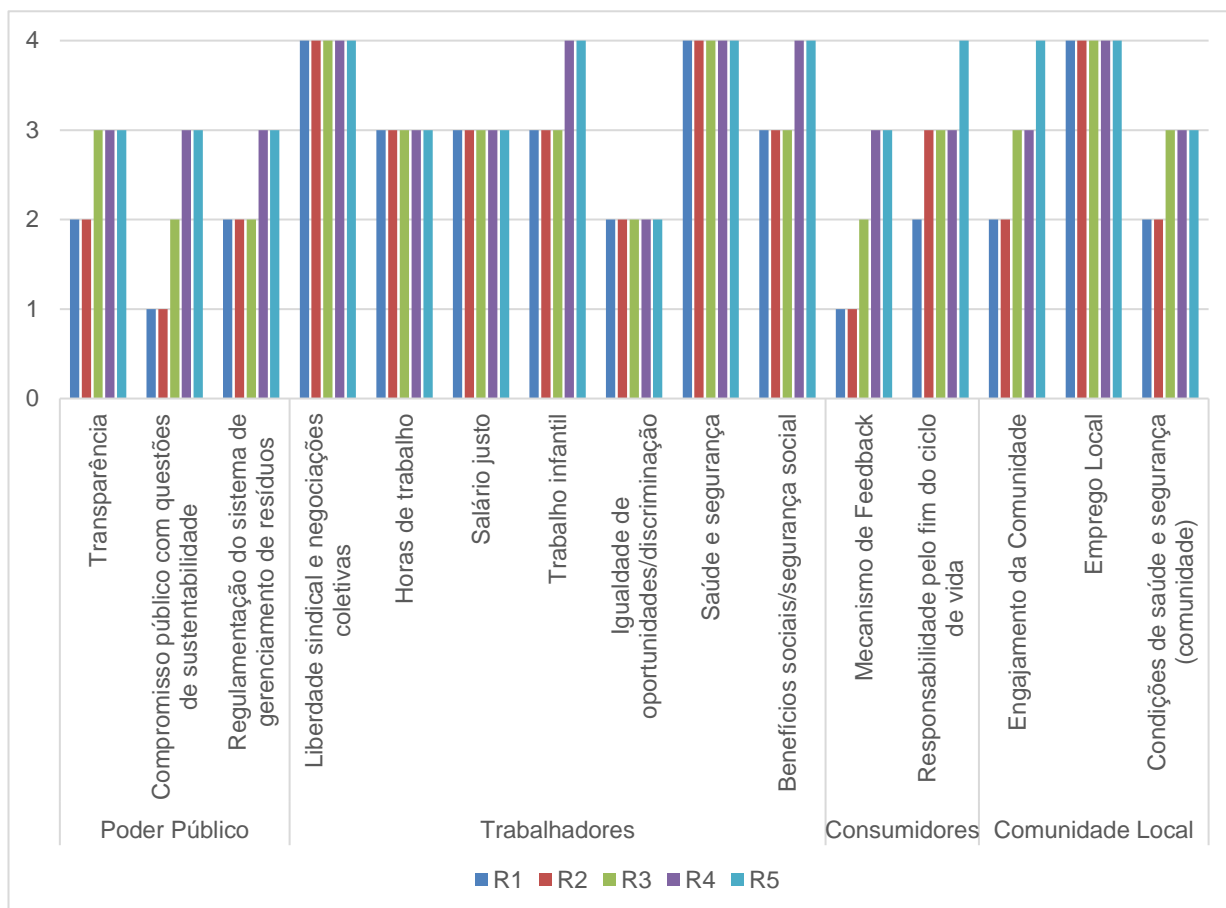
Em estudo realizado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) sobre o nexos entre gênero e resíduos (UNEP, 2019), ainda que cada país tenha relações e políticas de gênero com vínculos particulares, é possível estabelecer um perfil desse setor. Nas economias formais e informais de resíduos, às mulheres são destinadas atividades de coleta, separação e varrição e tipicamente excluídas de cargos de maior renda, tomada de decisão e formulação de políticas. Esse é o perfil observado na situação base em Paulista/PE.

Os melhores desempenhos permanecem para a Liberdade Sindical/Negociações coletivas, Saúde e Segurança e Emprego Local, pois foi considerado que o perfil identificado na situação base permanece nas rotas tecnológicas sugeridas, uma vez que o atendimento aos requisitos básicos e as experiências já identificadas como proativas são condições primárias para a instalação das unidades de tratamento propostas. Os catadores formalizados que podem ser incluídos no sistema, ainda que não sindicalizados, fazem parte de associações e são capazes de discutir seus direitos coletivamente. A utilização de Equipamentos de Proteção Individual e Planos de Prevenção de Riscos são documentos exigidos para licenciamento das atividades e quanto ao emprego local, a mão de obra é local e a inserção dos catadores de materiais recicláveis no sistema de gerenciamento se dá de forma mais efetiva e ocorreria a partir de associações e cooperativas locais.

Na **Figura 22** são, portanto, apresentados os resultados da análise qualitativa em informações quantitativas após a relação entre os níveis SAM (Ramirez et al., 2014a). No gráfico é possível confirmar o baixo desempenho da Igualdade de Oportunidades/Discriminação, como já abordado, um perfil comumente encontrado

no setor. Nesse sentido, esse se constitui um ponto de melhoria no sistema, uma vez que, segundo UNEP (2019), a integração de gênero é uma oportunidade de os governos cumprirem seus compromissos de igualdade, gerar benefícios econômicos e levar a operações de gestão mais eficientes e eficazes.

Figura 22 - Análise quantitativa dos impactos sociais nas diferentes rotas tecnológicas



Fonte: A Autora (2022).

Observa-se uma perspectiva de melhoria dos indicadores e atendimento aos requisitos básicos com a inclusão da coleta seletiva, triagem e compostagem, isso porque, implica em maiores investimentos na gestão de resíduos, regulamentação do sistema, mecanismos de feedback, com o aumento progressivo da recuperação dos materiais, e maior participação da população na responsabilidade pelo fim do ciclo de vida.

4.6 AVALIAÇÃO DE SUSTENTABILIDADE DO CICLO DE VIDA – ROTAS TECNOLÓGICAS

Considerando os resultados dos inventários ambientais, econômicos e sociais, as avaliações de impactos ambientais e sociais, análises de contribuições, de sensibilidade na dimensão ambiental, e do custo de ciclo de vida, é possível estabelecer uma análise integrada, buscando inferir sobre uma melhor estratégia de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos para o município, baseados em oportunidades e melhorias a serem realizadas. De forma geral, as rotas com maiores taxas de recuperação de resíduos recicláveis e resíduos orgânicos, considerando a coleta seletiva, triagem, reciclagem e compostagem, bem como o aproveitamento energético na disposição final, possuem melhores resultados. Essas melhorias no sistema já são previstas na legislação nacional referente ao gerenciamento de resíduos sólidos e, portanto, já se espera que promovam ganhos em sustentabilidade. A metodologia não pretende estabelecer um índice de sustentabilidade que seja taxativo em estabelecer um valor numérico para escolher a melhor rota tecnológica. No entanto, permite apoiar a tomada de decisão baseada em critérios e indicadores, bem como a interpretação e sistematização de informações disponíveis.

Dessa forma, em linhas gerais, considerando impactos ambientais das etapas de manejo dos resíduos, a etapa de coleta comum e aterramento dos resíduos em aterro sem aproveitamento energético são os processos que mais contribuem para as categorias de impacto analisadas. Diante da análise do sistema atual do município, foram propostas rotas de gerenciamento de resíduos a partir de diferentes percentuais de recuperação da fração seca (com coleta seletiva, triagem e reciclagem) e da fração úmida (por meio da compostagem) e a disposição final em aterro sanitário com aproveitamento energético. Observou-se que as maiores taxas de recuperação de materiais resultaram em melhoria de todas as categorias de impacto, com exceção da acidificação terrestre, a qual, devido a compostagem, apresentou-se com valores elevados. A reciclagem foi a principal atividade responsável pela compensação dos impactos ambientais negativos em todas rotas tecnológicas.

A Avaliação de Ciclo de Vida Social possibilitou verificar, segundo o método de avaliação, que o sistema atual do município atende parcialmente aos requisitos

básicos e os princípios da legislação, sendo necessários melhorias no mecanismo de comunicação com a população e o compromisso do poder público com ações de sustentabilidade. A inserção dos catadores de materiais recicláveis, maiores investimentos em ações de recuperação dos materiais com envolvimento da população, bem como demandando maior participação do poder público, representam uma melhoria dos aspectos sociais, sendo a Rota R5 sugerindo o maior atendimento aos requisitos básicos.

O custo de ciclo de vida do sistema se configura de tal forma que não há sustentabilidade financeira, pois existe um comprometimento significativo do orçamento municipal e não há autossuficiência financeira, muito devido a baixa arrecadação com as taxas de cobrança pelos serviços. A Rota R4, no qual há a meta de recuperação de 20% da fração seca e 30% dos resíduos orgânicos é a rota tecnológica com menor custo líquido, apresentando uma redução de 24,3% dos custos, pois considera as receitas de venda dos subprodutos.

A Rota Tecnológica com maiores taxas de recuperação dos resíduos não apresentou o melhor custo líquido, pois a compostagem representa elevado valor de operação e manutenção, e maiores volumes enviados para essa unidade, representa maiores custos, mesmo com geração de subproduto passível de comercialização. No entanto, em nenhuma rota há sustentabilidade financeira, evidenciando a necessidade de melhor eficiência dos serviços de coleta e ajuste de taxa de cobrança. O Quadro 9 apresenta um resumo com as rotas tecnológicas e os melhores desempenhos considerando alguns indicadores destacados nas dimensões social, ambiental e econômica.

Quadro 9 - Relação de rotas tecnológicas e principais indicadores da ASCV

Rotas Tecnológicas	Indicadores					
	Ambiental		Econômico		Social	
	Mudanças Climáticas (kg CO2 eq.)	Toxicidade Humana (kg 1,4-DCB)	Custo Líquido (R\$)	Autossuficiência financeira (%)	Compromisso público com questões de sustentabilidade	Responsabilidade pelo fim do ciclo de vida
R1						
R2						
R3						
R4			*	*	*	
R5	*	*			*	*

De forma geral, não é indicada a agregação dos métodos em um índice único

(UNEP, 2013), mas é possível inferir que rotas de gerenciamento com maiores taxas de recuperação dos resíduos possuem maior tendência a serem mais sustentáveis, devendo ser observado, no entanto, o limite em que a compostagem é eficiente na redução de impactos e minimização de custos. Por isso, as Rotas 4 e 5 apresentam um resultado geral melhor, sendo a R5 a que apresenta melhor resultado em relação aos indicadores ambientais escolhidos, as mudanças climáticas e a toxicidade humana. Esse último indicador foi selecionado nesse quadro-resumo devido a relação com a saúde humana, e as mudanças climáticas pela urgência e importância do tema. A Rota 4 tem vantagem quando se analisa apenas fatores econômicos, representando melhor sustentabilidade financeira quando comparado as demais rotas.

Dessa forma, observamos que as metodologias de Avaliação de Ciclo de Vida podem contribuir na construção de políticas públicas sustentáveis que visem melhores desempenhos dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, atendimento a legislação nacional e execução da premissa do resíduo como bem econômico, gerador de renda e inclusão social.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente estudo objetivou analisar o desempenho ambiental, econômico e social do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares do município de Paulista, Pernambuco, e de rotas tecnológicas propostas, considerando a Avaliação de Sustentabilidade do Ciclo de Vida (ASCV), a qual inclui a Avaliação do Ciclo de Vida, Custo do Ciclo de Vida e Avaliação do Ciclo de Vida Social.

A metodologia de ASCV se mostrou eficiente na análise de desempenho de sistemas de gerenciamento de resíduos, constituindo uma ferramenta metodológica que avalia impactos ambientais; apresenta um inventário de emissões, incluindo gases do efeito estufa, para cada atividade envolvida; sistematiza custos de um produto; bem como relacionam impactos e oportunidades para os atores sociais envolvidos, sendo elementos de extrema importância para as discussões de sistemas de gerenciamento e apoio a tomada de decisão de gestores públicos. Dessa forma, considera-se que o trabalho atingiu o objetivo geral de avaliar a sustentabilidade de sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos com as metodologias de ciclo de vida nas dimensões social, econômica e ambiental para um estudo de caso.

Para aplicação da metodologia, foi analisado o sistema praticado de gerenciamento de resíduos na cidade de Paulista/PE no ano de 2019 e então propostas rotas tecnológicas alternativas, considerando a melhoria dos serviços no município e diferentes proporções de envio de resíduos nas unidades de tratamento. Nesse sentido, observou-se que no cenário praticado a etapa de coleta comum e aterramento dos resíduos em aterro sem aproveitamento energético são os processos que mais contribuem para os impactos ambientais negativos. O custo de ciclo de vida do sistema se configura de tal forma que não há sustentabilidade financeira, muito devido a baixa arrecadação com as taxas de cobrança pelos serviços. A Avaliação do Ciclo de Vida Social possibilitou verificar que o sistema atual do município atende parcialmente aos requisitos básicos e os princípios da legislação, sendo necessários melhorias no mecanismo de comunicação com a população e o compromisso do poder público com ações de sustentabilidade.

Nas rotas observou-se que as maiores taxas de recuperação de materiais resultaram em melhoria de todas as categorias de impacto, com exceção da acidificação terrestre, a qual, devido a compostagem, apresentou-se com valores

elevados. A reciclagem foi a principal atividade responsável pela compensação dos impactos ambientais negativos em todas as rotas. A Rota 4, no qual há a meta de recuperação de 20% da fração seca e 30% dos resíduos orgânicos é o a que representa menor custo líquido, apresentando uma redução de quase 34% dos custos. A Rota com maiores taxas de recuperação dos resíduos não apresentou o melhor custo líquido, pois a compostagem representa elevado valor de operação e manutenção.

No entanto, em nenhum cenário há sustentabilidade financeira. Quanto aos aspectos sociais, a inserção dos catadores de materiais recicláveis, maiores investimentos em ações de recuperação dos materiais com envolvimento da população representam uma melhoria dos aspectos sociais. De forma geral, não é indicada a agregação dos métodos em um índice único, mas é possível inferir que rotas tecnológicas com maiores taxas de recuperação dos resíduos possuem maior tendência a serem mais sustentáveis, devendo ser observado, no entanto, o limite em que a compostagem é eficiente na redução de impactos e minimização de custos.

O presente estudo representa uma das iniciativas pioneiras do estudo de Avaliação do Ciclo de Vida nas três dimensões da sustentabilidade na região. A pesquisa tem como contribuição oferecer reflexões sobre diferentes possibilidades de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, trazendo vantagens e desvantagens considerando critérios previamente estabelecidos. Devido ao pioneirismo e complexidade do tema, algumas sugestões são citadas e necessárias, tais como:

- Melhorar a análise global de sustentabilidade por ciclo de vida a partir de dados primários mais robustos, obtidos diretamente das fontes geradoras e documentos oficiais;
- Os dados sociais podem ser melhor analisados a partir de metodologias que diminuam a subjetividade da análise;
- Incluir outras unidades de tratamento no sistema de gerenciamento para maiores comparações, como diferentes triagens (manual e mecanizada) e diferentes métodos de compostagem; e tecnologias de tratamento térmica.
- Considerar a coleta com uso de combustíveis que não sejam de derivado do petróleo;

REFERÊNCIAS

- ABELIOTIS, K.; KALOGEROPOULOS, A.; LASARIDI, K. Life cycle assessment of the MBT plant in Ano Liossia, Athens, Greece. **Waste Management**, v. 32, p. 213–219, 2012.
- AGÊNCIA REGULADORA DO ESTADO DO CEARÁ (ARCE). SECRETARIA DAS CIDADES. **Avaliação das unidades de compostagem das CMRS – Comares Cariri**. Fortaleza: ARCE, 2022. Disponível em: < <https://www.arce.ce.gov.br/wp-content/uploads/sites/53/2022/02/Relatorio-Analise-Compostagem-Comares-Cariri.pdf> >. Acesso em: 25 mai. 2022.
- AKBER, M. Z.; THAHEEM, M. J.; ARSHAD, H. Life cycle sustainability assessment of electricity generation in Pakistan: Policy regime for a sustainable energy mix. **Energy Policy**, n. 111, p. 111-126, 2017.
- ALDANA-ESPITIA, N. C.; BOTELLO-ÁLVAREZ, J.E.; RIVAS-GARCÍA, P.; CERINO-CÓRDOVA, F.J.; BRAVO-SÁNCHEZ, M.G.; ABEL-SEABRA, J.E.; ESTRADA-BALTAZAR, A. Environmental impact mitigation during the solid waste management in an industrialized city in Mexico: an approach of life cycle. **Revista Mexicana de Ingeniería Química**, v. 16, n. 2, 2017, p. 563-580.
- ALVARENGA NETTO, C. A.; LUCENTE, F. S. **Análise comparativa e seleção de ferramentas para implementação de um laboratório didático de Avaliação de Ciclo de Vida**. In: ENEGEP 2016 - Contribuições da Engenharia de Produção para Melhores Práticas de Gestão e Modernização do Brasil. Rio de Janeiro: ABEPRO. 2016.
- ANDRADE JUNIOR, M. A. U., ZANGHELINI, G. M., SOARES, S. R. Using life cycle assessment to address stakeholders' potential for improving municipal solid waste management. **Waste Management & Research**, v. 35, n.5, p. 541-550, 2017.
- ANGELO, A. C. M. **Contribuições para o inventário do ciclo de vida dos resíduos orgânicos provenientes da coleta domiciliar na cidade do Rio de Janeiro**. 2014. 107 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2014.
- APARCANA, S.; SALHOFER, S. Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 18, n. 5, p. 1116-1128, 2013.
- ARAÚJO, M. G. **Modelo de Avaliação do Ciclo de Vida para a gestão de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos no Brasil**. 2013. 217 p. Tese (Doutorado em Ciências em Planejamento Energético) – Programa de Planejamento Energético, Universidade do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS – ABRELPE. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2020**. São

Paulo, 2021. 52 p. Disponível em:< <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/> >. Acesso em: 27 set. 2021.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14040**: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e estrutura. Rio de Janeiro. 2009. 21 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR ISO 14044**: Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Requisitos e Orientações. Rio de Janeiro. 2009. 46 p.

ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE CATADORES E CATADORAS DE MATERIAIS RECICLÁVEIS (ANCAT). **Anuário da Reciclagem 2021**. São Paulo: ANCAT, 2021. Disponível em:< <https://www.ancat.org.br/blog/anuario-da-reciclagem-2021-retrata-a-realidade-dos-catadores-de-materiais-reciclaveis-e-de-suas-organizacoes-no-brasil>>. Acesso em: 22 de mai. 2022.

AYODELE, T.R., OGUNJUYIGBE, A.S.O., ALAO, M.A. Life cycle assessment of waste-to-energy (WtE) technologies for electricity generation using municipal solid waste in Nigeria. **Appl. Energy**, v. 201, p. 200–218, 2017.

AYODELE, T.R.; ALAO, M.A.; OGUNJUYIGBE, A.S.O. Recyclable resources from municipal solid waste: Assessment of its energy, economic and environmental benefits in Nigeria. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 134, p. 165–173, 2018.

AYODELE, T. R.; ALAO, M. A.; OGUNJUYIGBE, A. S. O. Effect of collection efficiency and oxidation factor on greenhouse gas emission and life cycle cost of landfill distributed energy generation. **Sustainable Cities and Society**, v. 52, p. 101821, 2020.

AZIMI, A. N.; DENTE, S. M. R; HASHIMOTO, S. Social life-cycle assessment of household waste management system in Kabul City. **Sustainability**, v. 12, n. 8, p. 3217, 2020.

BANERJEE, S.; ADITYA, G.; SAHA, G. K. Household disposables as breeding habitats of dengue vectors: linking wastes and public health. **Waste management**, v. 33, n. 1, p. 233-239, 2013.

BARROS, R. T. V; SILVEIRA, A. V. F. Uso de indicadores de sustentabilidade para avaliação da gestão de resíduos sólidos urbanos na Região Metropolitana de Belo Horizonte. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 411-423, 2019.

BARTON, J. R.; DALLEY, D.; PATEL, V. S. Life cycle assessment for waste management. **Waste management**, v. 16, n. 1-3, p. 35-50, 1996.

BARRETO, L. S. S. **Avaliação ambiental e econômica de ciclo de vida da gestão de resíduos de construção e demolição**. 2014. 138 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

BERTICELLI, R.; PANDOLFO, A.; KORF, E. P. A gestão integrada de resíduos sólidos urbanos: perspectivas e desafios. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, Florianópolis, v. 5, n.2, p. 711-744, out. 2016./mar. 2017.

BERTICELLI, R.; PANDOLFO, A.; REICHERT, G. A.; SALAZAR, R. F. D. S.; KALIL, R. M. Support system for decision-making processes related to municipal solid waste management by taking into consideration a sustainable life cycle assessment: review on environmental, economic and social aspects. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 26, n. 2, p. 147-167, 2020.

BEHROOZNIYA, L.; SHARIFI, M.; HOSSEINZADEH-BANDBAFHA, H. Comparative life cycle environmental impacts of two scenarios for managing an organic fraction of municipal solid waste in Rasht-Iran. **Journal of Cleaner Production**, v. 268, 2020.

BENITEZ-BRAVO, R.; GOMEZ-GONZÁLEZ, R.; RIVAS-GARCÍA, P.; BOTELLO-ÁLVAREZ, J. E.; HUERTA-GUEVARA, O. F.; GARCÍA-LEÓN, A. M.; RUEDA-AVELLANEDA, J. F. Optimization of municipal solid waste collection routes in a Latin-American context. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 71, n. 11, p. 1415-1427, 2021.

BIANCO, T. S. D. **Modelo de gestão dos resíduos sólidos urbanos como elemento de desenvolvimento regional sustentável: uma análise dos municípios do oeste do Paraná**. Orientador: Dr. Ricardo Rippel. 2018. 281 f. Tese (Doutorado) – Centro de Ciências Sociais Aplicadas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo, Paraná, 2018.

BISINELLA, V.; GÖTZE, R.; CONRADSEN, K.; DAMGAARD, A.; CHRISTENSEN, T. H.; ASTRUP, T. F. Importance of waste composition for Life Cycle Assessment of waste management solutions. **Journal of Cleaner Production**, v. 164, p. 1180-1191, 2017.

BORK, C. A. S.; BARBA JUNIOR, D. J.; GOMES, J. O. Social Life Cycle Assessment of three companies of the furniture sector. **Procedia Cirp**, v. 29, p. 150-155, 2015.

BOTELLO-ÁLVAREZ, J. E., RIVAS-GARCÍA, P., FAUSTO-CASTRO, L., ESTRADA-BALTAZAR, A., & GOMEZ-GONZALEZ, R. Informal collection, recycling and export of valuable waste as transcendent factor in the municipal solid waste management: A Latin-American reality. **Journal of cleaner production**, v. 182, p. 485-495, 2018.

BRASIL. **Lei nº 8.069, de 13 de julho de 1990**. Dispõe sobre o Estatuto da Criança e do Adolescente e dá outras providências. Brasília, DF, 1990. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l8069.htm>. Acesso em: 17 dez. 2019.

_____. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, DF, 1988. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

_____. **Lei nº 11.079, de 30 de dezembro de 2004.** Institui normas gerais para licitação e contratação de parceria público-privada no âmbito da administração pública. Brasília, DF, 2004. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2004/Lei/L11079.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

_____. **Lei nº 11.107, de 06 de abril de 2005.** Dispõe sobre normas gerais de contratação de consórcios públicos e dá outras providências. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2005/lei/l11107.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

_____. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.** Institui a Política Nacional de Saneamento Básico. Brasília, DF, 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

_____. **Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010.** Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 16 out. 2019.

_____. **Lei nº 12.527, de 18 de novembro de 2011.** Regula o acesso a informações previsto no inciso XXXIII do art. 5º, no inciso II do § 3º do art. 37 e no § 2º do art. 216 da Constituição Federal. Brasília, DF, 2011a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 16 out. 2019.

_____. **Estudos para Elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos.** Brasília, DF. 2011b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf>. Acesso em: 13 dez. 2019.

_____. Ministério das Cidades. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento.** Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos – 2016. Disponível em: <www.snis.gov.br/diagnostico-residuossolidos/diagnostico-rs-2016>. Acesso em: 19 mar. 2019.

_____. **Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020.** Atualiza o marco legal do saneamento básico e outras providências. Brasília, DF, 2020. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2020/lei/l14026.htm>. Acesso em: 22 de setembro de 2022.

_____. Ministério do Meio Ambiente. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos – Planares.** Brasília, DF: MMA, 2022. 209 p.

BOLDRIN, A. **Environmental assessment of garden waste management.** Kongens. Lyngby, Denmark: Department of Environmental Engineering, Technical University of Denmark (DTU), 74 p, 2009.

- BORODIN, Y. V.; ALIFEROVA, T. E.; NCUBE, A. **Waste management through life cycle assessment of products**. In: IOP Conference Series: Materials Science and Engineering. IOP Publishing, 2015. p. 012085.
- BOSKOVIC, G.; JOVICIC, N.; JOVANOVIC, S.; SIMOVIC, V. Calculating the costs of waste collection: A methodological proposal. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 8, p. 775 – 783, 2016.
- BORGES, P. H. R.; LOURENÇO, T. M. F.; FOUREAUX, A. F. S.; PACHECO, L. S. Estudo comparativo da análise de ciclo de vida de concretos geopoliméricos e de concretos à base de cimento Portland composto (CP II). **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 14, n. 2, p. 153-168, abr./jun. 2014.
- BROGAARD, L. K., CHRISTENSEN, T. H. Life cycle assessment of capital goods in waste management systems. **Waste management**, v. 56, p. 561-574. 2016.
- CAICEDO-CONCHA, D. M.; SANDOVAL-COBO, J. J.; STRINGFELLOW, A.; COLMENARES-QUINTERO, R. F. An evaluation of final disposal alternatives for municipal solid waste through life cycle assessment: A case of study in Colombia. **Cogent Engineering**, v. 8, n. 1, p. 1956860, 2021.
- CAMPOLINA, J. M.; SIGRIST, C. S. L.; MORIS, V. D. S. Uma revisão de literatura sobre softwares utilizados em estudos de Avaliação de Ciclo de Vida. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, v.19, n.2, p. 735-750, 2015.
- CARVALHO, J. R. M.; CURI, W. F.; CARVALHO, E. K. M. A. CURI, R. C. Proposta e validação de indicadores hidroambientais para bacias hidrográficas: estudo de caso na sub-bacia do alto curso do Rio Paraíba, PB. **Sociedade e Natureza**, Uberlândia, ano 23, n. 2, p. 295-310, 2011.
- CARAPINA, H. S.; STEPANOV, J.; PROKIC, D. Model for evaluating municipal waste management system applying the LCA - Part I: Review of LCA Software. **Recycling and Sustainable Development**, v. 12, 2019, p. 43-51.
- CHI, Y.; DONG, J.; TANG, Y.; HUANG, Q.; NI, M. Life cycle assessment of municipal solid waste source-separated collection and integrated waste management systems in Hangzhou, China. **J Mater Cycles Waste Manag.**, v. 17, p. 695–706, 2015.
- CHERUBINI, F.; BARGIGLI, S.; ULGIATI, S. Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: Landfilling, sorting plant and incineration. **Energy**, v. 34, n. 12, p. 2116-2123, 2009.
- CIFRIAN, E.; ANDRES, A.; VIGURI, J. R. Developing a regional environmental information system based on macro-level waste indicators. **Ecological Indicators**, v. 53, p. 258-270, 2015.
- CIROTH, A.; FRANZE, J. **LCA of an ecolabeled notebook: consideration of social and environmental impacts along the entire life cycle**. Berlim: GreenDelta, 2011. 409 p.

COBO, S.; DOMINGUEZ-RAMOS, A.; IRABIEN, A. From linear to circular integrated waste management systems: A review of methodological approaches. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 135, p. 279-295, 2018.

COELHO FILHO, O.; SACCARO JUNIOR, N. L.; LUEDEMANN, G. **A avaliação de ciclo de vida como ferramenta para a formulação de políticas públicas no Brasil**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Brasília: Rio de Janeiro: IPEA, 2016. 60 p.

COELHO, F. Z. **Avaliação do Ciclo de Vida cradle-to-gate de traços de concretos autoadensáveis com incorporação de resíduos e subprodutos industriais**. 2016. 174 f. Dissertação (Mestrado) – Centro Tecnológico, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2016.

COELHO, L. M. G. **Desenvolvimento de modelos de decisão multicritério para avaliação de sustentabilidade em sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos industriais e urbanos**. 2018. 370 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.

COELHO, L. M. G.; LANGE, L. C. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 128, p. 438-450, 2018.

COSTA, A. R. S.; PINHEIRO, S. M. G.; MELO, A. M.; EL-DEIR, S. G. Os princípios da sustentabilidade como norteadores na gestão dos resíduos sólidos urbanos. **Holos Environment**, v. 17, n. 1, p. 94-109, 2017.

COMISSÃO EUROPEIA. **Life Cycle Thinking and Assessment for Waste Management**. 2010.

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO - CNUMAD. **Agenda 21**. Brasília: Câmara dos Deputados, Coordenação de Publicações, 1995. 591 p. Disponível em: <<http://www.onu.org.br/rio20/img/2012/01/agenda21.pdf>>. Acesso em: 25 set. 2019.

CUCCHIELLA, F.; D'ADAMO, I.; GASTALDI, M. Sustainable management of waste-to-energy facilities. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 33, p. 719-728, 2014.

DAI PRÁ, L. B.; MORAES, C. A. M.; GOMES, L. P.; MARQUES, V. M. Avaliação de ciclo de vida (ACV) aplicada à gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros: uma revisão. **Revista Brasileira de Planejamento e Desenvolvimento**, v. 7, n. 3, p. 353-364, 2018.

DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Resíduos sólidos no Brasil: contexto, lacunas e tendência. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, p. 685-698, 2015.

DEN BOER, J.; DEN BOER, E.; JAGER, J. LCA-IWM: a decision support tool for sustainability assessment of waste management systems. **Waste management**, v. 27, n. 8, p. 1032-1045, 2007.

DI MARIA, F.; MICALE, C. A holistic life cycle analysis of waste management scenarios at increasing source segregation intensity: The case of an Italian urban area. **Waste Management**, v. 34, n. 11, p. 2382-2392, 2014.

EDWARDS, J.; OTHMAN, M.; CROSSIN, E.; BURN, S. Life cycle inventory and mass-balance of municipal food waste management systems: Decision support methods beyond the waste hierarchy. **Waste management**, v. 69, p. 577-591, 2017.

EVANGELISTI, S.; CLIFT, R.; TAGLIAFERRI, C.; LETTIERI, P. A life cycle assessment of distributed energy production from organic waste: Two case studies in Europe. **Waste Management**, v. 64, p. 371-385. 2017.

FERREIRA, C. F. A.; JUCÁ, J. F. T. Metodologia para avaliação dos consórcios de resíduos sólidos urbanos em Minas Gerais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 513-521, 2017.

FERREIRA, A. C.; BARROS, R. T. V. Panorama dos gastos públicos municipais com os serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos: uma análise da Região Metropolitana de Belo Horizonte (MG). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 26, p. 659-668, 2021.

FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; DEL RIO, J.; RODRÍGUEZ-IGLESIAS, J.; CASTRILLÓN, L.; MARAÑÓN, E. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). **Journal of Cleaner Production**, v. 81, p. 178-189, 2014.

FERRONATO, N.; GORRITTY PORTILLO, M. A.; GUISBERT LIZARAZU, E. G.; TORRETTA, V. Application of a life cycle assessment for assessing municipal solid waste management systems in Bolivia in an international cooperative framework. **Waste Management & Research**, v. 38, n. 1, p. 98-116, 2020.

FERRONATO, N.; ALARCÓN, G. P. P.; LIZARAZU, E. G. G.; TORRETTA, V. Assessment of municipal solid waste collection in Bolivia: Perspectives for avoiding uncontrolled disposal and boosting waste recycling options. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 167, p. 105234, 2021.

FINKBEINER, M.; SCHAU, E. M.; LEHMANN, A.; TRAVERSO, M. Towards life cycle sustainability assessment. **Sustainability**, v. 2, n.10, p. 3309-3322, 2010.

FINNVEDEN, Göran et al. Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 3, p. 213-229, 2005.

FRISCHKNEHCT, R.; JUNGBLUTH, N.; ALTHAUS, H.J.; DOKA, G.; HECK, T.; HELLWEG, S.; HISCHIER, R.; REBITZER, G. SPIELMANN, M.; WERNET, G.

Overview and Methodology. Ecoinvent report N°.1. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, 2007.

FUSS, M.; BARROS, R.T.V.; POGANIETZ, W.R. Designing a framework for municipal solid waste management towards sustainability in emerging economy countries – An application to a case study in Belo Horizonte (Brazil). **Journal of Cleaner Production**, v. 178, p. 655 – 664, 2018.

FOOLMAUN, R. K.; RAMJEEAWON, T. Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. **Int. J. Life Cycle Assess.**, v. 18, n. 1, p. 155–171, 2013.

GARCIA, H. R. M. **Avaliação do ciclo de vida socioambiental do programa de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares do município de João Pessoa/PB, Brasil. estudo de caso: núcleo do Bessa.** 2016. 135 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2016.

GASPAR, L. M. R.; INÁCIO, C. D. T.; QUINTAES, B. R.; CARVALHO, L. D. S. Q.; PERES, A. A. D. C. Análise econômico-financeira do gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos em uma agroindústria de processamento mínimo de hortaliças. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 25, p. 477-488, 2020.

GENEROWICZ, A.; GRONBA-CHYŁA, A.; KULCZYCKA, J.; HARAIZIN, P.; GASKA, K.; CIUŁA, J.; OCŁOŃ, P. Life Cycle Assessment for the environmental impact assessment of a city'cleaning system. The case of Cracow (Poland). **Journal of Cleaner Production**, v. 382, p. 135184, 2023.

GERHARDT, T. E.; SILVEIRA, D. T. (Org.). **Métodos de pesquisa.** Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 2009.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa.** 2 reimpr. 6. ed. São Paulo: Atlas, 2018.

GIZ - DEUTSCHE GESELLSCHAFT FÜR INTERNATIONALE ZUSAMMENARBEIT. **Opções em Waste-to-Energy na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos: Um Guia para Tomadores de Decisão em Países Emergentes ou em Desenvolvimento.** Eschborn: GIZ. 2017. 58 p.

GIUGLIANO, M.; CERNUSCHI, S.; GROSSO, M.; RIGAMONTI, L. Material and energy recovery in integrated waste management systems: an evaluation based on life cycle assessment. **Waste Management**, v. 31, p. 2092–2101, 2011.

GENEROWICZ, A.; GRONBA-CHYŁA, A.; KULCZYCKA, J.; HARAIZIN, P.; GASKA, K.; CIUŁA, J.; OCŁOŃ, P. Life Cycle Assessment for the environmental impact assessment of a city'cleaning system. The case of Cracow (Poland). **Journal of Cleaner Production**, v. 382, p. 135184, 2023.

GUEDES, F. L. **Análises do ciclo de vida e emissões de gases na produção e uso de combustível derivado de resíduos sólidos urbanos em Paulista-PE,**

Brasil. 2022. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2022.

GUERRERO, L.A.; MAAS, G.; HOGLAND, W. Solid waste management challenges for cities in developing countries. **Waste Management**, v. 33, p. 220–232, 2013.

GHISELLINI, P.; CIALANI, C.; ULGIATI, S. A review on circular economy: the expected transition to a balanced interplay of environmental and economic systems. **J. Clean Prod.**, v. 114, p. 11-32, 2016.

GRASI, D. C.; CAPANEMA, L. **Agendas setoriais para o desenvolvimento: Resíduos Sólidos Urbanos. Visão 2035: Brasil, um país desenvolvido.** Rio de Janeiro: BNDES. 2018.

HAUPT, M.; KÄGI, T.; OHELLWEG, S. Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. **Waste management**, v. 79, p. 815-827, 2018.

HETTIARACHCHI, H.; RYU, S.; CAUCCI, S.; SILVA, R. Municipal solid waste management in Latin America and the Caribbean: Issues and potential solutions from the governance perspective. **Recycling**, v. 3, n. 2, p. 19, 2018.

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; BOVEA, M. D.; NÓBREGA, C. C.; GARCÍA, H. R. M.; LINS, R. B. Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Waste Management**, v. 72, p. 65-77, 2018.

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; BOVEA, M. D.; NÓBREGA, C. C. **Proposal of social indicators to assess the social performance of waste management systems in developing countries: a Brazilian case study.** In: Perspectives on Social LCA: Contributions from 6th International Conference. Springer International Publishing. 2019.

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; BOVEA, M. D.; COUTINHO-NÓBREGA, C.; MEDEIROS, H. R. Assessing the social performance of municipal solid waste management systems in developing countries: Proposal of indicators and a case study. **Ecological indicators**, v. 98, p. 164-178, 2019.

ILLANKOON, I. C. S.; TAM, V. W.; LE, K. N.; WANG, J. Y. Life cycle costing for obtaining concrete credits in green star rating system in Australia. **Journal of cleaner production**, v. 172, p. 4212-4219, 2018.

IKHLAYEL, M. A systematic life cycle thinking approach to develop sustainable municipal solid waste management systems for developing countries. **Journal of Clean Production**, v. 180, p. 571-586, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008.** Rio de Janeiro: IBGE, 2010. 218 p. Disponível em:< <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>>. Acesso em: 05 out. 2019.

_____. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílio Contínua 2018**. IBGE, 2019. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/17270-pnad-continua.html?edicao=24437&t=publicacoes>>. Acesso em: 15 de nov. 2019.

_____. **Indicadores de desenvolvimento sustentável 2015**. IBGE, 2015. 351 p. Disponível em: < <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf>>. Acesso em: 05 out. 2019.

_____. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento 2017**. IBGE, 2017. Disponível em: < <http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/#>>. Acesso em: 05 out. 2019.

_____. **Indicadores sociais das mulheres no Brasil**. 2º Ed. IBGE, 2021. Disponível em: < <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/multidominio/genero/20163-estatisticas-de-genero-indicadores-sociais-das-mulheres-no-brasil.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 25 fev. 2021.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA E APLICADA - IPEA. **Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos**. Brasília: IPEA, 2010. Disponível em: < https://www.ipea.gov.br/portal/index.php?option=com_content&view=article&id=8858>. Acesso em: 25 nov. 2021.

_____. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília: IPEA, 2012. 82 f. Disponível em: < https://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso em: 23 nov. 2020.

JUCÁ, J. F. T. et al. (Org.). **Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco. Grupo de Resíduos Sólidos – UFPE, Banco Nacional do Desenvolvimento Econômico e Social – BNDES, Jaboatão dos Guararapes – PE: Grupo de Resíduos Sólidos, 2014. 187 p.

JUNQUEIRA, H. S.; MEDEIROS, D. L.; COHIM, E. Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Feira de Santana: demanda energética e pegada de carbono. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, p. 125-139, 2022.

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. Washington, DC: World Bank. 2018. 272 p.

KAUFMAN, SCOTT M.; KRISHNAN, NIKHIL; THEMELIS, NICKOLAS J. Uma métrica de ciclo de vida útil para avaliar a sustentabilidade ambiental dos sistemas de gerenciamento de resíduos. **Ciência e tecnologia ambiental**, v. 44, n. 15, p. 5949-5955, 2010.

KISS, B. C. K. **Análise da aplicação do Pensamento de Ciclo de Vida na gestão empresarial: estudos de casos brasileiros**. 2018. 158 f. Dissertação (Mestrado em

Administração de Empresas) – Escola de Administração de Empresas de São Paulo, Fundação Getúlio Vargas, São Paulo, 2018.

KLOEPFFER, W. Life-cycle based methods for sustainable product development. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 8, n. 3, p. 157-159, 2003.

KLOEPFFER, W. Life cycle sustainability assessment of products. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 13, n. 2, p. 89-95, 2008.

LARSEN, A.W.; MERRILD, H.; MOLLER, J.; CHRISTENSEN, T.H. Waste collection systems for recyclables: an environmental and economic assessment for the municipality of Aarhus (Denmark). **Waste Management**, v. 30, p. 744–754, 2010.

LAZAREVIC, D.; BUCLET, N.; BRANDT, N. The application of life cycle thinking in the context of European waste policy. **Journal of Cleaner Production**, v. 29, p. 199-207, 2012.

LAM, C. M.; IRIS, K. M.; MEDEL, F.; TSANG, D. C.; HSU, S. C.; POON, C. S. Life-cycle cost-benefit analysis on sustainable food waste management: The case of Hong Kong International Airport. **Journal of cleaner production**, v. 187, p. 751-762, 2018.

LAURENT, A.; BAKAS, I.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; NIERO, M.; GENTIL, E.; HAUSCHILD, M.Z.; CHRISTENSEN, T.H. Review of LCA studies of solid waste management systems—Part I: lessons learned and perspectives. **Waste Management**, v. 34, p. 573–588, 2014a.

LAURENT, A.; CLAVREUL, J.; BERNSTAD, A.; BAKAS, I.; NIERO, M.; GENTIL, E.; CHRISTENSEN, T.H.; HAUSCHILD, M.Z. Review of LCA studies of solid waste management systems—Part II: methodological guidance for a better practice. **Waste Management**, v. 34, p. 589–606, 2014b.

LI, H.; NITIVATTANANON, V.; LI, P. Municipal solid waste management health risk assessment from air emissions for China by applying life cycle analysis. **Waste Management & Research**, 2015, p. 1-9.

LINS, R. B.; NÓBREGA, C. C.; GARCIA, H. R. M. D.; IBÁÑEZ-FORÉS, V.; ARAÚJO, E. S. D. Análise do ciclo de vida do programa de coleta seletiva do plástico no município de João Pessoa/PB—Brasil. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales. Investigación, Desarrollo y Práctica**, v. 13, n. 3, p. 868-884.

LIEDER, M.; RASHID, A. Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry. **Journal of cleaner production**, v. 115, p. 36-51, 2016.

LIIKANEN, M.; HAVUKAINEN, J.; VIANA, E.; HORTTANAINEN, M. Steps towards more environmentally sustainable municipal solid waste management—A life cycle assessment study of São Paulo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, v. 196, p. 150-162, 2018.

LEWANDOWSKA, A.; WITCZAK, J.; GIUNGATO, P.; DIERKS, C.; KURCZEWSKI, P.; PAWLAK-LEMANSKA, K. Inclusion of Life Cycle Thinking in a Sustainability-Oriented Consumer's Typology: A Proposed Methodology and an Assessment Tool. **Sustainability**, v. 10, n. 6: 1826, 2018.

ODUM, E. P. **Fundamentos de Ecologia**. 6° ed. São Paulo: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004.

ORTIZ-RODRIGUEZ, O. O.; RIVERA-ALARCON, H. U.; VILLAMIZAR-GALLARDO, R. A. Evaluation of municipal solid waste by means of life cycle assessment: case study in the south-western region of the Department of Norte de Santander, Colombia. **Environmental Engineering & Management Journal (EEMJ)**, v. 17, n. 3, 2018.

MACIEL, J. F. **Geração de biogás e energia em aterro experimental**. 2009. 333 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

MACOMBE, C.; LESKINEN, P.; FESCHET, P.; ANTIKAINEN, R. Social life cycle assessment of biodiesel production at three levels: a literature review and development needs. **Journal of Cleaner Production**, v. 52, p. 205–216, 2013.

MATTOS, F.; CALMON, J. L. Social Life Cycle Assessment in Municipal Solid Waste Management Systems with Contribution of Waste Pickers: Literature Review and Proposals for New Studies. **Sustainability**, v. 15, n. 2, p. 1717, 2023.

MCDOUGALL, F. R.; WHITE, P. R.; FRANKE, M.; HINDLE, P. **Integrated Solid Waste Management: A Life Cycle Inventory**. 2 ed. Oxford: Blackwell Science. 56 p.

MANDA, B. M K.; BOSCH, H.; KARANAM, S.; BEERS, H.; BOSMAN, H., RIETVELD, E.; WORRELL, E.; PATEL, M. K. Value creation with life cycle assessment: an approach to contextualize the application of life cycle assessment in chemical companies to create sustainable value. **Journal of cleaner production**, v. 126, p. 337-351, 2016.

MARCHI, C. M. D. F. Novas perspectivas na gestão do saneamento: apresentação de um modelo de destinação final de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 7, n. 1, p. 91-105, 2015.

MAALOUF, A.; EL-FADEL, M. Life cycle assessment for solid waste management in Lebanon: Economic implications of carbon credit. **Waste Management & Research**, v. 37, n. 1, p. 14-26, 2019.

MAH, C. M; FUJIWARA, T.; HO, C. S. Life cycle assessment and life cycle costing toward eco-efficiency concrete waste management in Malaysia. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 3415-3427, 2018.

MANSILHA, M. B.; FARRET, F. A.; ROSA, L. C. Avaliação do ciclo de vida do alumínio primário utilizando o software OpenLCA. **Espacios**, v. 38, n. 41, 2017, p. 6-11.

MARTINS, W. A. **Avaliação do ciclo de vida do programa de coleta seletiva do município de João Pessoa- PB, Brasil.** 2017. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2017.

MARTINEZ-SANCHEZ, V.; KROMANN, M. A.; ASTRUP, T. F. Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. **Waste management**, v. 36, p. 343-355, 2015.

MARTINEZ-SANCHEZ, V.; LEVIS, J. W.; DAMGAARD, A.; DECAROLIS, J. F.; BARLAZ, M. A.; ASTRUP, T. F. Evaluation of externality costs in life-cycle optimization of municipal solid waste management systems. **Environmental science & technology**, v. 51, n. 6, p. 3119-3127, 2017.

MASSARUTTO, A.; CARLI, A.; GRAFFI, M. Material and energy recovery in integrated waste management systems: A life-cycle costing approach. **Waste management**, v.31, p. 2102-2111, 2011.

MENNA, F.; DIETERSHAGEN, J.; LOUBIERE, M.; VITTUARI, M. Life cycle costing of food waste: A review of methodological approaches. **Waste Management**, v. 73, p. 1-13, 2018.

MENIKPURA, S.N.M.; SANG-ARUN, J.; BENGTSSON, M. Integrated solid waste management: an approach for enhancing climate co-benefits through resource recovery. **J. Cleaner Prod.**, v. 58, n. 1, 2013, p. 34–42.

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS. **Eng. sanit. ambient**, v. 22, n.5, p. 863-875, 2017.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos.** Rio de Janeiro: IBAM, 2001. 200 p.

MOVAHED, Z. P.; KABIRI, M.; RANJBAR, S.; JODA, F. Multi-objective optimization of life cycle assessment of integrated waste management based on genetic algorithms: A case study of Tehran. **Journal of Cleaner Production**, v. 247, 2020.

MOL, M. P. G.; QUEIROZ, J. T. M.; GOMES, J.; HELLER, L. Gestão adequada de resíduos sólidos como fator de proteção na ocorrência da dengue. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 44, p. e22, 2020.

MUSTAFA, A. B.; DONG, H.; ZHANG, C.; & FUJII, M. Life cycle environmental benefit and waste-to-energy potential of municipal solid waste management scenarios in Indonesia. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 24, n. 5, p. 1859-1877, 2022.

NEUGEBAUER, S.; MARTINEZ-BLANCO, J.; SCHEUMANN, R.; FINKBEINER, M. Enhancing the practical implementation of life cycle sustainability assessment–

proposal of a Tiered approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 102, p. 165-176, 2015.

NÓBREGA, C. C.; CARVALHO, M.; GARCIA, H. R. M.; FORÉS, V. I.; BOVEA, M. D. Avaliação do Ciclo de Vida da coleta seletiva de papel e papelão no Núcleo do Bessa, município de João Pessoa (PB), Brasil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 5, p. 875-886, 2019.

OLIVEIRA, M. C. B. **Avaliação de ciclo de vida de embalagens plásticas de óleo lubrificante: um estudo de caso**. 2017. 121 p. Tese (Doutorado em Ciências de Planejamento Energético) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2017.

OLIVEIRA, A. L. A. R. **Avaliação do Ciclo de Vida aplicada na gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de caso do Distrito Federal**. 2019. 96 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Mecânicas) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2019.

OLIVEIRA, B. I. F. **Avaliação do custo do ciclo de vida de materiais cimentícios: estudo para argamassas industrializadas**. 2021. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Centro de Tecnologia, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2021.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Relatório Brundlant**. 1987. Disponível em: < <http://www.un.org/documents/ga/res/42/ares42-187.htm> >. Acesso em: 21 mai. 2019.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Objetivos de desenvolvimento sustentável. 2015**. Disponível em:< <https://nacoesunidas.org/pos2015/>>. Acesso em: 20 out. 2019.

PAES, M. X. **Gestão de resíduos sólidos urbanos: integração de indicadores ambientais e econômicos por meio da avaliação do ciclo de vida**. 2018. 183 f. Tese (Doutorado) – Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Estadual Paulista ‘Júlio de Mesquita Júnior’, Sorocaba, 2018.

PAES, M. X.; MEDEIROS, G. A.; MANCINI, S. D.; BORTOLETO, A. P.; OLIVEIRA, J. A. P.; KULAY, L. A. Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production**, v. 254, 2020.

PASSARINI, K. C., PEREIRA, M. A., DE BRITO FARIAS, T. M., CALARGE, F. A., & SANTANA, C. C. Assessment of the viability and sustainability of an integrated waste management system for the city of Campinas (Brazil), by means of ecological cost accounting. **Journal of Cleaner Production**, v. 65, p. 479-488, 2014.

PERNAMBUCO. SECRETARIA DAS CIDADES. Plano de Resíduos Sólidos da Região de Desenvolvimento Metropolitana, incluindo programa de coleta seletiva. **Produto 04: Planejamento das ações do Plano de Resíduos Sólidos da Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco**. Recife: Caruso Jr., 2017. 278 p.

_____. Plano de Resíduos Sólidos da Região de Desenvolvimento Metropolitana, incluindo programa de coleta seletiva. **Produto 05: Planejamento das ações de coleta seletiva da Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco.** Recife: Caruso Jr., 2018a. 88 p.

_____. Plano de Resíduos Sólidos da Região de Desenvolvimento Metropolitana, incluindo programa de coleta seletiva. **Produto 06: Dimensionamento das Instalações e Equipamentos de Coleta Seletiva da Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco.** Recife: Caruso Jr., 2018b. 293 p.

_____. **Plano de Resíduos Sólidos:** Região de Desenvolvimento Metropolitana de Pernambuco – RDM/PE. 2 ed. Recife: Caruso Jr., 2018c. 108 p.

PETIT-BOIX, A.; LLORACH-MASSANA, P.; SANJUAN-DELMAS, D.; SIERRA-PEREZ, J.; VINYES, E.; GABARRELL, X.; RIERADEVALL, J.; SANYE-MENGUAL, E. Application of life cycle thinking towards sustainable cities: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 166, p. 939-951, 2017.

PINHEIRO, I. S.; FERREIRA, J. A. **Economicidade dos Serviços de Coleta e Transporte de Resíduos Sólidos Urbanos.** Rio de Janeiro, Escola de Contas e Gestão do TCE-RJ, 2017. 104 p.

PIRES, A.; SARGEDAS, J.; MIGUEL, M.; PINA, J.; MARTINHO, G. A case study of packaging waste collection systems in Portugal—Part II: Environmental and economic analysis. **Waste management**, v. 61, p. 108-116, 2017.

POLZER, V. R. **Desafios e perspectivas rumo ao gerenciamento integrado de resíduos sólidos nas cidades brasileiras:** contribuições a partir de estudos de caso europeus. Orientador: Dr. Maria Augusta Justi Pisani. 2017. 249 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Presbiteriana Mackenzie, São Paulo, 2017.

POMBO, O.; RIVELA, B; NEILA, J. Life cycle thinking toward sustainable development policy-making: The case of energy retrofits. **Journal of cleaner production**, v. 206, p. 267-281, 2019.

RAJCOOMAR, A.; RAMJEAWON, T. Life cycle assessment of municipal solid waste management scenarios on the small island of Mauritius. **Waste Management & Research**, v. 35, n. 3, p. 313-324, 2017.

RAMIREZ, P. K. S.; PETTI, L.; BRONES, F.; UGAYA, C. M. L. Subcategory assessment method for social lifecycle assessment. Part 1: Methodological framework. **International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 19, n. 8, p. 1515–1523, 2014.

RAMIREZ, P. K. S.; PETTI, L.; BRONES, F.; UGAYA, C. M. L. Subcategory assessment method for social life cycle assessment. Part 2: application in Natura's

cocoa soap. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 21, p. 106-117, 2016.

RAMOS, R. R. Gestão de resíduos sólidos urbanos: indicadores de sustentabilidade aplicados a programas de gestão e associações de catadores de materiais recicláveis. **Geografia (Londrina)**, v. 22, n. 3, p. 27-45, 2013.

REALE, F.; CINELLI, M.; SALA, S. Towards a research agenda for the use of LCA in the impact assessment of policies. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 22, n.9, p. 1477-1481, 2017.

REICH, M. C. Economic assessment of municipal waste management systems—case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). **Journal of Cleaner Production**, v. 13, n. 3, 253-263, 2005.

REICHERT, G. A. **Apoio à tomada de decisão por meio da Avaliação do Ciclo de Vida em sistemas de gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos: o caso de Porto Alegre**. 2013. 276 f. Tese (Doutorado) - Instituto de Pesquisa Hidráulica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2013.

REICHERT, G. A.; MENDES, C. A. B. Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 301-313. 2014.

RIGHI, S.; OLIVIERO, L.; PEDRINI, M.; BUSCAROLI, A.; DELLA CASA, C. Life cycle assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. **Journal of Cleaner Production**, v. 44, p. 8-17, 2013.

RÖDGER, J.M.; KJÆR, L.L.; PAGOROPOULOS, A. **Life Cycle Costing: An Introduction**. In: Hauschild, M., Rosenbaum, R., Olsen, S. (eds) *Life Cycle Assessment*. Springer, Cham. 2018.

RODRÍGUEZ-IGLESIAS, J.; MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; RIESTRA, P.; SASTRE, H. (2003). Life cycle analysis of municipal solid waste management possibilities in Asturias, Spain. **Waste management & research**, v. 21, n. 6, p. 535-548, 2003.

RODRIGUES, W.; MAGALHÃES FILHO, L. N. L.; PEREIRA, R. S. Análise dos Determinantes dos custos de resíduos sólidos urbanos nas capitais estaduais brasileiras. **Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 8, p. 130-141, 2015.

SARIGIANNIS, D. A.; HANDAKAS, E. J.; KARAKITSIOS, S. P.; GOTTI, A. Life cycle assessment of municipal waste management options. **Environmental Research**, v. 193, p. 110307, 2021.

SALA, S.; VASTA, A.; MANCINI, L.; DEWULF, J.; ROSENBAUM, E. Social Life Cycle Assessment: State of the art and challenges for supporting product policies. **JRC Technical Reports**, Comissão Europeia, 2015.

SANCHEZ, V. M.; KROMANN, M. A.; ASTRUP, T. F. Life cycle costing of waste management systems: Overview, calculation principles and case studies. **Waste Management**, v. 36, p. 343-355. 2015.

SANTIAGO, L. S.; DIAS, S. M. F. Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 203-212, abr./ jun. 2012.

SANTIAGO, M. R. **Avaliação da Sustentabilidade do Ciclo de Vida de diferentes cenários de gerenciamento dos resíduos sólidos domiciliares com enfoque na compostagem**. 2019. 149 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2019.

SARTORI, S.; LATRONICO, F.; CAMPOS, L. M. S. Sustentabilidade e desenvolvimento sustentável: uma taxonomia no campo da literatura. **Ambiente e Sociedade**, v. 17, n. 1, p. 1-22, 2014.

SANTOS, W. J. R.; LEITE, W. C. A.; SCHALCH, V. A sustentabilidade econômico-financeira da gestão de resíduos sólidos domiciliares, em um município de porte médio do interior do estado de São Paulo. **Braz. J. of Develop.**, Curitiba, v. 6, n.4, p.18192-18204, 2020.

SANTOS, J. E. S.; VAN ELK, A. G. H. P.; FERREIRA, J. A. Gestão de resíduos sólidos dos maiores geradores da Região Metropolitana do Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Development**, v. 7, n. 3, p. 31760-31446, 2021.

SCHNEIDER, D. M.; RIBEIRO, W. A.; SALOMONI, D. **Orientações Básicas para a Gestão Consorciada de Resíduos Sólidos**. Fundação Instituto para o Fortalecimento das Capacidades Institucionais – IFCI, Agência Espanhola de Cooperação Internacional para o Desenvolvimento – AECID, Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão – MPOG, Brasília-DF: Editora IABS, Brasil - 2013. 220 p.

SILVA, M. L.; FONTES, A. A. Discussão sobre os critérios de avaliação econômica: valor presente líquido (VPL), valor anual equivalente (VAE) e valor esperado da terra. **Revista Árvore**, v. 29, p. 931-936, 2005.

SILVA, J. C. B.; MACHADO, C. J. S. Associações entre dengue e variáveis socioambientais nas capitais do Nordeste brasileiro por Análise de Agrupamentos. **Ambiente & Sociedade**, v. 21, 2019.

SILVA, E. L.; MENEZES, E. M. **Metodologia da Pesquisa e Elaboração da Dissertação**. (4ª ed.) Florianópolis: UFSC, 2005.

SILVA, A.; ROSANO, M.; STOCKER, L.; GORISSEN, L. From waste to sustainable materials management: Three case studies of the transition journey. **Waste Management**, v. 61, p. 547–557, 2017.

SILVA, D. A. L.; MASONI, P. **Diálogos setoriais Brasil e União Europeia: Análise crítica das principais políticas de gestão, manutenção e uso de bancos de**

dados internacionais de inventários do ciclo de vida de produto. Instituto Brasileiro de Ciência e Tecnologia. Brasília: IBCT, 2016.

SHARMA, B. K.; CHANDEL, M. K. Life cycle cost analysis of municipal solid waste management scenarios for Mumbai, India. **Waste Management**, v. 124, p. 293-302, 2021.

SONNEMANN, G; MARGNI, M. (Org.) **Life cycle management.** Springer Nature, 2015. 353 p.

SOUZA, P. P. A. et al. Prevalência de agravos em saúde e fatores associados em profissionais de limpeza pública. **Rev. Enferm. Atual In Derme**, p. 109-118, 2020.

SUBTIL, E. L.; MIERZWA, J. C.; HESPANHOL, I.; RODRIGUES, R. Potencial de reúso de água na lavagem de caminhões utilizando Contator Biológico Rotativo. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 851-866, 2016.

TAVARES, G. S. C. **Contribuição para a sustentabilidade na gestão dos resíduos sólidos urbanos nos municípios da Região Metropolitana do Recife (RMR).** 2018. 66 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco, 2018.

TEERIOJA, N.; MOLIIS, K.; KUVAJA, E.; OLLIKAINEN, M.; PUNKKINEN, H.; MERTA, E. Pneumatic vs. door-to-door waste collection systems in existing urban areas: a comparison of economic performance. **Waste Management**, v. 32, n. 10, p. 1782–1791, 2012.

TESKE, F. F.; TEJADAS, B. E.; MAESTRI, A. B.; WARTCHOW, D. Avaliação dos custos dos serviços do manejo de resíduos sólidos domiciliares de 21 municípios do estado do Rio Grande do Sul. In: Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento. **Congresso Nacional de Saneamento** (48.: 2018 maio.: Fortaleza). Trabalhos Técnicos. Brasília, DF: ASSEMAE, 2018. 2018.

TONETO JÚNIOR, R.; CARDOMINGO, M.; TONETO, R. **Cobrança e qualidade de serviço no manejo de Resíduos Sólidos Urbanos.** Boletim Resíduos Sólidos, USP Municípios, Universidade de São Paulo: Ribeirão Preto. 2021.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME/SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (UNEP-SETAC). **Guidelines for social life cycle assessment of products.** UNEP/SETAC, Life Cycle Initiative, Paris: UNEP, 2009.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME/SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (UNEP-SETAC). **Towards a Life Cycle Sustainability Assessment: making informed choices on products.** UNEP/SETAC, Life Cycle Initiative, Paris: UNEP, 2011. 86 p.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME/SOCIETY OF ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY (UNEP-SETAC). **The**

Methodological Sheets for Subcategories in Social Life Cycle Assessment (S-LCA). UNEP/SETAC, Life Cycle Initiative, Paris: UNEP, 2013.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). CDM PDD 0008 - **Brazil Nova Gerar Landfill Gas to Energy Project.** Rio de Janeiro: UNFCCC. 2014. 74 p. Disponível em:<
<https://cdm.unfccc.int/Projects/DB/DNV-CUK1095236970.6/view?cp=1>>. Acesso em: 22 mai. 2022.

UNITED NATIONS ENVIRONMENTAL PROGRAMME (UNEP). INTERNATIONAL ENVIRONMENTAL TECHNOLOGY CENTRE (IETC). **Gender and Waste Nexus: Experiences from Bhutan, Mongolia and Nepal.** Paris: UNEP, 2019.

UMAIR, S.; BJÖRKLUND, A.; PETERSEN, E. E. Social impact assessment of informal recycling of electronic ICT waste in Pakistan using UNEP SETAC guidelines. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 95, p. 46-57, 2015.

VALIM, L. H.; SANTOS, A. J.; DUARTE, M. A. T; GOUVEA, C. A. K. Comparativo entre indicadores de sustentabilidade na gestão de resíduos sólidos em duas cidades brasileiras. **Produção em foco**, v. 8, n. 4, p. 752-776, 2018.

VON SPERLING, T. G.; VON SPERLING, M. Proposição de um sistema de indicadores de desempenho para avaliação da qualidade dos serviços de esgotamento sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 18, n. 4, p. 313-322, 2013.

WANG, Z.; JINGXIANG, L.; GU, F.; YANG, J.; GUO, J. Environmental and economic performance of an integrated municipal solid waste treatment: A Chinese case study. **Science of the Total Environment**, n. 709, 2020.

WANG, Y.; LEVIS, J. W.; BARLAZ, M. A. Life-Cycle Assessment of a Regulatory Compliant US Municipal Solid Waste Landfill. **Environmental science & Technology**, v. 55, n. 20, p. 13583-13592, 2021.

WEIDEMA, B. P. The integration of economic and social aspects in life cycle impact assessment. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 11, n. 1, p. 89-96, 2006.

WILSON, D.C.; RODIC, L.; COWING, M.J.; VELIS, C.A.; WHITEMAN, A.D.; SCHEINBERG, A.; VILCHES, R.; MASTERSON, D.; STRETZ, J.; OELZ, B. 'Wasteaware' benchmark indicators for integrated sustainable waste management in cities. **Waste Management**, v. 35, n. 1, p. 329-342, 2015.

YAY, A. S. E. Application of life cycle assessment (LCA) for municipal solid waste management: a case study of Sakarya. **Journal of Cleaner Production**, v. 94, p. 284-293, 2015.

YILDIZ-GEYHAN, E.; ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU, G. A.; KADIRGAN, M. A. N. Social life cycle assessment of different packaging waste collection system. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 124, p. 1-12, 2017.

YILDIZ-GEYHAN, E.; YILAN, G.; ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU, G. A.; KADIRGAN, M. A. N. Environmental and social life cycle sustainability assessment of different packaging waste collection systems. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 143, p. 119-132, 2019.

ZAGO, V. C. P.; BARROS, R. T. V. Gestão dos resíduos sólidos orgânicos urbanos no Brasil: do ordenamento jurídico à realidade. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 2, p. 219-228, 2019.

ZIEGLER-RODRIGUEZ, K.; MARGALLO, M.; ALDACO, R.; VÁZQUEZ-ROWE, I.; KAHHAT, R. Transitioning from open dumpsters to landfilling in Peru: Environmental benefits and challenges from a life-cycle perspective. **Journal of Cleaner Production**, v. 229, p. 989-1003, 2019.

APÊNDICE A – QUESTIONÁRIO 1 - DADOS DO GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS NO MUNICÍPIO DE PAULISTA (PE), BRASIL

Questionário: Dados técnicos da gestão de resíduos do município de Paulista/PE destinado à empresa que realiza os serviços no município.

***As questões abaixo serão divididas por etapa do gerenciamento dos resíduos domiciliares:**

➤ **Coleta**

1. Qual a cobertura de coleta dos resíduos sólidos urbanos no município?
2. Existem rotas de coletas específicas para as quatro Regiões Administrativas do município abaixo listadas?

Administração Regional 1 - Centro, Bairro do Nobre, Vila Torres Galvão, Cidade Tabajara e Jardim Velho;

Administração Regional 2 - Arthur Lundgren I, Arthur Lundgren II, Jardim Paulista, Mirueira e Paratibe;

Administração Regional 3 - Maranguape I, Maranguape II, Jardim Maranguape, Fragoso, Engenho Maranguape e Nossa Senhora da Conceição;

Administração Regional 4 - Janga, Pau Amarelo, Nossa Senhora do Ó, Jaguarana, Maria Farinha, Enseadinha, Parque do Janga e Poty.

3. Quantos são os setores de coleta urbana do município e a frequência da coleta?
4. Qual a quantidade de resíduos domiciliares coletados diariamente no município?
5. Classificação do tipo de coleta praticada atualmente no município?
6. Quantidade de colaboradores envolvidos na coleta?
7. Equipamentos utilizados na coleta dos resíduos (seja equipamentos de proteção individual, seja instrumentos de operação).
8. Quanto de Resíduos gerados no município é coletado pela empresa (Ton/mês)?

➤ **Transporte (das residências para a unidade de transbordo)**

9. Qual tipo e capacidade dos automóveis utilizados para coleta e transporte dos resíduos domiciliares?

10. Quantos caminhões são utilizados para coleta/transporte dos resíduos domiciliares? (total e por setor de coleta)
11. Em relação às viagens diárias, quantos quilômetros, em média, são percorridos por viagem para coleta e transporte dos resíduos domiciliares para a unidade de transbordo (valor médio para coleta diária total dos resíduos)?
12. Quantas viagens são dadas por dia e quantas toneladas de resíduos são coletados por viagem?
13. Qual o consumo médio de diesel dos caminhões utilizados no transporte (L/km)?

➤ **Transbordo**

14. Quais equipamentos são utilizados na unidade de transbordo?
15. Colaboradores envolvidos nessa etapa da operação.
16. Qual o consumo de água, diesel e eletricidade da unidade de transbordo?
17. Qual a quantidade mensal de Resíduos enviado pelo município ao aterro (Ton/mês)?
18. Os Resíduos são pesados na unidade de Transbordo?

➤ **Destinação final**

19. Tipo de caminhão utilizado no transporte da unidade de transbordo para o aterro sanitário
20. Colaboradores envolvidos nessa etapa operacional.
21. Distância percorrida entre a unidade de transbordo e aterro sanitário.
22. Consumo de diesel (mês) nessa etapa do transporte (da unidade de transbordo para a disposição final).
23. Custo da disposição final em aterro sanitário privado (R\$/ton)
24. Qual a capacidade de carregamento de resíduo do veículo utilizado no trajeto TRANSBORDO – ATERRO (tonelada/caminhão)?
25. Qual a periodicidade de viagens (mês) no trajeto TRANSBORDO – ATERRO?

**APÊNDICE B – QUESTIONÁRIO 2 - COLETA DE DADOS SOCIAIS DE
INVENTÁRIO RELACIONADOS AO SISTEMA DE GERENCIAMENTO DOS
RESÍDUOS DO MUNICÍPIO DE PAULISTA (PE), BRASIL**

1. Dados dos colaboradores.

- a) Número de colaboradores (diretos e indiretos)?
- b) Qual o percentual de mão-de-obra (colaboradores) contratada localmente?
- c) Número de colaboradores sindicalizados?
- d) Número de representantes do sindicato na empresa?
- e) Qual o nível de escolaridade exigido dos colaboradores por cargo?

Cargo	Escolaridade

- f) Remuneração média mensal?

Cargo	Faixa de remuneração	Base Salarial

Total gasto com a folha de pagamento para todos os funcionários da empresa:

R\$:

- g) Carga horária trabalhada diária, semanal e mensal? Número de dias sem trabalho por semana?
- h) Existe algum sistema de banco de horas ou horas extras? Qual o número médio de horas utilizadas pelos colaboradores dentro desses sistemas?
- i) Número de colaboradores menores que 14 anos? Quais as funções exercidas por esses colaboradores?

- j) Número de colaboradores entre 14 e 18 anos? Quais as funções exercidas por esses colaboradores?
- k) Existe algum programa de inserção de jovens no mercado de trabalho? Qual o número de jovens inseridos na empresa por esse programa? Quais as funções exercidas por esses colaboradores?
- l) Número de estagiários? Quais as funções exercidas por esses colaboradores?
- m) Número de colaboradores do sexo feminino? Número de colaboradores do sexo masculino?

Existe diferença salarial entre homens e mulheres? Qual a diferença salarial?

- n) Existe algum projeto de inserção de catadores no mercado de trabalho? Qual o número de catadores inseridos na empresa por esse projeto? Quais as funções exercidas por esses colaboradores?
- o) Os registros de todos os trabalhadores são mantidos em arquivo?

2. Dados sobre a associação e negociação coletiva dos colaboradores

- a) Existe alguma associação dos colaboradores dessa atividade? Número de colaboradores associados?
- b) Se sim. Qual a periodicidade dos encontros da associação? Número médio de colaboradores que participam das reuniões?

3. Dados sobre os encargos sociais dos colaboradores (complementação p/ aposentadoria, planos de empréstimos, plano de saúde, gratificação por desempenho)

Regime de trabalho:

CLT

Estatutár

- a) Existe um contrato de trabalho que contemple o salário e encargos sociais? Este contrato está em posse dos colaboradores ou os mesmos têm acesso na empresa?
- b) Quais os benefícios sociais são fornecidos aos colaboradores?
- c) Estes benefícios são informados por meio de comprovantes de pagamento?

4. Dados sobre saúde e segurança dos colaboradores

- a) Existe algum plano de ação para a segurança do trabalho? Quais as principais medidas de segurança?
- b) Quais são as medidas preventivas e procedimentos de emergência e resposta a acidentes sem e com produtos químicos?
- c) Os colaboradores têm treinamento a respeito das medidas de segurança? Quando isto ocorre?
- d) Os colaboradores fazem uso dos equipamentos adequados para proteção individual e coletiva? Quais são os equipamentos?
- e) Há registro do número de acidentes no ambiente de trabalho? Quantos já foram registrados?
- g) Qual a frequência de ocorrência?
- h) Há registro de lesões e acidentes fatais na empresa nos últimos três anos? Se sim, quantos?

5. Dados sobre a gestão na empresa

- a) Os pagamentos para a empresa são pontuais? Os pagamentos para fornecedores/terceirizados são pontuais?
- b) Existe um mecanismo de feedback da população sobre os serviços prestados nas atividades de gerenciamento de resíduos no município? É contabilizado o número de reclamações dos consumidores/população, se sim, qual esse número?

APÊNDICE C – INVENTÁRIO AMBIENTAL – FLUXOS MÁSSICOS E ENERGÉTICOS

a) Fluxo de massa e energia da etapa coleta comum dos resíduos sólidos domiciliares para todas as rotas

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	1	
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	kg	Entrada	10	Empresa
Coleta Domiciliar Indiferenciada	Municipal waste collection service by 21 metric ton lorry {RoW} ADAPTED, BR Cut-off, U	tkm	Entrada	7,8	Empresa

b) Fluxo de massa e energia da etapa coleta seletiva dos resíduos sólidos domiciliares, na Rota R2

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	4,87	PMRS*
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	kg	Entrada	20,472	Recife
Coleta Seletiva da fração seca	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 ADAPT Cut-off, U	tkm	Entrada	60	PMRS

*Plano Metropolitano de Resíduos Sólidos.

c) Fluxo de massa e energia da etapa coleta seletiva dos resíduos sólidos domiciliares, na Rota R3

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	9,76	PMRS
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	kg	Entrada	20,472	Recife
Coleta Seletiva da fração seca	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 ADAPT Cut-off, U	tkm	Entrada	60	PMRS

d) Fluxo de massa e energia da etapa coleta seletiva dos resíduos sólidos domiciliares, na Rota R4

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	19,52	PMRS
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	kg	Entrada	20,472	Recife
Coleta Seletiva da fração seca	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 ADAPT Cut-off, U	tkm	Entrada	60	PMRS

e) Fluxo de massa e energia da etapa coleta seletiva dos resíduos sólidos domiciliares, na Rota R5

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	24,36	PMRS
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	kg	Entrada	20,472	Recife
Coleta Seletiva da fração seca	Transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry 7.5-16 metric ton, EURO5 ADAPT Cut-off, U	tkm	Entrada	60	PMRS

f) Fluxo de massa e energia da etapa transbordo dos resíduos sólidos domiciliares, para todas as rotas

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	1	
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	kwh	Entrada	0,62	Empresa
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	kg	Entrada	0,52	Empresa

g) Fluxo de massa e energia na etapa transporte até a disposição final dos resíduos sólidos domiciliares, para todos as rotas

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	1	
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	Kg	Entrada	1,56	Empresa
Transporte	Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 {RoW} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO5 ADAPT Cut-off, U	Tkm	Entrada	2,94	Empresa

h) Fluxo de massa e energia na etapa operação do aterro sanitário dos resíduos sólidos domiciliares

Produto/ Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	1	
Camada de cobertura	Soil	Kg	Entrada	0,20	Empresa
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	Kg	Entrada	0,938	Empresa
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	kWh	Entrada	0,27	Empresa
Água	Tap water {BR} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	Kg	Entrada	0,82	Empresa
Sanitary landfill	Sanitary landfill facility {GLO} market for Cut-off, U	Itens	Entrada	5,56E-10	Autora
CO ₂ (biogênico)	Carbon dioxide, biogenic/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	55,45	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
CO ₂	Carbon dioxide/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	7,11	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
CH ₄ (metano)	Methane/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	3,53	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
NO _x	Nitrogen dioxide/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	0,21	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
SO _x	Sulfur oxides/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	0,00057	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
Dioxinas	Dioxins (TEQ)/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	0,000044	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
Lixiviado	Wastewater, average {RoW} treatment of, capacity	M ³	Saída	0,307	Empresa

	1E9/year Cut-off, U				
--	-----------------------	--	--	--	--

- i) Fluxo de massa e energia na etapa operação do aterro sanitário dos resíduos sólidos domiciliares, com aproveitamento energético

Produto/ Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
RSD		T	Produto	1	
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} electricity voltage transformation from medium to low voltage Cut-off, U	MWh	Produto Evitado	0,02	Empresa
Camada de cobertura	Soil	Kg	Entrada	0,20	Empresa
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	Kg	Entrada	0,938	Empresa
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	kWh	Entrada	0,27	Empresa
Água	Tap water {BR} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	Kg	Entrada	0,82	Empresa
Sanitary landfill	Sanitary landfill facility {GLO} market for Cut-off, U	Itens	Entrada	5,56E-10	Autora
CO ₂ (biogênico)	Carbon dioxide, biogenic/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	55,45	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
CO ₂	Carbon dioxide/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	7,11	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
CH ₄ (metano)	Methane/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	3,53	Cherubini, Bargigli e Ugliati (2009).
NO _x	Nitrogen dioxide/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	0,0014	McDougall (2001)
SO _x	Sulfur oxides/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	0,00014	McDougall (2001)
Dioxinas	Dioxins (TEQ)/ emission to air/unspecified	Kg	Saída	0,000041	McDougall (2001)

j) Fluxo de massa e energia na etapa de triagem dos resíduos sólidos domiciliares

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
Recicláveis		T	Produto	1	
Água	Tap water {BR} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	Kg	Entrada	1080	Nobrega et al. (2019)
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	kWh	Entrada	5,9	Oliveira (2019)

k) Fluxo de massa e energia na etapa de compostagem da fração orgânica dos resíduos

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
Orgânicos		T	Produto	1	
Composto Inorgânico		T	Produto Evitado	0,5	
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	kWh	Entrada	6,6	Boldrin (2009)
Diesel	Diesel, low-sulfur {BR} market for diesel, low-sulfur Cut-off, U	kg	Entrada	8,49E-1	Boldrin (2009)
CO ₂	Carbon dioxide, biogenic	kg	Saída	1112	Yay (2015)
CH ₄	Methane	kg	Saída	0,613	Yay (2015)
NH ₃	Ammonia	kg	Saída	0,289	Yay (2015)
N ₂ O	Dinitrogen monoxide	kg	Saída	2,2	Yay (2015)

l) Fluxo de massa e energia da reciclagem do alumínio

Produto/ Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
Reciclagem do Alumínio		T	Produto	1	
Alumínio primário		T	Produto Evitado	0,95	IPEA (2010)
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	MWh	Entrada	0,70	PAES (2018)
Água	Tap water {BR} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	kg	Entrada	1,25E04	ANCAT(2021)
CO2	Carbon dioxide/emission to air/unspecified	T	Saída	0,02	IPEA (2010)

m) Fluxo de massa e energia da reciclagem do papel

Produto/ Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
Reciclagem do Papel		T	Produto	1	
Papel primário		T	Produto Evitado	0,83	IPEA (2010)
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	MWh	Entrada	1,47	PAES (2018)
Água	Tap water {BR} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	kg	Entrada	2,92E04	ANCAT(2021)

CO2	Carbon dioxide/emission to air/unspecified	T	Saída	0,01	IPEA (2010)
-----	--	---	-------	------	-------------

n) Fluxo de massa e energia da reciclagem do plástico

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
Reciclagem do Plástico		T	Produto	1	
Plástico primário		T	Produto Evitado	0,72	IPEA (2010)
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	MWh	Entrada	1,44	PAES (2018)
Água	Tap water {BR} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	kg	Entrada	1,53E03	ANCAT(2021)
CO2	Carbon dioxide/emission to air/unspecified	T	Saída	0,41	IPEA (2010)

o) Fluxo de massa e energia da reciclagem do vidro.

Produto/Materiais	Processo	Unidade	Fluxo	Quantidade	Fonte
Reciclagem do Vidro		T	Produto	1	
Vidro primário		T	Produto Evitado	1	IPEA (2010)
Energia	Electricity, low voltage {BR-North-eastern grid} market for electricity, low voltage Cut-off, U	MWh	Entrada	4,19	IPEA (2010)

Água	Tap water {BR} tap water production, conventional treatment Cut-off, U	kg	Entrada	500	ANCAT(2021)
CO2	Carbon dioxide/emission to air/unspecified	T	Saída	0,35	IPEA (2010)

**APÊNDICE D – INVENTÁRIO AMBIENTAL - CONTRIBUIÇÕES DE CADA
ETAPA NAS CATEGORIAS DE IMPACTO**

Categoria de Impactos	Etapa	R1	R2	R3	R4	R5
Acidificação Terrestre (Kg SO2 eq.)	Coleta Comum	16,10	15,70	15,40	14,80	14,49
	Coleta Seletiva	0,00	0,11	0,11	0,11	0,11
	Triagem	0,00	0,09	0,17	0,34	0,43
	Compostagem	0,00	0,00	45,70	110,00	182,97
	Transbordo	0,96	0,94	0,88	0,78	0,70
	Transporte	1,74	1,70	1,60	1,42	1,26
	Aterro Sanitário	1,82	-10,60	-9,93	-8,84	-7,87
	Reciclagem	0,00	-26,02	-51,03	-101,47	-127,57
	Total	20,62	-18,09	2,90	17,14	64,51
Mudanças Climáticas (Kg CO2e)	Coleta Comum	3,38E+03	3,31E+03	3,25E+03	3,11E+03	3,05E+03
	Coleta Seletiva	0	2,30E+01	2,29E+01	2,30E+01	2,30E+01
	Triagem	0	1,28E+01	2,56E+01	5,13E+01	6,41E+01
	Compostagem	0	0	9,80E+02	2,35E+03	3,93E+03
	Transbordo	1,34E+02	1,31E+02	1,22E+02	1,09E+02	9,70E+01
	Transporte	2,72E+02	2,66E+02	2,49E+02	2,22E+02	1,97E+02
	Aterro Sanitário	3,14E+04	2,94E+04	2,72E+04	2,42E+04	2,15E+04
	Reciclagem	0	-5,16E+03	-1,02E+04	-2,02E+04	-2,54E+04
	Total	3,52E+04	2,80E+04	2,17E+04	9,86E+03	3,43E+03
Eutrofização (Kg P eq.)	Coleta Comum	0,13	0,13	0,13	0,12	0,12
	Coleta Seletiva	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Triagem	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01
	Compostagem	0,00	0,00	-0,04	-0,09	-0,14
	Transbordo	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01
	Transporte	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	Aterro Sanitário	0,10	-0,26	-0,24	-0,22	-0,19
	Reciclagem	0,00	-0,86	-1,68	-3,34	-4,20
	Total	0,27	-0,94	-1,79	-3,48	-4,37
Material Particulado (kg PM2.5 eq.)	Coleta Comum	6,45	6,31	6,19	5,94	5,81
	Coleta Seletiva	0,00	0,04	0,04	0,04	0,04
	Triagem	0,00	0,03	0,06	0,12	0,15
	Compostagem	0,00	0,00	5,46	13,10	21,86
	Transbordo	0,33	0,32	0,30	0,27	0,24
	Transporte	0,62	0,61	0,57	0,51	0,45
	Aterro Sanitário	0,63	-3,68	-0,24	-3,07	-2,73

	Reciclagem	0,00	-9,05	-17,78	-35,34	-44,43
	Total	8,03	-5,42	-5,41	-18,43	-18,61
Toxicidade Humana (kg 1,4-DCB)	Coleta Comum	8,67E+02	8,48E+02	8,32E+02	7,98E+02	7,81E+02
	Coleta Seletiva	0,00E+00	1,53E+01	1,53E+01	1,53E+01	1,54E+01
	Triagem	0,00E+00	1,24E+01	2,48E+01	4,97E+01	6,21E+01
	Compostagem	0,00E+00	0	-2,32E+02	-5,56E+02	-9,26E+02
	Transbordo	8,13E+01	7,96E+01	7,45E+01	6,64E+01	5,91E+01
	Transporte	1,33E+02	1,30E+02	1,22E+02	1,08E+02	9,68E+01
	Aterro Sanitário	3,16E+02	-6,79E+02	-6,34E+02	-5,64E+02	-5,02E+02
	Reciclagem	0,00E+00	-3,23E+03	-6,33E+03	-1,26E+04	-1,58E+04
	Total	1,40E+03	-2,82E+03	-6,12E+03	-1,27E+04	-1,62E+04

APÊNDICE E – INVENTÁRIO ECONÔMICO - FLUXOS DE CUSTOS POR ETAPAS DE GERENCIAMENTO

a) Custos da etapa coleta e transporte dos resíduos

Etapa	Custos		Contribuição %	Fonte
	R\$/mês	R\$/ton		
Coleta e Transporte dos resíduos				
<i>Custos de Investimento</i>	209376,94	28,29	20,94	PMP
Veículos e equipamentos	207756,94	28,08	20,78	PMP
1. Consumo	59076,15	7,98	5,91	PMP
2. Manutenção	35117,15	4,75	3,51	PMP
3. Pneus	7126,65	0,96	0,71	PMP
4. Lubrificação e Lavagem	47391,75	6,40	4,74	PMP
5. Impostos e Seguros	28604,62	3,87	2,86	PMP
6. Depreciação	30440,62	4,11	3,04	PMP
Monitoramento da frota	1620	0,22	0,16	PMP
<i>Custos de Manutenção e Operação</i>	549765,59	74,29	54,99	PMP
1. Mão-de-obra direta	518109,93	70,01	51,83	PMP
2. Mão-de-obra indireta	22472,07	3,04	2,25	PMP
3. Uniformes e EPI's	9183,59	1,24	0,92	PMP
<i>Benefícios e Despesas Indiretas</i>	240.570,97	32,51	24,06	PMP
Total	999.713,50	135,10	100,00	PMP

b) Custos da etapa transbordo e transporte ao aterro sanitário

Etapa	Custos		Contribuição %	Fonte
	R\$/mês	R\$/ton		
Transbordo e Transporte de resíduos				
<i>Custos de Investimento</i>	76261,96	10,31	49,40	PMP
Veículos e Equipamentos	76171,96	10,29	49,34	PMP
1. Locação	32000	4,32	20,73	PMP
2. Consumo	11821,27	1,60	7,66	PMP
3. Manutenção	8434,8	1,14	5,46	PMP
4. Pneus	4510,01	0,61	2,92	PMP
5. Lubrificação e Lavagem	3024,22	0,41	1,96	PMP
6. Impostos e seguros	2323,66	0,31	1,51	PMP
7. Depreciação	14058	1,90	9,11	PMP
Monitoramento	90	0,01	0,06	PMP
<i>Custos de Manutenção e Operação</i>	40974,28	5,54	26,54	PMP
1. Apoio Operacional	40471,72	5,47	26,21	PMP
2. Uniformes e EPI's	502,56	0,07	0,33	PMP
<i>Benefícios e Despesas Indiretas</i>	37151,01	5,02	24,06	PMP
Total	154387,25	20,86	100,00	PMP

c) Custos da etapa disposição final

Etapa	Custos		Contribuição	Fonte
	R\$/mês	R\$/ton	%	
Disposição Final				
<i>Custo de Operação e Manutenção</i>				
1. Recepção, tratamento e destinação final de resíduos sólidos domiciliares*	406260	54,9	100	PMP

*O orçamento fornecido inclui os impostos taxas e demais encargos fiscais; todos os custos com mão-de-obra e de equipamentos.

d) Custos da etapa coleta seletiva

Etapa	Custos	Contribuição	Fonte
Coleta Seletiva*	R\$/mês	%	
<i>Custos de Investimento</i>	26318,26	40,01	
Veículos e equipamentos	16202,88	34,40	
1. Consumo	4900,49	7,5	EMLURB
2. Manutenção	2146,84	3,26	EMLURB
3. Pneus	1186,56	1,80	EMLURB
4. Lubrificação e Lavagem	1145,38	1,74	EMLURB
5. Impostos e Seguros	1784,91	2,71	EMLURB
6. Depreciação	3311,75	5,03	EMLURB
7. Licenciamento e seguro	1345,22		EMLURB
8. Monitoramento da frota	381,73	0,58	EMLURB
Despesas Iniciais com Implantação	4770,76	7,25	
Ecopontos	5344,62	8,13	
1. Aquisição	2310,26	3,51	RECIFE (2018)
2. Manutenção	3034,36	4,61	EMLURB
<i>Custos de Manutenção e Operação</i>	25699,56	39,07	
1. Mão-de-obra	25432,56	38,67	EMLURB
2. Uniformes e EPI's	267	0,41	EMLURB
<i>Benefícios e Despesas Indiretas</i>	13758,65	20,92	PMP
Total	65776,47	100,0	

*Nessa etapa, o custo é mensurado por equipe de trabalho (equipe/mês), e não por tonelada coletada.

e) Custos da etapa triagem

Etapa	Custos		Contribuição	Fonte
	R\$/mês	R\$/ton		
Triagem				
<i>Custos de Investimento</i>	7311,68	10,01	19,99	
1. Despesas iniciais com implantação	5188,28	7,10	14,18	EMLURB
2. Despesas iniciais com equipamentos	2123,4	2,91	5,80	EMLURB
<i>Custos de Manutenção e Operação</i>	22173,72	30,34	60,62	
1. Manutenção de instalações	6252,01	8,56	17,09	EMLURB
2. Manutenção equipamentos	5933,24	8,12	16,22	EMLURB
3. Mão-de-obra, uniformes e EPI's	9988,47	13,67	27,31	Recife (2018)
<i>Benefícios e Despesas Indiretas</i>	7094,19	9,71	19,39	PMP
Total	36.579,59	50,06	100,00	

f) Custos da etapa compostagem

Etapa	Custos		Contribuição	Fonte
	R\$/mês	R\$/ton		
Compostagem				
<i>Custos de Investimento</i>	16223,72	12,54	3,74	
1. Despesas iniciais com Implantação	13221,19	10,22	3,05	Recife (2018)
2. Despesas iniciais com Equipamentos	3002,53	2,32	0,69	Recife (2018)
<i>Custos de Manutenção e Operação</i>	332995,8	257,43	76,86	
1. Custos Fixos (mão-de-obra, uniformes, concessionárias)	304438,11	235,36	70,27	Recife (2018)
2. Custos Variáveis (ferramentas e insumos)	28557,69	88,31	26,37	Recife (2018)
<i>Benefícios e Despesas Indiretas</i>	84022,21	64,96	19,39	PMP
Total	433241,73	334,93	100	

APÊNDICE F – INVENTÁRIO ECONÔMICO - INDICADORES FINANCEIROS

CUSTOS E RECEITAS, FLUXOS DE CAIXA, VALOR PRESENTE LÍQUIDO E RELAÇÃO B/C

Custos e Receitas (R1)	Anos									VPL	B/C
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
CCV	18724329,00	20667914,35	22813243,86	25181258,57	27795073,21	30680201,81	33864806,76	37379973,7	41260014,97	R\$166.528.577,06	0,31
Receita	5794191,49	6395628,57	7059494,81	7792270,37	8601108,04	9493903,05	10479370,19	11567128,81	12767796,79	R\$51.531.804,64	
Fluxo de Caixa	-12930137,51	-14272285,78	-15753749	-17388988,2	-19193965,17	-21186298,76	-23385436,57	-25812844,89	-28492218,19	R\$114.996.772,42	

Custos e Receitas (R2)	Anos									VPL	B/C
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
CCV	19238317,99	21235255,4	23439474,91	25872492,41	28558057,12	31522383,45	34794406,85	38406066,28	42392615,96	R\$171.099.841,31	0,50
Receita	9574593,86	10568436,7	11665440,43	12876313,15	14212874,45	15688170,82	17316602,95	19114066,34	21098106,43	R\$85.153.571,67	
Fluxo de Caixa	-9663724,134	-10666818,7	-11774034,5	-12996179,3	-14345182,67	-15834212,63	-17477803,9	-19291999,94	-21294509,54	-R\$85.946.269,65	

Custos e Receitas (R3)	Anos									VPL	B/C
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
CCV	20233229	22333438,17	24651649,06	27210490,23	30034939,12	33152565,8	36593802,12	40392238,79	44584953,17	R\$179.948.282,01	0,51
Receita	10412051,66	11492822,62	12685777,61	14002561,33	15456027,19	17060362,81	18831228,47	20785909,99	22943487,45	R\$92.601.670,65	
Fluxo de Caixa	-9821177,344	-10840615,55	-11965871,4	-13207928,9	-14578911,92	-16092202,98	-17762573,65	-19606328,79	-21641465,72	-R\$87.346.611,36	

Custos e Receitas (R4)	Anos									VPL	B/C
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
CCV	21615234,74	23858896,11	26335449,52	29069069,18	32086438,57	35417010,89	39093296,62	43151180,81	47630273,38	R\$192.239.427,34	0,55
Receita	11829429,86	13057324,68	14412674,98	15908710,64	17560034,81	19382766,42	21394697,58	23615467,19	26066752,68	R\$105.207.408,07	
Fluxo de Caixa	-9785804,882	-10801571,43	-11922774,5	-13160358,5	-14526403,76	-16034244,47	-17698599,04	-19535713,62	-21563520,7	-R\$87.032.019,27	

Custos e Receitas (R5)	Anos									VPL	B/C
	1	2	3	4	5	6	7	8	9		
CCV	24125006,17	26629181,81	29393290,88	32444314,47	35812034,31	39529323,48	43632467,25	48161517,35	53160682,86	R\$214.560.583,11	0,53
Receita	12821396,26	14152257,19	15621261,49	17242748,43	19032545,72	21008123,96	23188767,23	25595761,27	28252601,29	R\$114.029.660,29	
Fluxo de Caixa	-11303609,91	-12476924,62	-13772029,4	-15201566	-16779488,6	-18521199,51	-20443700,02	-22565756,08	-24908081,57	R\$100.530.922,81	

APÊNDICE G - CÁLCULO DO ÍNDICE DE CORREÇÃO MONETÁRIA DOS VALORES SEGUNDO FUNDAÇÃO GETÚLIO VARGAS

Fórmula:

$$R(\%) = \{[0,69(J1/J0)+(0,02(K1/K0)+0,14(L1/L0)+ 0,08(M1/M0)+0,07(O1/O0)]-1\} \times 100$$

Período de Referência:

Mês e ano da apresentação da proposta (0) = jul/13

Mês e ano do direito ao reajuste (1) = jul/19

Índices	Descrição
R	Índice de reajuste de preços procurado
J	Índices gerais INCC, divulgados pela FGV
K	Custo da construção INCC, divulgados pela FGV
L	Metalúrgica Básica, divulgados pela FGV
M	Máquinas e equipamentos, divulgado pela FGV
O	Máquinas e materiais elétricos, divulgado pela FGV

Cálculo do índice de correção dos valores

J0	531,691
J1	844,997
K0	501,458
K1	1.202,20
L0	112,125
L1	195,753
M0	114,224
M1	164,536
O0	120,616
O1	174,915
R%	60,5708

APÊNDICE H – INVENTÁRIO SOCIAL - PARTES INTERESSADAS, SUBCATEGORIAS, INDICADORES DA AVALIAÇÃO SOCIAL E REQUISITOS BÁSICOS DO SAM

a) Subcategorias e relação com SAM da parte interessada “Poder Público”.

Parte Interessada	Subcategorias	Indicadores	Requisitos Básicos do SAM (Adaptado de Ramirez et al., 2014)		
			Nível B	Nível C	Nível D
Poder Público	Transparência	Presença de relatórios periódicos das atividades do sistema municipal de gerenciamento de resíduos	São produzidos relatórios periódicos sobre as atividades de gerenciamento de resíduos municipais e se é dada publicidade a essas informações, seguindo preceitos da Lei de acesso à informação (BRASIL, 2011a).	São produzidos relatórios das atividades de gerenciamento de resíduos, no entanto, não são públicos.	Não são produzidos relatórios periódicos das atividades
	Compromisso público com questões de sustentabilidade	Valor dos recursos públicos investidos em ações referente à gestão de resíduos	Valor igual ou superior à média nacional (ABRELPE, 2020).	Valor inferior à média nacional e equivalente ou superior à média de sua região (ABRELPE, 2020).	Valor inferior à média nacional e inferior à média da região (ABRELPE, 2020).
	Regulamentação do sistema de gerenciamento de resíduos	Existência de legislação sobre gestão de resíduos no município.	Existência de Plano Municipal de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).	Existência de Plano Regional de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (BRASIL, 2010).	Não existem planos municipais ou regionais de gerenciamento de RSU (BRASIL, 2010).

b) Subcategorias e relação com SAM da parte interessada “Trabalhadores”.

Parte Interessada	Subcategorias	Indicadores	Requisitos Básicos e Equivalência no SAM (Adaptado de Ramirez et al., 2014 e Santiago, 2019)		
			Nível B	Nível C	Nível D
Trabalhadores	Liberdade sindical e negociações coletivas	Presença de trabalhadores identificados que são membros de associações capazes de se organizar e/ou negociar coletivamente;	Na organização há evidências de que os trabalhadores estão associados a um sindicato do setor (CLT: Seção VI, artigo 540 - 541)	Pontuação do país onde a organização está inserida em relação aos direitos trabalhistas entre 0 – 2,55 (ITUC Global Rights Index, 2019); (CIRI, 2011).	Pontuação do país onde a organização está inserida em relação aos direitos trabalhistas entre 2,56 – 4,47(ITUC Global Rights Index, 2019); (CIRI, 2011).
	Horas de trabalho	Horas de trabalho por empregado por dia (média);	Média de horas de trabalho, 44 semanal ou 8 diárias, ou definida na base da legislação nacional vigente (CLT: V, Seção II, artigo 58)	Média de horas de trabalho ultrapassa 8 horas por dia ou 44 horas semanal, mas é inferior a 39,5 que é o número médio de horas trabalhadas por semana no país ou há compensações por horas extras.	Média de horas de trabalho ultrapassa 8 horas por dia ou 44 horas semanal e é superior a 39,5 que é o número médio de horas trabalhadas por semana no país ou não há compensações por horas extras.
	Salário justo	Trabalhador com menor salário, comparado ao salário mínimo	Salário igual ou superior ao salário mínimo do setor onde a organização está inserida, em função da legislação nacional vigente (DIEESE, 2017)	Salário igual ou superior ao salário mínimo nacional /ou inferior ao do setor onde a organização está inserida (World Bank, 2012; DIEESE, 2017)	Salário inferior ao salário mínimo nacional ou do setor onde a organização está inserida, ou ainda menor em função da renda per capita do país.
		Pagamento regular e documentado de trabalhadores;	Pagamento em dia e possui registros	Pagamento em dia, mas sem registros	Pagamento não regular e sem registros
	Trabalho infantil	Ausência de crianças trabalhadoras com idade inferior a 14 anos	Trabalhadores com idade mínima não inferior a 14 anos (BRASIL, 1990)	Existem evidências de trabalho infantil na organização, mas não é caracterizado como tal e estes têm acesso à escola (ILO Convention 182, ILOLEX 2012)	Existem evidências de trabalho infantil na organização e são caracterizados como tal ou as crianças não tem acesso à escola (ILO Convention 182, ILOLEX 2012)

b) Subcategorias e relação com SAM da parte interessada “Trabalhadores”. Continuação.

Trabalhadores	Igualdade de oportunidades/discriminação	Percentual de mulheres na força de trabalho/salários iguais.	A proporção de mulheres na força de trabalho da organização é igual ou superior à média nacional e o salário é igual ao homem que ocupa o mesmo cargo (IBGE, 2021)	A proporção de mulheres na força de trabalho é inferior à média nacional ou os salários não são iguais ao homem que ocupa o mesmo cargo.	A proporção de mulheres na força de trabalho é inferior à média nacional e/ou os salários não são iguais ao homem que ocupa o mesmo cargo e há evidências de discriminação na organização.
	Saúde e segurança	Uso de equipamentos de proteção individual (EPI)	Atendimento ao conjunto de legislação relacionada a saúde e segurança do trabalhador (CLT: Seção I, artigos 154 - 159)	Acidentes de trabalho (número de lesões ocupacionais) menores do que acidentes de trabalho do setor (taxas de lesões e mortais), no país onde a organização está localizada (Estatística do setor, 2015)	Acidentes de trabalho (número de lesões ocupacionais) são iguais ou maiores do que os acidentes de trabalho do setor (taxas de lesões e mortais), no país onde a organização está localizada (Estatística do setor, 2015)
		Número/porcentagem de acidentes de trabalho			
Benefícios sociais/segurança social	Lista e breve descrição dos benefícios sociais oferecidos aos trabalhadores (educação, plano de saúde, etc.);	A empresa oferece mais de dois benefícios sociais (RAMIREZ et al., 2014a).	A empresa oferece pelo menos dois benefícios sociais.	A empresa não oferece/cumprir com benefícios sociais ou possui trabalhadores sem contrato de trabalho.	

c) Subcategorias e relação com SAM das partes interessadas “Consumidores” e “Comunidade Local”

Parte Interessada	Subcategorias	Indicadores	Requisitos Básicos e Equivalência no SAM		
			Nível B	Nível C	Nível D
Consumidores	Mecanismo de Feedback	Presença de mecanismo de feedback dos serviços	Existência de mecanismo ou canal de comunicação da organização com a população e evidências de que há retorno de respostas (UNEP/SETAC, 2013)	Existência de mecanismo ou canal de comunicação da organização com a população e não há evidências de que há retorno de respostas	Não existe canal de comunicação entre organização e usuários dos serviços
	Responsabilidade pelo fim do ciclo de vida	Força da legislação nacional sobre destinação final e reciclagem	Estruturação de coleta seletiva seguindo diretrizes da PNRS e a recuperação de materiais é igual ou superior à média nacional;	Não há sistema de coleta seletiva, mas há iniciativas pontuais, formal ou informal, ou a recuperação de materiais recicláveis é menor que a média nacional;	Não há nenhuma iniciativa de coleta seletiva.
		Presença de Pontos de Entrega Voluntária de resíduos no município	Existem Pontos de Entrega Voluntária de resíduos instalados e em operação no município.	Não existem Pontos de Entrega Voluntária de resíduos no município, mas já existiram ou está previsto em plano, programa ou projeto aprovado;	Não evidências nos últimos três anos de PEVs no município e não há previsão em plano ou projeto.
Comunidade Local	Engajamento da Comunidade	Desenvolvimento da consciência e responsabilidade ambiental na gestão de resíduos	Evidências de que o sistema de gerenciamento contempla plano, programa ou ações que promovem a educação ambiental	Não há um plano ou diretriz de ações de educação ambiental, mas realiza atividades pontuais e considera a participação da população.	Não há evidências nos últimos 3 anos de ações de educação ambiental e participação da população
	Emprego Local	Percentual de mão-de-obra contratada localmente	Mais de 50% da força de trabalho da organização foi contratada localmente.	Menos de 50% e mais de 30% da força de trabalho foi contratada localmente	Menos de 30% da força de trabalho da organização foi contratada localmente
	Condições de saúde de segurança	Se os sistemas analisados afetam as condições de saúde e vida segura da comunidade local ou não.	Taxa de incidência de dengue menor em relação a da Região Metropolitana a que pertence (DATASUS, 2019).	Taxa de incidência de dengue maior em relação à Região Metropolitana a que pertence, mas é menor do que o Estado.	Taxa de incidência de dengue maior em relação ao contexto territorial a que está inserido.