

**MICHEL XOCAIRA PAES**

**GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: INTEGRAÇÃO DE  
INDICADORES AMBIENTAIS E ECONÔMICOS POR MEIO DA  
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Sorocaba

2018

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

ciências  
ambientais

unesp  
Sorocaba

**MICHEL XOCAIRA PAES**

**GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS: INTEGRAÇÃO DE  
INDICADORES AMBIENTAIS E ECONÔMICOS POR MEIO DA  
AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

Tese apresentada como requisito para a obtenção do título de Doutor em Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" na Área de Concentração Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Gerson Araújo de Medeiros

Coorientador: Prof. Dr. Sandro Donnini Mancini

Sorocaba

2018

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO em

*ciências ambientais*  **unesp**  
Sorocaba

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca da Unesp  
Instituto de Ciência e Tecnologia – Câmpus de Sorocaba

Paes, Michel Xocaira.

Gestão de resíduos sólidos urbanos: integração de indicadores ambientais e econômicos por meio da avaliação do ciclo de vida / Michel Xocaira Paes, 2018.

183 f.: il.

Orientador: Gerson Araújo de Medeiros.

Coorientador: Sandro Donnini Mancini.

Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba), 2018.

1. Resíduos sólidos. 2. Políticas públicas. 3. Indicadores ambientais. I. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho". Instituto de Ciência e Tecnologia (Câmpus de Sorocaba). II. Título.

Bibliotecário responsável: Bruna Bacalchini – CRB 8/8855

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

TÍTULO DA TESE: Gestão de resíduos sólidos urbanos: integração de indicadores ambientais e econômicos por meio da avaliação do ciclo de vida.

**AUTOR: MICHEL XOCAIRA PAES**  
**ORIENTADOR: GERSON ARAÚJO DE MEDEIROS**  
**COORIENTADOR: SANDRO DONNINI MANCINI**

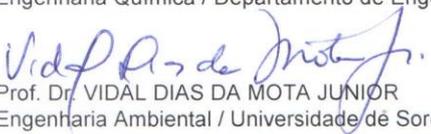
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em CIÊNCIAS AMBIENTAIS, área: Diagnóstico, Tratamento e Recuperação Ambiental pela Comissão Examinadora:

  
Prof. Dr. GERSON ARAÚJO DE MEDEIROS  
Engenharia Ambiental / UNESP - ICT Sorocaba

  
Prof. Dr. ANA PAULA BORTOLETO  
Departamento de Saneamento e Ambiente / Universidade Estadual de Campinas

  
Prof. Dr. JOSÉ LAZARO FERRAZ  
Departamento de Engenharia Mecânica / FATEC/Sorocaba

  
Prof. Dr. GIL ANDERI DA SILVA  
Engenharia Química / Departamento de Engenharia Química / Universidade de São Paulo

  
Prof. Dr. VIDAL DIAS DA MOTA JUNIOR  
Engenharia Ambiental / Universidade de Sorocaba (UNISO)

Sorocaba, 29 de março de 2018

# Ciências Ambientais

Dedico este trabalho aos meus pais, por tudo o que fizeram nessa vida por toda nossa família. Presentes e dedicados, nos deram o que é mais importante e necessário para se formar boas pessoas: amor, valores e educação. Só gratidão!

## AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus orientadores, professores Gerson e Sandro, por toda força, atenção, compreensão e apoio incondicional em todos os momentos do doutorado e por compartilharem todo nobre e enriquecedor conhecimento comigo. São grandes mestres e amigos para a vida.

Ao professor Luiz Kulay, do GP2 da USP, que foi meu coorientador do mestrado e ainda contribuiu e muito para essa minha caminhada do doutorado. Sempre atencioso e dedicado foi fundamental na minha formação.

Ao professor Gil, presidente da Associação Brasileira do Ciclo de Vida e professor da USP, por também sempre me dar apoio em todos os momentos da minha carreira acadêmica.

À professora Ana Paula, da UNICAMP, que além de participar da minha qualificação e defesa, também me ajudou com suas ricas e nobres contribuições em todo esse processo do doutorado.

Ao professor Lázaro, que foi meu professor na graduação e desde então sempre esteve presente na minha vida profissional e acadêmica, contribuindo para o meu amadurecimento e formação.

Ao professor Vidal, representando a UNISO e Prefeitura Municipal de Sorocaba, meus agradecimentos por participar da minha defesa e assim contribuir com esse momento impar e tão importante da minha vida.

À empresa Veolia/ Proactiva e seus funcionários, Vinicius, Henrique e Emerson, pela atenção e dados cedidos para o trabalho.

À Secretaria de Meio Ambiente e a Secretaria de Serviços Públicos, da Prefeitura Municipal de Sorocaba, e seus secretários e funcionários Jussara, Clebson, Jesse, Fábio, Sara e Angélica, por todo suporte e atenção necessária para o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Flávio Ribeiro, da Secretaria Estadual de Meio Ambiente de São Paulo, por toda nobre atenção e suporte em todos os momentos da minha carreira acadêmica e profissional, desde o ano de 2008, quando ingressei na pós-graduação/ especialização da USP.

Ao Bruno Gianelli, professor do IFSP, *campus* de Itapetininga, por todo nobre apoio e atenção do mestrado até os dias atuais.

Ao Professor José Antonio Puppim de Oliveira, da FGV, por participar como membro suplente da minha banca.

À Unesp e todos os seus professores e funcionários administrativos. Deixo registrado um agradecimento especial aos funcionários Danilo e Ermógenes, do Staepe, por todo nobre suporte para a execução deste trabalho.

À Capes, pela bolsa concedida por quatro anos (2014-2018) para execução do meu doutorado.

Ao Instituto de Ciências e Tecnologias Ambientais da Universidade Autônoma de Barcelona (ICTA/UAB) e a empresa de pesquisas Inedit, em nome dos professores Xavier Gabarrell e Joan Rieradevall e Carlos Gasol, por me receberem em Barcelona e me darem toda nobre atenção e suporte na execução de etapa fundamental para a condução do meu projeto.

Aos amigos da pós-graduação em ciências ambientais, que fiz e levarei para toda vida.

Ao amigo Alex Nogueira, da USP/ GP2, por todo nobre apoio e atenção em todos os momentos desde o mestrado até o doutorado.

Ao amigo e professor da UFGD, Marcelo da Silveira Campos, que sempre me ajudou com suas ricas conversas sobre essa importante etapa da minha jornada.

Aos amigos da vida, agradeço por todo compartilhamento de ideias e ideais, aspectos estes que sempre me guiaram, além da presença nos momentos alegres e difíceis dessa caminhada.

À toda minha família, avós e tios (presentes de corpo ou alma), além dos primos, por toda presença e contribuição para a minha formação como pessoa.

À minha irmã Mirela, ao meu cunhado Cleber e meus sobrinhos Tomás e Elis, por todo amor e companheirismo dessa vida.

À minha amada companheira Raquel, Didi e toda família, por todo amor, apoio, compreensão e companheirismo dessa vida.

Por fim, agradeço os meus pais, que sempre me ajudaram e apoiaram em tudo e em mais essa etapa da vida.

# Ciências Ambientais

"Todas coisas estão ligadas como o sangue que une uma família. O que acontecer com a Terra acontecerá com os filhos e filhas da Terra. O homem não teceu a teia vida, ele é dela apenas um fio. O que ele fizer para a teia estará fazendo a si mesmo" Chefe Seattle (1786-1866)

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 em Ciências Ambientais) – Instituto de Ciência e Tecnologia, UNESP - Univ Estadual Paulista, Sorocaba, 2018.

## RESUMO

A gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU) se apresenta como um dos grandes desafios contemporâneos, e para a correta tomada de decisões e elaboração de políticas públicas, o desenvolvimento, uso e análise de ferramentas de gestão se fazem necessárias. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem se demonstrando uma adequada ferramenta para o diagnóstico e elaboração de cenários, tanto para o conhecimento e análise de sistemas, quanto para a comparação de alternativas. Assim, este trabalho teve como objetivo integrar indicadores econômicos aos aspectos e indicadores ambientais, por meio da ACV, para estruturar e propor diretrizes de gestão e políticas públicas de RSU. Um estudo de caso foi desenvolvido na cidade de Sorocaba, estado de São Paulo, Brasil, e estruturado em etapas que avaliassem o Sistema de Gestão de RSU (SGRSU) existente, propusessem alternativas de melhorias, construísse cenários e ainda desenvolvesse indicadores econômicos integrando-os aos aspectos e às análises realizadas por meio do desempenho ambiental dos cenários. Por meio dessas etapas do trabalho, pôde-se compreender o funcionamento do SGRSU e seus principais impactos ambientais, e por meio dos cenários, avaliar que, para um melhor desempenho ambiental, faz-se necessário investimentos em ações que contemplem a melhoria da eficiência do sistema de coleta seletiva, o maior reaproveitamento dos resíduos secos (por meio da reciclagem) e úmidos (por meio da compostagem e/ou Tratamento Mecânico Biológico - TMB), além do aproveitamento energético desses resíduos (por meio do TMB e incineração). Essas ações permitiriam uma redução dos impactos ambientais totais em até 52%. Ainda pôde-se observar que, através do desenvolvimento dos indicadores econômicos, integrados aos aspectos ambientais dos cenários, foi possível tomar decisões e elaborar políticas públicas para os SGRSU, além de considerar aspectos relativos às externalidades dos consumos de água e energia e emissões de CO<sub>2</sub>eq. Quando analisado o desempenho econômico, por meio dos indicadores construídos, observou-se reduções de até 33% dos custos totais à sociedade. Assim, a substituição de cargas ambientais, por meio da consideração de outros processos, demonstrou-se fundamental para haver de fato a compreensão de atividades que estão ou podem ser afetadas pela gestão dos RSU. Desta forma, foi possível concluir que a integração de aspectos e indicadores ambientais com indicadores econômicos, por meio da ACV, demonstrou ser uma excelente abordagem

metodológica para suporte ao adequado planejamento de políticas públicas de gestão de RSU, pois possibilita a realização de diagnósticos, assim como a elaboração de cenários. Esta tese também contribuiu para a exposição de um método para a construção de novos inventários e estudos de ACV, que consideram aspectos ambientais e econômicos relativos às etapas de coleta, transporte, triagem, tratamento e disposição final de resíduos.

**Palavras chave:** Resíduos Sólidos. Políticas Públicas. Indicadores Ambientais.

PAES, M. X. **Municipal solid waste management: environmental and economic indicators integration through life cycle assessment**. 2018. 183 f. Thesis (Doctoral Degree in Environmental Sciences) - Science and Technology Institute, UNESP - Univ Estadual Paulista, Sorocaba, 2018.

### ABSTRACT

A management of municipal solid waste (MSW) is presented as one of the major contemporary challenges, and for the correct decision making and public policy elaboration, it is necessary the development, use and analysis of management tools. Life Cycle Assessment (LCA) has shown to be adequate for the scenario diagnosis and elaboration, both for knowledge and systems analysis, as for a comparison of alternatives. Thus, this work aimed to integrate economic indicators to the environmental aspects and indicators, through the LCA, in order to structure and propose MSW public policies and management guidelines. A case study was developed in the city of Sorocaba, state of São Paulo, Brazil, and structured in stages that evaluated the existing MSW Management System (MSWMS), which proposed alternatives for improvement, built scenarios and also developed economic indicators integrating them to the aspects and analyzes performed through the scenario environmental performance. Through these work steps, it was possible to understand the MSWMS operation and its main environmental impacts, and through the scenarios, to evaluate that, for a better environmental performance, it is necessary to invest in actions that contemplate the selective collection system efficiency improvement, better dry waste reuse (through recycling) and wet (through composting and / or Mechanical and Biological Treatment - MTB), in addition to the energy utilization of these wastes (through MTB and incineration). These actions would reduce environmental impacts by up to 52%. It was also possible to observe that, through the economic indicators development, integrated to the scenarios environmental aspects was possible to make decisions and elaborate public policies for the MSWMS, in addition to considering aspects related to the externalities water and energy consumption and CO<sub>2</sub>eq emissions. When analyzing the economic performance, through built indicators, it was observed reductions of total costs for the society in up to 33%. Thus, the environmental burdens substitution, through other processes consideration, has proved to be fundamental for the activities understanding that are or may be affected by MSW management. In this way, it was possible to conclude that the integration of environmental aspects and indicators with economic indicators, through the LCA, proved to be an excellent methodological approach to support the MSW management public policies adequate planning, as it allows the realization of diagnosis such as the elaboration of scenarios. This thesis also contributed to the exposition

of a method for the new inventories construction and LCA studies, which consider environmental and economic aspects related to the collection, transportation, sorting, treatment and final waste disposal stages.

**Keywords:** Solid Waste. Public Policy. Environmental Indicators.

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Ações de Prevenção e Gestão de RSU no contexto do ciclo de vida. Adaptado de: EUROPEAN COMISSION, 2012.....	33
Figura 2: Visão Sistêmica das Potenciais Etapas do Ciclo de Vida de um Produto. Fonte: Autoria própria. ....	51
Figura 3: Estrutura conceitual do CCV- Financeira e Ambiental aplicado aos SGRSU: Adaptado de REICH, 2005; HUNKELER <i>et al.</i> , 2008. ....	68
Figura 4: Sistema de Produto estabelecido para caracterizar o SGRSU -Sorocaba (SP). Fonte: Autoria própria .....	78
Figura 5: Processos elementares e suas contribuições aos impactos ambientais (A) Acidificação; (B) Eutrofização; (C) Potencial de Aquecimento Global e; (D) Toxicidade Humana - considerando o método de caracterização - CML Baseline 2000.....	89
Figura 6: Atividades e suas contribuições para as categorias de impactos ambientais considerando a pontuação única do método de normalização para o Cenário Atual de Operação do SWMS – Sorocaba.SP .....	92
Figura 7: Atividades que compreendem o SGRSU nesta etapa do estudo e dados advindos do Brasil e Catalunha.....	98
Figura 8: Sistema de Produto do SGRSU de Sorocaba. Fonte: Autoria própria. ....	102
Figura 9: Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Acidificação – expressos em Kg de SO <sub>2</sub> eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização. ....	116
Figura 10: Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Eutrofização – expressos em Kg de PO <sub>4</sub> eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização .....	117
Figura 11: Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Mudanças Climáticas – expressos em Kg de CO <sub>2</sub> eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização. ....	119

Figura 12: Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Material Particulado – expressos em Kg de MP 10 eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização. ....	120
Figura 13: Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Toxicidade Humana – expressos em Kg de DB eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização. ....	122
Figura 14: Impactos Totais e as contribuições – por meio da pontuação única (A) e em porcentagem (B) – de cada categoria de impacto para todos os cenários .....	124
Figura 15: Contribuição dos impactos – em pontuação (A) e porcentagem (B) – para cada cenário, considerando os impactos ambientais dos processos de produção primária e reciclagem considerados pelo sistema de produto e pelo método de expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais. ....	127
Figura 16: Desempenho Ambiental do SGRSU, dos Processos de Produção Primária e Reciclagem e do Sistema de Produto completo adotado. ....	129
Figura 17: Custos Ambientais; Custos Operacionais e de Investimentos e; Custos Totais para a Sociedade. ....	133
Figura 18: Interações dos custos operacionais e de investimentos e suas respectivas eficiências com os desempenhos ambientais do SGRSU, dos resultados do método de substituição das cargas ambientais e dos custos das externalidades. ....	135
Figura 19: Relação dos Custos Operacionais e de Investimentos com os Impactos Ambientais do SGRSU (A), da Produção Primária e Reciclagem (B) e, com os Custos de Externalidade Ambiental. ....	136
Figura 20: Contribuição das atividades e aspectos ambientais (emissões de CO <sub>2</sub> eq. e consumos de água e energia) advindos do método de expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais, dos processos de produção primária e reciclagem dos resíduos, para cada um dos Cenários. ....	181

## ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1: Responsáveis pela gestão dos resíduos.....	28
Tabela 2: Quantidades de resíduos sólidos urbanos encaminhados para diferentes formas de destinação final.....	40
Tabela 3: Caracterização e a maneira de coleta, tratamento e disposição final dos RSU em Sorocaba.SP.....	74
Tabela 4: Inventário do Ciclo de Vida (entradas e saídas) das atividades do SGRSU.....	86
Tabela 5: Cenários propostos pelo estudo, Índices de Reaproveitamento de cada uma e formas de destinação dos RSU.....	106
Tabela 6: Cenários e quantidades enviadas para cada local de tratamento dos RSU.....	106
Tabela 7: Consumos de água e energia e as emissões de GEE dos processos de produção primária e reciclagem.....	108
Tabela 8: Entradas e Saídas do ICV para as unidades de tratamento e disposição de resíduos para todos os cenários.....	112
Tabela 9: Custos anuais ambientais de externalidades da produção primárias (PP) e reciclagem (R) e do SGRSU e custos operacionais e de investimentos do SGRSU.....	131
Tabela 10: Diretrizes e Ações de Gestão de RSU com base nos resultados da AICV e CCV.....	139
Tabela 11: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C1”.....	166
Tabela 12: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C2”.....	167
Tabela 13: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C3”.....	168
Tabela 14: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C4”.....	169
Tabela 15: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C5”.....	170
Tabela 16: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C6”.....	171

Tabela 17: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C7” .....	172
Tabela 18: Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C8” .....	173
Tabela 19: Consumos totais energia e água e emissões CO <sub>2</sub> eq. para a UF adotada – “C1” ..	174
Tabela 20: Consumos totais energia e água e emissões CO <sub>2</sub> eq. para a UF adotada – “C2” e “C3” .....	175
Tabela 21: Consumos totais energia e água e emissões CO <sub>2</sub> eq. para a UF adotada – “C4, C5, C6 e C8” .....	176
Tabela 22: Consumos totais energia e água e emissões CO <sub>2</sub> eq. para a UF adotada – “C7” ..	177
Tabela 23: Toneladas de RSU Transportadas e Destinadas e seus respectivos Consumos de Diesel. ....	178
Tabela 24: Cálculos do CCV para todos os cenários. ....	179

**LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS**

AC - Acidificação

ACV - Análise do Ciclo de Vida

ADAPBR - Adaptados para condições brasileiras

AICV - Avaliação de Impacto no Ciclo de Vida

BNDES - Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social

EPE - Empresa Brasileira de Pesquisas Energéticas

EUT - Eutrofização

GEE - Gases de Efeito Estufa

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICV - Inventário do Ciclo de Vida

IDH - Índice de Desenvolvimento Humano

IERSD - Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares

IGR - Índice de Gestão de Resíduos Sólidos

ILDC - *International Reference Life Cycle Data System*

IPCC - *Intergovernmental Panel on Climate Change* – Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

IQR - Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos

PERS - Plano Estadual de Resíduos Sólidos

PIB - Produto Interno Bruto

PLNRS - Plano Nacional de Resíduos Sólidos

PMGIRS - Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos

PMMC - Política Municipal de Mudanças Climáticas

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico

PAG - Potencial de Aquecimento Global

PP - Produção Primária

R - Reciclagem

REE - Resíduos Eletroeletrônicos

RQA - Relatório da Qualidade Ambiental

RSU - Resíduos Sólidos Urbanos

SGRSU - Sistema de Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

TH - Toxicidade Humana,

TMB - Tratamento Mecânico Biológico

UF - Unidade Funcional

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO .....	22
2	OBJETIVOS, HIPÓTESE E ETAPAS DO PROJETO.....	25
3	GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	27
3.1	GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS .....	27
3.1.1	<i>Conceitos, definições e classificações</i> .....	27
3.1.2	<i>Impactos Socioambientais e Econômicos</i> .....	29
3.1.3	<i>Aspectos Gerenciais e Tecnológicos</i> .....	31
3.2	PANORAMA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS (RSU) NO BRASIL E NO ESTADO DE SÃO PAULO .....	39
3.2.1	<i>Geração e Gerenciamento</i> .....	39
3.2.2	<i>Reciclagem, Logística Reversa, Tratamento e Aproveitamento Energético</i> .....	42
3.2.3	<i>Aspectos Legais e Institucionais e Necessidade de Integração com outras Políticas Públicas</i> .....	46
3.3	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA (ACV) .....	50
3.3.1	<i>Conceitos</i> .....	50
3.3.2	<i>Usos, Aplicações e Limitações</i> .....	52
3.3.3	<i>Aspectos Normativos e Método de condução de estudos</i> .....	55
3.3.4	<i>ACV e RSU</i> .....	59
3.3.5	<i>Custeio do Ciclo de Vida (CCV)</i> .....	66
4	METODOLOGIA.....	70
5	PANORAMA DO MUNICÍPIO DE SOROCABA .....	73
6	ACV DO SGRSU EM OPERAÇÃO NO ANO DE 2014.....	76

6.1	OBJETIVO .....	76
6.2	ESCOPO.....	76
6.2.1	<i>Unidade Funcional (UF)</i> .....	76
6.2.2	<i>Sistema de Produto</i> .....	76
6.2.3	<i>Exclusão de Dados</i> .....	79
6.2.4	<i>Tipo e Qualidade de dados</i> .....	79
6.2.5	<i>Tratamento de situações de multifuncionalidade</i> .....	80
6.2.6	<i>Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida: métodos e categorias de impacto</i> .....	81
6.2.7	<i>Interpretação dos Resultados</i> .....	81
6.3	MODELAGEM PARA ELABORAÇÃO DO ICV .....	81
7	RESULTADOS E DISCUSSÕES – SGRSU EM OPERAÇÃO (2014).....	85
7.1	INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV) .....	85
7.2	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS NO CICLO DE VIDA (AICV).....	88
7.3	ACV APLICADA AO DIAGNÓSTICO E DIRETRIZES DE GESTÃO DE RSU .....	94
8	CENÁRIOS E MODELAGEM DE INDICADORES AMBIENTAIS E ECONÔMICOS .....	97
8.1	OBJETIVO .....	97
8.2	ESCOPO.....	97
8.2.1	<i>Unidade Funcional (UF)</i> .....	97
8.2.2	<i>Dados do ICV</i> .....	97
8.2.3	<i>Cobertura geográfica, tecnológica e temporal</i> .....	101
8.2.4	<i>Sistema de Produto</i> .....	101
8.2.5	<i>Multifuncionalidade e critérios de alocação</i> .....	103
8.2.6	<i>A Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV)</i> .....	103

8.2.7	<i>Interpretação dos Resultados</i> .....	104
8.3	CENÁRIOS .....	104
8.4	SUBSTITUIÇÃO DE CARGAS AMBIENTAIS .....	107
8.5	CUSTEIO DO CICLO DE VIDA .....	109
9	RESULTADOS E DISCUSSÕES – CENÁRIOS .....	111
9.1	INVENTÁRIO DO CICLO DE VIDA (ICV) .....	111
9.2	AVALIAÇÃO DE IMPACTO NO CICLO DE VIDA (AICV).....	115
9.2.1	<i>Método de Caracterização</i> .....	115
9.2.2	<i>Método de Normalização</i> .....	123
9.3	CUSTEIO DO CICLO DE VIDA (CCV) .....	130
9.4	INTEGRAÇÃO DOS INDICADORES E OS CENÁRIOS NA ACV PARA ELABORAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS DE GESTÃO DE RSU .....	134
10	CONCLUSÕES .....	144
11	SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS .....	146
	REFERÊNCIAS .....	147
	APÊNDICE A – Cálculos do ICV das unidades de tratamento de RSU para todos os Cenários .....	166
	APÊNDICE B - Toneladas de RSU Transportadas e Consumos de Diesel .....	178
	APÊNDICE C – Cálculos do Custeio do Ciclo de Vida .....	179
	APÊNDICE D – Aspectos ambientais (emissões de CO <sub>2</sub> eq. e consumos de água e energia) dos processos de produção primária e reciclagem, para todos Cenários. ....	181

# 1 INTRODUÇÃO

O apetite do mundo contemporâneo pelo consumo gerou expressivo crescimento na busca por matéria, energia e também na vertiginosa produção de descarte de resíduos. Essa produção de resíduos descartados tem gerado impactos ambientais, sociais e econômicos, constituindo-se em um desafio de grandes proporções para a vida e sociedade contemporânea e urbana (DIAS & BORTOLETO, 2014; WORLD BANK, 2013).

Inovações significativas na gestão de resíduos surgiram na última década para atender à crescente demanda por materiais e às evidências de impactos ecológicos e sociais da nossa economia consumista descartável. Embora algumas políticas visem melhorar os quadros tradicionalistas de gestão de resíduos, outras fundamentalmente visam reconceitualizá-los e reformulá-los completamente (CRAMER, 2013; LAURIDSEN E JØRGENSEN, 2010).

O mundo da gestão de resíduos está a abandonar o aterro convencional. Os programas que envolvem metas de desperdício zero e 100% de desvio do aterro sanitário são cada vez mais observados com o aumento da densidade urbana e dos preços dos terrenos e áreas nas principais cidades do mundo. Além disso, as regulamentações ambientais, os custos e a escassez dos materiais também estão a criar uma consciência dos benefícios de concepção ecológica ao ligar os resíduos de fim de vida como insumos que podem e devem ser devolvidos a fases anteriores de produção (ANDREWS-SPEED *et al.*, 2012; EEA, 2014; UNEP, 2011b)

Estimativas oficiais mais recentes, para o ano de 2015, apontam uma geração diária de 171,3 mil toneladas de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Brasil, onde 71,8% foram dispostos em aterros sanitários, 25,5% despejados no solo sem qualquer tratamento, e apenas 2,7% tratados e recuperados em unidades de triagem, compostagem e reciclagem (SNIS, 2017). Em São Paulo, estado da região sudeste com o maior Produto Interno Bruto (PIB) (US\$ 527 bilhões) e a segunda renda *per capita* anual mais elevada do país (US\$ 12.075,00) (IBGE, 2015), cerca de 50% dos RSU eram gerados em nove cidades, todas elas com população superior a 500 mil habitantes (ESTADO DE SÃO PAULO, 2015).

Em alguns países da União Europeia, como Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Holanda, e Suécia, a implementação de políticas públicas têm elevado a 95% as taxas de reutilização, reciclagem, incineração com recuperação de energia e/ou compostagem dos resíduos sólidos (EUROSTAT, 2014; WORD BANK, 2013). Mesmo dispondo de outras tecnologias de destinação, o envio dos resíduos para aterros sanitários é ainda uma prática majoritária nos Estados Unidos. Em 2014, essa opção foi usada para encaminhar 53% dos despejos sólidos, ao que se seguiu a incineração com recuperação de energia (13%), reciclagem (29%) e compostagem (5%) (EPA, 2016).

No Brasil e em outros países, os governos municipais são responsáveis por prover e controlar os serviços de gerenciamento dos RSU. Estas ações se baseiam em legislações, diretrizes de gestão, objetivos e metas, de âmbitos locais, regionais e nacionais, que geralmente impõem o desafio de racionalizar e melhorar o desempenho da atividade. Ao conjunto de serviços, infra-estruturas e instalações operacionais atribuídas às etapas de coleta, transporte, triagem, tratamento e disposição final de resíduos sólidos em um município dá-se o nome de Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (SGRSU) (e.g.; BRASIL, 2010; SNIS, 2017; WORLD BANK, 2013).

Dentro deste contexto e complexidade, a aplicação da técnica de Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem demonstrando ser uma forma apropriada de avaliar o desempenho de SGRSU, com vistas, inclusive, a proposição de cenários e ações de melhorias e ao suporte aos processos de tomada de decisões. Dada a amplitude sistêmica das análises que realiza, e o caráter quantitativo dos resultados por ela proporcionados, a ACV permite introduzir a variável ambiental no cotidiano das práticas gerenciais e decisórias (BJÖRKLUND E FINNVEDEN, 2007; CHAYA AND GREEWALA, 2007; EKVALL, 1999; LAURENT *et al.*, 2014b; LAZAREVIC *et al.*, 2012; MCDOUGAL *et al.* 2001; PAES *et al.* 2014).

Dentro da ACV, os diagnósticos e cenários também vêm sendo estudados com base no desenvolvimento de indicadores econômicos, e alguns autores, como Gluch e Baumann (2004), Martinez-Sanchez et al. (2016), Petit-Boix et al., (2017), Reich (2005) e Woodward (1997), ressaltam que os resultados mostram que os métodos econômicos são ferramentas

úteis e importantes para avaliação e apoio à tomada de decisões inerentes aos sistemas de gerenciamento de resíduos. Na combinação da ACV Ambiental com os métodos da ACV econômica, conhecida como Custeio do Ciclo de Vida (CCV), há, no entanto, problemas de abrangência e consistência de teorias e dados, que devem ser explorados e desenvolvidos pelos estudiosos dos temas (GLUCH E BAUMANN, 2004; MARTINEZ-SANCHEZ, et al., 2016, PETIT-BOIX et al., 2017, REICH, 2005; WOODWARD, 1997). Esses autores (GLUCH E BAUMANN, 2004; MARTINEZ-SANCHEZ, et al., 2016, PETIT-BOIX et al., 2017, REICH, 2005; WOODWARD, 1997) destacam ainda, que a inclusão dos custos de uso dos recursos naturais e de poluição, conhecidos como custos de externalidades ambientais, provou fornecer informações adicionais importantes que devem ser consideradas em futuros estudos sobre gestão de resíduos, adicionalmente aos custos operacionais e de investimento dos sistemas. Ressaltam, portanto, que a inclusão destes custos ambientais raramente é feita e que para se analisar melhor os sistemas municipais de gestão de RSU, estes aspectos devem ser estudados, desenvolvidos, aprimorados e incluídos, e que, conseqüentemente, se faz necessário investigar mais sobre estas questões.

## **2 OBJETIVOS, HIPÓTESE E ETAPAS DO PROJETO**

O objetivo geral desta pesquisa foi integrar indicadores econômicos aos aspectos e indicadores ambientais, por meio da avaliação do ciclo de vida, para estruturar e propor diretrizes e ações para políticas públicas de gestão dos resíduos sólidos urbanos.

Para isto, a ACV foi aplicada a um estudo de caso no SGRSU da cidade de Sorocaba, por meio da obtenção de dados primários e secundários e utilização de cenários previstos em planejamentos governamentais. Avaliou-se como os impactos ambientais da geração e gerenciamento de resíduos podem ou não serem atenuados mediante o uso de modelos e tecnologias disponíveis, assim como selecionar alguns aspectos econômicos que podem ser utilizados para compreender a necessidade de melhoria destes sistemas.

Os objetivos específicos desta pesquisa são:

- 1) Realizar um inventário do atual SGRSU da cidade de Sorocaba e avaliar os impactos ambientais relacionados;
- 2) Propor diretrizes e ações de melhorias para o SGRSU com base na metodologia de ACV;
- 3) Elaborar cenários com base nas metas da versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos sólidos (PLNRS) e tecnologias de tratamento de resíduos ainda não utilizadas em larga escala no Brasil;
- 4) Analisar o desempenho ambiental destes cenários;
- 5) Desenvolver indicadores econômicos, baseado no Custeio do Ciclo de Vida, integrando-os às análises, cenários e dados gerados a partir do inventário e da avaliação de impactos ambientais;
- 6) Analisar essa integração e o método como instrumento para proposição de diretrizes e ações para políticas públicas de gestão de RSU.

A partir de tais objetivos este trabalho pretende referendar a seguinte hipótese: a integração de indicadores ambientais e econômicos, por meio da ACV, permite a comparação de cenários de gerenciamento de RSU para estruturar diretrizes e ações para políticas públicas de gestão de resíduos.

Assim, este trabalho foi desenvolvido e será apresentado por meio das seguintes etapas e capítulos:

- Revisão de Literatura dos temas Gestão de RSU, ACV e assuntos correlacionados (Capítulo 3);
- Definição dos aspectos metodológicos para a condução do estudo e cumprimento dos objetivos (Capítulo 4);
- Apresentação da localidade onde o estudo foi aplicado e desenvolvido (Capítulo 5);
- Construção do inventário e avaliação de impactos do atual SGRSU (Capítulos 6 e 7);
- Adoção de tecnologias e práticas de gestão, como compostagem, tratamento mecânico biológico (TMB), incinerador e aumento da coleta seletiva, triagem e reciclagem; adição do método de substituição de cargas ambientais da ACV, por meio da comparação da reciclagem com a produção primária, aos cenários e; aplicação dos conceitos do Custeio do Ciclo de Vida – aspectos econômicos de custos de gestão de resíduos e externalidades ambientais – aos cenários e aspectos ambientais (Capítulos 8 e 9).
- Conclusões Gerais e Sugestões para Estudos Futuros (Capítulos 10 e 11).

### **3 GESTÃO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS E AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA**

#### **3.1 Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos**

##### **3.1.1 *Conceitos, definições e classificações***

É de boa aceitação, entre a comunidade científica que se dedica ao tema, o conceito de rejeito como bem que, após passar pelas possibilidades de recuperação e tratamento, está desprovido de qualquer uso ou função, enquanto o termo resíduo é entendido por muitos como um bem com potencial de reaproveitamento, mesmo que para um uso menos nobre do que o atual (BARROS, 2012a; BARROS, 2012b; PAES, 2018, no prelo).

Outra definição relevante sobre o tema é o Gerenciamento de Resíduos Sólidos, que pode ser compreendido como o conjunto de ações exercidas, direta ou indiretamente, nas etapas de armazenamento, coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BARROS, 2012a; BARROS, 2012b; BRASIL, 2010; FERRAZ, 2007; WORLD BANK, 2013).

A Gestão Integrada de Resíduos vem a complementar a definição de gerenciamento, buscando uma visão mais ampla e estratégica, e pode ser compreendida como o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, que considera diversas dimensões dentro do seu enfoque, como a política, econômica, ambiental, cultural e social, com base no controle e participação social e sob as premissas do desenvolvimento sustentável (BARROS, 2012a; BARROS, 2012b; BRASIL, 2010; FERRAZ, 2007; JACOBI, 2006; WORLD BANK, 2013).

É possível então entender que, para a adequada e correta tomada de decisão na gestão dos resíduos, torna-se necessário considerar diversas dimensões, para que as ações, projetos e programas relacionados aos resíduos, atendam aos princípios e objetivos estabelecidos pela

legislação apoiada nas mais modernas práticas de gestão e gerenciamento existentes (PAES, 2013).

A Tabela 1 apresenta a matriz de responsabilidades pelo gerenciamento de cada tipo de resíduo, onde se observa que o gerador, em muitos casos, passa a ser o responsável pelo seu gerenciamento, desde a geração até sua disposição final.

**Tabela 1:** Responsáveis pela gestão dos resíduos

<b>Tipo de Resíduos</b>	<b>Responsável pelo Gerenciamento</b>
1 - Resíduos domiciliares	Prefeitura Municipal
2 - Resíduos de limpeza urbana	Prefeitura Municipal
3 - Resíduos sólidos urbanos	Prefeitura Municipal
4 - Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços (*)	Gerador/ Prefeitura Municipal
5 - Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico	Gerador
6 - Resíduos industriais	Gerador
7 - Resíduos de serviços de saúde	Gerador
8 - Resíduos da construção civil	Gerador
9 - Resíduos agrossilvipastoris	Gerador
10 - Resíduos de serviços de transportes	Gerador
11 - Resíduos de mineração	Gerador

Fonte: BRASIL, (2010); IPT/CEMPRE, (2010), adaptado pelo próprio autor.

\*Pode variar de acordo com legislação municipal específica sobre a quantidade máxima (kg/dia ou volume/dia) que o Poder Público Municipal coleta e transporta.

Assim, compreende-se o sistema/ serviço que o presente trabalho irá analisar, como sendo: as etapas de gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos, cuja a responsabilidade pela sua gestão é do poder público municipal. Em linhas gerais, esse resíduo é considerado não perigoso e não inerte, ou seja, não traz características de periculosidade (inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade e patogenicidade), mas não apresenta inércia química,

principalmente com relação à água (ABNT, 2004). Obviamente, podem ser descartados nos RSU frações perigosas e inertes, mas geralmente constituem-se de pequenas quantidades.

### **3.1.2 Impactos Socioambientais e Econômicos**

Para compreender e refletir sobre os resíduos sólidos urbanos faz-se necessário levar em conta aspectos espaciais/ territoriais, ambientais, de saúde, sociais, econômicos, culturais/ educacionais, políticos e institucionais (BRASIL, 2010; ; EPA, 2016; UNEP; 2011a; UNEP, 2011b).

Assim, para questões complexas não existem respostas prontas e imediatas. Uma das formas de equacionar os problemas e desafios no Brasil e outras locais que apresentem características semelhantes, seria, por exemplo a aplicação dos 3R's (reduzir, reutilizar e reciclar), em todos os setores da sociedade (DIAS E SANTOS, 2012). Soma-se ainda as alternativas de tratamento e destinação e disposição final de resíduos, associadas a implantação de ações eficientes de logística reversa, coleta seletiva e reciclagem, além das práticas de prevenção (DIAS E SANTOS, 2012; GUERRERO *et al.*, 2013).

Devido os desafios contemporâneos dos processos de urbanização, poluição e escassez de recursos, estudos vêm utilizando métodos para a avaliação de impactos ambientais dos RSU e demonstrando que diversas categorias de impacto são influenciadas diretamente pelos SGRSU. Destaca-se os impactos não tóxicos que incluem mudanças climáticas, depleção de ozônio estratosférico, acidificação, formação de ozônio fotoquímica, eutrofização; os impactos tóxicos que incluem ecotoxicidade aquática e terrestre, toxicidade humana e materiais particulados, além de escassez de recursos naturais não renováveis; uso do solo; recursos hídricos, entre outras (BERNSTAD e JANSEN, 2012; LAURENT *et al.*, 2014b; UNEP, 2010). Alguns métodos ainda relacionam essas categorias com suas consequências finais, isto é, como cada impacto ambiental pode contribuir para, por exemplo, afetar a saúde humana; as consequências ecológicas dos ecossistemas e escassez dos recursos naturais (UNEP, 2010).

Estudos destacam ainda que os RSU podem contribuir para reduzir a pressão sobre a extração de recursos naturais e também servir como fonte de matéria prima e energia, incluindo o uso de composto para agricultura, reutilização e reciclagem junto a setores produtivos e geração de energia por meio dos processos de biodigestão e incineração (LAURENT *et al.*, 2014b; UNEP, 2010).

No que tange à saúde da população, tanto as circunvizinhanças próximas aos resíduos, quanto os trabalhadores dos serviços de limpeza pública e manejo de resíduos sólidos, podem ser afetados diretamente (BARROS, 2012a; FERREIRA e ANJOS, 2001; UNEP, 2010; WORLD BANK, 2013). Os impactos provocados pelos resíduos sólidos podem também afetar a população em geral por meio da poluição e contaminação dos corpos d'água e dos lençóis subterrâneos, direta ou indiretamente. Isso, dependendo do uso da água e da absorção de material tóxico ou contaminado. Esse quadro torna-se ainda mais preocupante em áreas lixões e aterros ditos “controlados” (mas que não passam de lixões maquiados) ainda existentes no Brasil, em que sabidamente há poluição dos recursos naturais, a contaminação biológica e a proliferação de vetores de doenças infecto-contagiosas, além da presença de pessoas vivendo da comercialização e consumo desses resíduos, sem qualquer segurança (BELI *et al.*, 2005; MEDEIROS *et al.* 2009a; MEDEIROS *et al.*, 2009b; MEDEIROS *et al.* 2008a; MEDEIROS *et al.* 2008b; OLIVEIRA *et al.*, 2016)

Os trabalhadores diretamente envolvidos com os processos de manuseio, coleta, transporte, triagem e destinação final dos resíduos, também estão expostos aos impactos derivados dos resíduos sólidos. A exposição neste caso se dá pelos riscos de acidentes de trabalho provocados pela ausência de treinamento, pela falta de condições adequadas de trabalho e pela inadequação da tecnologia utilizada à realidade dos países em desenvolvimento. Os riscos de contaminação pelo contato direto e mais próximo com os resíduos, onde há maiores probabilidades da presença ativa de microorganismos infecciosos, também são fontes de problemas de saúde relacionados aos resíduos (FERREIRA e ANJOS, 2001; GOUVEIA, 2012; UNEP, 2010).

É importante notar também que todos esses resíduos que muitas vezes são desperdiçados e enterrados, também podem ser fontes de geração de emprego e renda e ganhos econômicos para toda a sociedade. No que se refere aos aspectos sociais destacam a inclusão social relacionado ao tema dos resíduos, no Brasil, assunto importante que deve ser tratado sem paternalismos e como parte das políticas públicas, visando a redução de desigualdades, inclusão social, geração de renda e efetiva melhora ambiental (por exemplo, na limpeza pública e aumento da reciclagem de resíduos) (DIAS e SANTOS, 2012; GOUVEIA, 2012).

Segundo pesquisa desenvolvida pelo Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas (IPEA) em 2009, se todo o material com potencial para ser reciclado fosse recuperado no país, os benefícios econômicos poderiam ser de aproximadamente R\$ 8 bilhões ao ano para a economia nacional (IPEA, 2010). Esses benefícios foram calculados com a diferença entre os custos da produção primária e os custos a partir de matéria-prima secundária. Somaram-se a essa diferença os benefícios associados à gestão de resíduos sólidos urbanos, calculados pela diferença entre os custos de coleta regular, disposição final e os custos de coleta seletiva. (IPEA, 2010).

### **3.1.3 Aspectos Gerenciais e Tecnológicos**

O gerenciamento dos resíduos municipais deve se iniciar pelo diagnóstico de todos os fatores que o influenciam (BARROS, 2012b; GRIPPI, 2006). Os autores definem como fatores de influência: o número atualizado de habitantes do município; poder aquisitivo médio da população; condições climáticas predominantes da região em análise, hábitos e costumes da população e; seu nível educacional.

Além destes, outros aspectos, em caráter complementar, devem igualmente ser considerados para efeito de planejamento de ações de curto, médio e longo prazo, na gestão integrada dos resíduos sólidos. São eles: 1) geração *per capita*, obtido por amostragem e gravimetria; 2) taxa de crescimento populacional; 3) taxa de incremento futuro dos serviços de limpeza pública; e 4) taxa de incremento da geração *per capita* (BARROS, 2012b; GRIPPI, 2006).

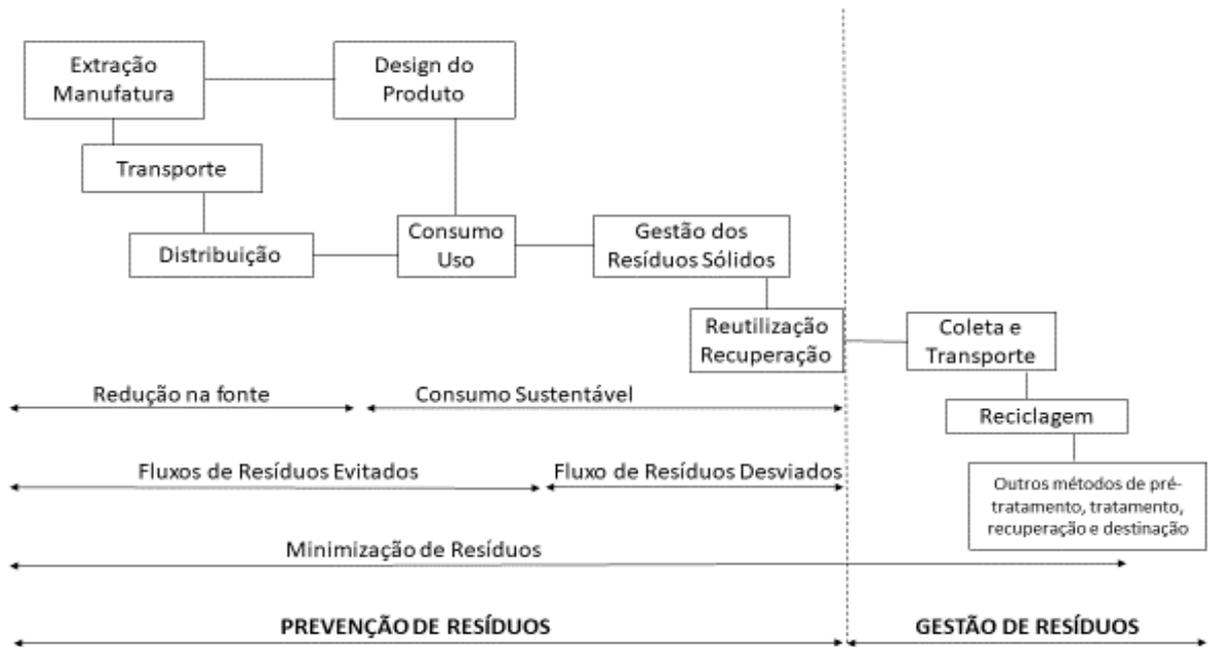
Destaca-se ainda a importância de avaliar quais os potenciais benefícios econômicos e financeiros que a coleta seletiva, triagem e reciclagem pode trazer ao município ou à Prefeitura, considerando que a cada tonelada deixada de ser coletada e disposta em aterro poderá gerar uma redução dos gastos com esses serviços (BARROS, 2012b; GRIPPI, 2006).

Para uma boa compreensão do funcionamento de um SGRSU é necessário visualizar e entender todas as etapas do sistema e como elas interagem. Este entendimento se inicia pela dimensão estratégica, com a elaboração dos planos de gestão de resíduos, de políticas de educação ambiental, inclusão social dos catadores por meio de cooperativas, ações, planejamento, capacitação, entre outras. A segunda etapa está relacionada aos sistemas de armazenamento, coleta e transporte dos resíduos; a terceira etapa está ligada à triagem e processamento e, por fim, a última etapa do SGRSU compreende ações de tratamento, destinação e disposição final (FERRAZ, 2007; WORLD BANK, 2013).

Além das etapas que constituem os SGRSU, alguns princípios e objetivos foram estabelecidos e adotados pela União Europeia, EUA e também no Brasil, com o foco na hierarquia da gestão de resíduos, por meio da prevenção e redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final (BRASIL, 2010; EPA, 2016; EUROPE, 1975; EUROPE, 2008).

A prevenção pode ser compreendida como um conjunto de práticas que tem por objetivo minimizar os danos à saúde humana e ao meio ambiente, antes que os subprodutos das atividades humanas ingressem nos fluxos de gestão de resíduos (OECD, 2000), como exemplificado na Figura 1.

**Figura 1:** Ações de Prevenção e Gestão de RSU no contexto do ciclo de vida. Adaptado de: EUROPEAN COMISSION, 2012.



Desta forma, pode-se compreender por meio da Figura 1, o escopo à que ações e políticas de prevenção e gestão de resíduos estão inseridas, assim como sua relação direta com os custos e impactos ambientais dos SGRSU. Nota-se também que a redução, minimização e não geração dos resíduos estão diretamente ligadas às práticas de prevenção (DIAS & BORTOLETO, 2014; EUROPEAN COMISSION, 2012; OECD, 2000).

A reutilização ainda se encontra inserida dentro das práticas de prevenção e podem ser compreendidos como processos de aproveitamento dos resíduos sólidos sem sua transformação biológica, física ou físico-química, para os mesmos ou diferentes usos. Como exemplos de reutilização pode-se citar a doação de roupas, brinquedos, móveis e aparelhos eletroeletrônicos ou até mesmo o uso de pneus para a proteção de cascos de barcos (BARROS, 2012a; BRASIL, 2010; CLEARY, 2014; NESSI *et al.*, 2013). Já a reciclagem, pode ser definida como um processo de transformação dos resíduos sólidos que envolve a

alteração de suas propriedades físicas, físico-químicas ou biológicas, com vistas à transformação em insumos ou novos produtos (BRASIL, 2010, ZANIN e MANCINI, 2009).

As principais técnicas de tratamento utilizadas na atualidade são a compostagem, o tratamento mecânico biológico (TMB) e o tratamento térmico (incineração). A compostagem, tratamento biológico, é uma transformação dos resíduos orgânicos, através de processos físicos, químicos e biológicos – que precisam ser monitorados –, em material mais estável e resistente, denominado composto orgânico (com características de solo e húmus), utilizado como condicionador de solo. É um processo controlado de estabilização e decomposição de resíduos orgânicos preferencialmente putrescíveis, promovido por uma colônia mista de microrganismos normalmente aeróbios com o auxílio da ação humana para sua aceleração (BARROS, 2012a; BARROS 2012b; BLANCO *et al.*, 2010; EUROPEAN COMMISSION, 2009; IPCC, 2006).

Nestes processos procura-se reproduzir algumas condições ideais (de umidade, oxigênio e de nutrientes), para favorecer e acelerar a degradação dos resíduos de forma segura (evitando a atração de vetores de doenças e eliminando patógenos e maus odores). É um método simples, seguro e que, quando bem feito, garante um produto uniforme, pronto para ser utilizado nos cultivos de plantas e que pode ser realizado tanto em pequena escala (doméstica) quanto em média (comunitária/ institucional) ou grande escala (municipal/ industrial). (BLANCO *et al.*, 2010; BRASIL, 2017).

A tecnologia de Tratamento Mecânico Biológico (TMB), considera a separação dos RSU por tratamento mecânico, em que o resíduo orgânico é separado dos demais resíduos e encaminhado ao tratamento biológico por meio da digestão anaeróbia (IPCC, 2006; PECORA *et al.*, 2012; PIRES *et al.*, 2011). A parte não orgânica biodegradável, dependendo da qualidade, pode ser enviada para reciclagem.

A matéria orgânica é tratada em biodigestores, por digestão anaeróbia, na qual ocorre a produção de biogás (com alto poder combustível) e biossólidos, que podem ser utilizados como fonte de energia e, dependendo da qualidade, como matéria prima para o solo agrícola (provavelmente necessitando uma espécie de compostagem antes do uso) ou combustíveis

para a incineração (IPCC, 2006; PECORA *et al.*, 2012; PIRES *et al.*, 2011). Após o tratamento da matéria orgânica, há uma redução no volume dos resíduos de 38% em média (BARROS, 2012a).

O processo operacional da digestão anaeróbia é composto normalmente de quatro etapas: pré tratamento; digestão dos resíduos; recuperação do biogás; e tratamento dos rejeitos (EPE, 2008; SOARES, 2016). Em geral, é necessário o pré tratamento, pois é o momento que se busca obter uma massa homogênea para a adequada decomposição dos resíduos, retirando aqueles impróprios para a digestão, como vidros, metais e outros materiais indesejáveis. Num sistema biodigestor típico, a massa é diluída em água ou lodo de esgoto e aí permanece aproximadamente 20 dias, onde seus efluentes líquidos também podem ser utilizados, através da recirculação, como fonte de umidade. A composição do biogás se apresenta próxima daquele gerado em aterros sanitários, com 60% de metano e 40% de dióxido de carbono. Considerando a eficiência de geração de 35% na conversão de energia térmica para energia elétrica, dependendo do conteúdo dos RSU, podem ser obtidos de 120 a 290 kWh por tonelada de resíduo (EPE, 2008; IPCC, 2006; JUNGBLUTH *et al.*, 2007; SOARES, 2016).

Já o tratamento térmico, realizado por meio de incineradores, é um processo que reduz de maneira acentuada o volume dos resíduos em até 90% e o peso em até 70%. Tal processo é realizado por meio de combustão controlada, com monitoramento permanente, visando à disposição ou reutilização do material remanescente, em aterros ou como agregados para construção civil, respectivamente. É fundamental que haja grande quantidade de resíduos secos comburentes, como o papel e plástico; caso contrário, parte da energia usada será para evaporar a água presente nos resíduos (BARROS, 2012a; DOKA, 2009c; EPE, 2008). A incineração é aconselhável para o tratamento térmico de grandes quantidades de resíduos sólidos (mais de 160.000 t/ano ou 240 t/dia), sempre se trabalhando com linhas médias de produção de 18 t/h (BNDES, 2014).

As chamadas WTE (*waste to energy*) são usinas que utilizam a incineração de RSU para a produção de vapor, que irá acionar uma turbina, acoplada a um gerador que produzirá energia elétrica. As usinas atuais dependem dos RSU que irão receber e tratar, e assim podem

gerar de 400 a 700 kWh por tonelada de resíduo. A tecnologia mais utilizada é conhecida como “*mass burning*”, onde os resíduos são incinerados diretamente sem qualquer tipo de tratamento ou beneficiamento. Entre suas principais vantagens cita-se o uso direto da energia térmica para produção de vapor e energia elétrica; processo contínuo de alimentação de resíduos e que apresentam baixo ruído e odor; necessitam de áreas menores comparadas à outras alternativas, como os aterros. Como desvantagens pode-se destacar alto custo de investimento, operação e manutenção; necessidade de controle de resíduos úmidos que podem prejudicar o processo; necessidade de uso de outros combustíveis auxiliares para manter o processo de combustão e; possibilidade da presença de metais tóxicos nas cinzas e geração de gases como dioxinas e furanos, o que exige grandes investimentos tecnológicos e de gestão no seu constante rigoroso monitoramento (DOKA, 2009c; EPE, 2008; IPCC, 2006; SOARES, 2016).

Algumas localidades, como a cidade de Barcelona, vêm integrando as plantas de TMB e incineração, buscando o tratamento dos resíduos que não foram reaproveitados pelos processos de reuso, reciclagem e compostagem, além da geração de energia (AMB, 2013; TERSA, 2014).

No Brasil, a PNRS traz ainda os conceitos de destinação final – que pode ser compreendido como a técnica de destinação de resíduos que inclui a reutilização, a reciclagem, a compostagem, a recuperação e o aproveitamento energético – e disposição final, que é definida como a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança e a minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

Para tanto, os aterros sanitários devem possuir impermeabilização do solo, cercamento, sistema de drenagem de gases, águas pluviais e lixiviado para confinar os resíduos e rejeitos à menor área possível e reduzi-los ao menor volume permissível, cobrindo-o com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário. Ainda, não devem permitir a presença de catadores (BRASIL, 2011). Todavia, mesmo aterros sanitários geram resíduos em suas atividades, demandando também

políticas de gestão de resíduos sólidos e gestão ambiental (AMARAL *et al.*, 2013), além de ser um passivo ambiental a ser monitorado e gerenciado mesmo após a sua desativação.

Os aterros sanitários, assim como os biodigestores, também geram biogás, com cerca de 60% de metano e assim tem potencial para geração de energia (DOKA, 2009b; IPCC, 2006). A geração do gás ocorre através de quatro fases características da vida útil de um aterro, sendo: fase aeróbia, onde se começa a ser produzido o CO<sub>2</sub>; esgotamento de O<sub>2</sub>, que resulta em um ambiente anaeróbio com grandes quantidades de CO<sub>2</sub>; fase anaeróbia, onde se inicia a produção de CH<sub>4</sub>, com redução na quantidade de CO<sub>2</sub> produzido e; a fase final, onde há produção quase estável de CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub> e N<sub>2</sub> (DOKA, 2009b; EPE, 2008; IPCC, 2006). As principais alternativas tecnológicas para o biogás gerado são: o uso direto do gás de médio poder calorífico; produção de energia e venda de gás – similar ao gás natural – através de gasodutos ou como gás veicular (EPE, 2008). Considerando também uma eficiência de geração de 35% na conversão de energia térmica para energia elétrica, dependendo do conteúdo dos RSU, podem ser obtidos de 50 a 150 kWh/ t.RSU (SOARES, 2016).

Como atualmente os municípios brasileiros ainda têm o desafio de melhorar e avançar nos seus sistemas de gerenciamento de RSU de uma forma global, tais alternativas tecnológicas e de gestão descritas anteriormente devem se apresentar como boas alternativas para o tratamento, beneficiamento e melhor aproveitamento dos resíduos. Isso é bastante urgente principalmente em regiões metropolitanas, que possuem grande volume de geração de resíduos e dificuldade de seleção de áreas para a instalação de aterros (PAES *et al.*, 2014).

Outro aspecto importante demonstrado por estudos vem sendo o desenvolvimento de alternativas de gestão mais locais e descentralizadas dentro dos centros urbanos, cidades e regiões metropolitanas, onde pode-se adotar medidas que também tenham potencial para reduzir os resíduos enviados aos sistemas públicos de coleta e transporte e tratamento e disposição final, como a instalação de pontos de entrega voluntária (para materiais recicláveis e com potencial de reuso) e compostagem residencial e comunitária combinadas à práticas de prevenção/ redução/ não geração (BLANCO, 2010; CLEARY, 2010; CLEARY, 2014; NESSI, 2013).

Neste sentido, o conceito de economia circular surge como uma alternativa de resposta ao desejo de um crescimento sustentável no contexto da pressão crescente que a produção e o consumo exercem sobre o ambiente e os recursos naturais em todo o mundo. Até os dias de hoje, a economia ainda tem funcionado predominantemente com base num modelo linear de extração, produção, uso e eliminação/ descarte, segundo o qual todos os produtos alcançarão inevitavelmente o seu fim de vida útil (UE, 2017; UNEP, 2011c; WALTER, 2016).

Segundo Suavé *et al.* (2016) os conceitos de ciências ambientais, desenvolvimento sustentável e economia circular são, de fato, assuntos importantes para se identificar soluções para um ambiente complexo. Os modelos de economia circular caem em dois grupos: aqueles que promovem a reutilização e prolongam a vida útil através do reparo, remanufatura, atualizações e reformas; e aqueles que transformam bens antigos em novos recursos por meio da reciclagem/ tratamento dos materiais e resíduos (SUAVÉ *et al.*, 2016).

Segundo estudo realizado em São Francisco (EUA), Flanders (Bélgica) e Japão, está havendo uma busca da integração da gestão dos RSU com a Economia Circular, e como primeiro passo desta jornada, destaca-se o não envio de resíduos para o aterro, por meio do aumento significativo do reaproveitamento dos resíduos através da reciclagem e compostagem (SILVA *et al.*, 2017).

Porém, um estudo realizado por Kirchherr *et al.* (2017), que analisou 114 conceitos e aplicações da Economia Circular, detectou que apenas 30% considerou a hierarquia dos resíduos, considerados para este caso como 4R's – reduzir, reutilizar, reciclar, recuperar –, enquanto que 79% utilizaram apenas a reciclagem, alegando que esta é parte integrante da Economia Circular. O estudo avaliou ainda que apenas 40% conceituou a Economia Circular com base na teoria dos sistemas, que considera os limites da capacidade de suporte (de prover recursos e receber rejeitos) dos ecossistemas do planeta como fundamentais para, por exemplo, rever os atuais modos padrões de produção e consumo (KIRCHHERR, 2017).

## **3.2 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no Brasil e no Estado de São Paulo**

A formulação de panoramas atualizados da situação dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) tanto no país, como no Estado de São Paulo, predispôs o levantamento de dados e informações junto a fontes consistentes e referenciáveis. Assim, foram utilizadas como fontes de referências: a) do governo federal: o IBGE, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) do Ministério das Cidades e Estudos do Plano Nacional de Resíduos Sólidos do Ministério do Meio Ambiente e; b) do governo do estado de São Paulo: o Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares (IERSD), o Relatório da Qualidade Ambiental (RQA) e o Plano Estadual de Resíduos, estes da Secretaria Estadual de Meio Ambiente.

### **3.2.1 Geração e Gerenciamento**

O diagnóstico realizado pelo SNIS, ao longo do ano de 2015, apontou uma cobertura do serviço regular de coleta domiciliar de RSU, de 98,6% para a população urbana e de 92,7% em relação a população total. Os resíduos produzidos resultaram em massas médias mínimas e máximas *per capita* diárias que variaram entre 0,84kg na região Sul, até 1,22kg para o Nordeste, sendo a média nacional para o ano de 2015 de 1,00 kg/hab./dia. Esses dados permitem extrapolar para o país um montante estimado de 62,5 milhões de toneladas de RSU coletados no ano ou 171,3 mil toneladas por dia (SNIS, 2017).

A seguir, por meio da Tabela 2, são apresentados dados oficiais da destinação final de resíduos em 2008 e 2015, segundo informações da versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos e do Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico, respectivamente.

**Tabela 2:** Quantidades de resíduos sólidos urbanos encaminhados para diferentes formas de destinação final no Brasil.

<b>Destino Final</b>	<b>2008</b>	<b>2015</b>
1- Aterro Sanitário	58,3%	71,8%
2- Aterro dito "controlado" e Lixões	39,2%	25,5%
3- Triagem, Reciclagem e Compostagem	2,2%	2,7%
4- Outros	0,3%	0,0%
<b>TOTAL</b>	<b>100,0%</b>	<b>100,0%</b>

Fonte: BRASIL, 2011 SNIS, 2017, adaptado pelo próprio autor.

Se comparadas tais informações, pode-se notar um avanço, principalmente na redução dos aterros controlados e lixões (que em 2008 representavam 39,2% e em 2015 representam 25,5%) e no aumento dos aterros sanitários (que passaram de 58,3% para 71,8%). Esse avanço, porém, não pode ser comemorado, pois uma das principais metas da Política Nacional de Resíduos Sólidos era a erradicação dos lixões até 2014 e cerca de ¼ dos resíduos brasileiros continuam indo para disposições finais inadequadas. O reaproveitamento dos resíduos também foi ampliado, porém de maneira tímida durante sete anos, passando de 2,2% para 2,7% (BRASIL, 2011; SNIS, 2017).

Em ambas as publicações do governo federal, as informações são obtidas através de questionários preenchidos pelas prefeituras, sem qualquer tipo de trabalho de campo por parte dos solicitantes dos dados. Ainda, do último diagnóstico do SNIS participaram apenas 3.520 municípios, ou seja, 63,3% do total do País. Em termos de população urbana este percentual representa 82,8%, correspondendo a 143 milhões de habitantes (SNIS, 2017).

No Estado de São Paulo, a Secretaria de Meio Ambiente (SEMA) utiliza como método de avaliação da gestão dos resíduos sólidos urbanos do estado, dois indicadores. São eles, Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos (IQR) e o Índice de Gestão de Resíduos Sólidos (IGR). A nota do IQR é atribuída pela CETESB, órgão estadual de licenciamento e fiscalização dos aterros sanitários no estado, através de trabalhos de monitoramento de

campo. O IGR é calculado pela Equação (1) a seguir, podendo variar entre zero e 10 (ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

$$\text{IGR} = 0,35.\text{IQR} + 0,05.\text{IQC} + 0,60.\text{IQG} \quad (1)$$

onde: IGR: Índice de Gestão de Resíduos Sólidos

IQR: Índice de Qualidade de Aterro de Resíduos

IQC: Índice de Qualidade de Usinas de Compostagem

IQG: Índice de Qualidade de Gestão de Resíduos Sólidos

Como descrito, este índice (IGR) é abastecido pelo IQR e IQC, que têm as avaliações efetuadas pela Cetesb. Porém grande parcela das suas informações vem do IQG, que tem as informações obtidas através de questionário respondido pelas prefeituras, fato que não desqualifica, porém na prática não certifica a qualidade, homogeneidade e imparcialidade das informações.

Pôde-se observar que em 1997, exatos 95,8% dos sistemas de disposição final de resíduos encontravam-se em condições inadequadas e apenas 4,2% em condições adequadas. Na mesma publicação pode-se notar o ano de 2011, que apresentava 23,7% dos sistemas de disposição em condições inadequadas e 76,3% em condições adequadas. Já em 2016 o percentual de sistemas de disposição em condições inadequadas foi de 5,9%, enquanto que 94,1% se apresentam em condições adequadas. O IQR médio do estado para o ano de 2016 foi de 8,5 (ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

De acordo com dados do Plano Estadual, 384 (76%) dos municípios que responderam ao questionário (506 municípios) declararam que realizavam algum programa ou ação de coleta seletiva/triagem. Consta que em 163 municípios (25,27% dos municípios paulistas) o serviço de coleta seletiva prestado atende mais de 80% dos domicílios da área urbana, em 36 municípios esse percentual varia entre 61 a 80%, em 39 municípios abrange de 41 a 60%, em 50 municípios a cobertura é de 21 a 40% e em 194 municípios esse serviço atende até 20%

dos domicílios da zona urbana. Entretanto, a pesquisa do IGR atualmente não apresenta dados referentes às quantidades coletadas e efetivamente recicladas nos municípios (ESTADO DE SÃO PAULO, 2015).

Com relação ao IQG, observa-se que em 2014 apenas 55% dos municípios (357) o responderam, dos quais 220 municípios apresentaram uma gestão mediana de seus resíduos sólidos, 31 municípios apresentaram uma gestão eficiente e em 106 esta foi considerada ineficiente. Os outros 288 municípios não responderam aos questionários para obtenção do IGR (ESTADO DE SÃO PAULO, 2016).

Mesmo com esses importantes avanços em termos de controle e prevenção da poluição no estado, tais métodos e ferramentas de gestão ainda não expressam a eficiência ambiental e/ou econômica dos sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (PAES, 2013). Ainda, apresentam relativa insegurança dos dados, por não haver verificação de algumas informações que são preenchidas pelos municípios em sistemas virtuais, como no caso do SNIS (SNIS, 2017). Destaca-se como fundamental revisar e/ou adicionar aos indicadores existentes, dados como, por exemplo, a quantidade de consumo de combustíveis, distância rodadas e emissões atmosféricas advindas das etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final; a caracterização e o volume de resíduos reaproveitados, tratados, reutilizados e reciclados; assim como aspectos ambientais advindos das unidades de tratamento e disposição final, como geração de metano e chorume (PAES, 2013).

### **3.2.2 *Reciclagem, Logística Reversa, Tratamento e Aproveitamento Energético***

A coleta seletiva, reciclagem, logística reversa, recuperação e tratamento dos RSU, além do aproveitamento dos gases dos aterros, mais do que ações necessárias para a melhoria das condições socioambientais, passam a ser obrigações legais dos gestores responsáveis para efeito de cumprimento das diretrizes da PNRS.

A grande quantidade de aterros controlados e lixões (25,5%) e os baixos índices de reaproveitamento através da compostagem e reciclagem (2,7%), ver Tabela 2, demonstram a importância e necessidade da realização de investimentos urgentes em todas as etapas de gerenciamento de resíduos no Brasil (SNIS, 2017).

Segundo dados do Instituto de Estatísticas da União Europeia, Unidade de Estatísticas do Ambiente, em alguns países – Alemanha, Áustria, Bélgica, Dinamarca, Holanda, e Suécia – os índices de resíduos sólidos urbanos que são dispostos em aterros não chegam a 5% do total gerado, sendo o restante aproveitado (geralmente uma associação de compostagem, reciclagem, biodigestão anaeróbia e incineração com aproveitamento de energia). Nos países europeus não existem lixões em seus territórios tais índices de reaproveitamento refletem o empenho de toda a sociedade na gestão dos resíduos sólidos urbanos (EUROSTAT, 2014).

O Brasil tem muito que absorver e avançar através das medidas já implantadas, por exemplo, através de métodos de gestão e implantação de tecnologias para o maior reaproveitamento dos resíduos (PAES *et al*, 2014). Na maioria dos países europeus é comum que as diversas tecnologias de tratamento sejam integradas, com vistas a reaproveitar ao máximo os resíduos, tanto como fonte de matéria prima ou de energia (EUROSTAT, 2014). Assim, unidades de beneficiamento dos resíduos orgânicos (TMB e compostagem), de reciclagem, incineração, aterros sanitários e outros, podem ser encontrados numa mesma cidade ou região, combinados as ações de logística reversa ou *Extended Producer Responsibility* (ERP) (EUROSTAT, 2014; TERSA, 2014).

Devido à baixa eficiência no reaproveitamento de resíduos atualmente encontrada no Brasil, a Versão Preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos apresenta um plano de metas favorável e desfavoráveis, que deveriam ser cumpridas de 2015 a 2031. Por meio de suas aplicações efetivas, espera-se que se reduza cerca de 70% e 40%, respectivamente, dos resíduos secos e úmidos dispostos em aterros. (BRASIL, 2011). Para tanto, ações políticas, tecnológicas e de gestão são necessárias para sua efetivação (PAES *et al*, 2014)

Outros desafios que o Brasil vem enfrentando para cumprimento da PNRS são os acordos setoriais, firmados com o objetivo de implantar as ações de logística reversa;

definição e adoção de tecnologias para o tratamento (biológico e/ou térmico) dos resíduos e, o estabelecimento de locais ideais para a instalação de aterros sanitários, concebidos com o devido sistema de aproveitamento de biogás para a produção de energia (BRASIL, 2011).

A PNRS estabelece a responsabilidade compartilhada entre geradores, poder público, fabricantes e importadores pelos resíduos. A responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, pode ser compreendida como um conjunto de atribuições e responsabilidades dos fabricantes, importadores, distribuidores, comerciantes, consumidores e titulares dos serviços de gerenciamento de resíduos sólidos, com o objetivo de minimizar a quantidade de resíduos e rejeitos gerados, assim como a redução dos impactos causados à saúde e ao meio ambiente decorrentes do ciclo de vida dos produtos (BRASIL, 2010; ESTADO DE SÃO PAULO, 2014; SANTOS, 2014).

Para alguns resíduos (como agrotóxicos e suas embalagens, lâmpadas fluorescentes, óleos lubrificantes e suas embalagens, resíduos eletroeletrônicos, pilhas e baterias) foi estabelecida a necessidade da implementação da Logística Reversa. Esta é definida como o conjunto de ações, procedimentos e meios destinados a viabilizar a coleta e a restituição dos resíduos sólidos ao setor empresarial, para reaproveitamento, em seu ciclo ou em outros ciclos produtivos, ou outra destinação final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

Em alguns casos, como no de resíduos eletroeletrônicos, é necessário o acordo setorial, que é caracterizado como um ato de natureza contratual firmado entre o poder público e fabricantes, importadores, distribuidores ou comerciantes, tendo em vista a implantação da responsabilidade compartilhada e assim, a gestão do ciclo de vida do produto (BRASIL, 2010).

De acordo com levantamentos efetuados pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos, o Brasil produz cerca de 2,6 kg/ (ano.hab) de resíduos eletrônicos. Estes produtos podem conter chumbo, cádmio, arsênio, mercúrio, bifenilas policloradas (PCBs), éter difenil polibromados, entre outras substâncias perigosas (BRASIL, 2011). Enquanto o acordo setorial ainda não vigora no Brasil, a Europa já possui diretiva com meta de que a partir de 2019 a coleta de

resíduos eletroeletrônicos deverá chegar a 85% da quantidade gerada (EU, 2012; MENDES, 2017).

Outro tema de interesse dentro da mesma abordagem refere-se a tecnologias para o tratamento (biológico e/ou térmico) dos resíduos e aproveitamento do biogás advindos dos aterros para produção de energia. Informações do Plano Nacional de Resíduos Sólidos dão conta ser possível estimar a produção de energia potencial em 56 municípios no país, considerando a vazão de biogás no decênio 2010/2020. O resultado, obtido a partir dos cenários existentes, projeta uma capacidade instalada de geração, nestes municípios, de 311 MW. De acordo com o mesmo estudo este potencial de geração poderia abastecer uma população de 5,6 milhões de habitantes (BRASIL, 2011).

Um estudo realizado pela Empresa Brasileira de Pesquisas Energéticas (EPE) (2008) do Governo Federal do Brasil demonstrou que estritamente sob a ótica da produção de energia elétrica, a incineração é a alternativa que proporciona o maior potencial de geração. Considerou-se que o município de Campo Grande (MS), de aproximadamente 750 mil habitantes, possa usar um aterro com captação de biogás ou uma usina de incineração ou um sistema de biodigestão anaeróbia. No caso, a usina de incineração teria 13 MW de potência, podendo gerar um total de 100 GWh/ano ao longo de sua vida útil (100 anos, admitida a reposição dos equipamentos a cada 20 anos). A usina a gás do biodigestor geraria 26 GWh/ano, com 1/3 da duração do incinerador (admitida também a reposição dos equipamentos) e a de biogás de aterro apenas 12,3 GWh/ano durante uma vida útil ainda menor (18 anos). Deve-se ressaltar que apenas as alternativas de incineração e de digestão anaeróbica estendem a vida útil do aterro.

Contudo, a incineração praticamente exclui a alternativa da reciclagem, ou reduz bastante seus benefícios energéticos, assim como a reciclagem pode afetar bastante a produção de gás no biodigestor. Essas considerações ganham importância na medida em que a reciclagem tem potencial para produzir o maior benefício energético global. Com efeito, além de contribuir para a extensão da vida útil do aterro, a reciclagem evita a geração de energia

elétrica consumida na produção do material reciclável. Dependendo do material reciclado, a economia pode chegar a quase 29 MW médios ou 250 GWh/ano (EPE, 2008).

O estudo observou que papel e plástico são os componentes que proporcionam o maior benefício na reciclagem. Se separados para a reciclagem, reduzem o poder calorífico do RSU o que poderá inviabilizar tecnicamente a incineração, ou exigir a adição de elemento combustível. O papel é, ainda, um componente que apresenta elevada contribuição para a produção de gás no aterro sanitário. Portanto, sua separação para reciclagem afeta negativamente também a alternativa de geração de energia a partir do biogás do aterro. Mas, a geração com base no gás produzido em biodigestores, que exige a separação prévia dos elementos sólidos não degradáveis, não é afetada. Assim, a reciclagem dos resíduos é uma alternativa que se compõe muito bem com a geração de energia elétrica a partir da digestão anaeróbica dos resíduos (EPE, 2008).

Desta forma, o estudo demonstrou que se faz necessário pensar nos potenciais e benefícios do tratamento e aproveitamento energético dos resíduos, porém sempre se deve observar a hierarquia na gestão dos resíduos, aumentando o reaproveitamento dos resíduos secos recicláveis e o tratamento dos resíduos úmidos orgânicos. Destaca ainda a necessidade de se ter uma visão e gestão sistêmica e integrada dos resíduos e energia, com foco no potencial de geração de energia, mas principalmente do ponto de vista de demanda energia – que a recuperação e reciclagem dos RSU podem trazer (EPE, 2008).

### ***3.2.3 Aspectos Legais e Institucionais e Necessidade de Integração com outras Políticas Públicas***

Bem antes mesmo da aprovação e regulamentação da Lei n.12.305 de 2010 – Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), algumas leis e instrumentos legais já dispunham sobre a outorga de responsabilidades à população, à iniciativa privada e ao poder público, sempre em termos de gestão do meio ambiente.

As atribuições e responsabilidades de elaborar as políticas públicas e consequentemente planejar, regular e fiscalizar os serviços de saneamento são majoritariamente dos municípios. Por outro lado, a prestação dos serviços, inclusive de manejo de resíduos, pode ser conduzida por diversas vias e atores, como: pela própria municipalidade, através da administração pública direta ou indireta; por convênio e contrato de programa com empresa pública do estado ou consórcio público ou; por concessão dos serviços a iniciativa privada (SNIS, 2017).

Segundo dados do SNIS para o ano de 2015, com o avanço na quantidade de municípios presentes nesta publicação, confirma-se que os órgãos públicos gestores do manejo de resíduos sólidos urbanos nos municípios são, em sua esmagadora maioria, organismos da administração direta (93,7%). A estes se seguem empresas públicas (3,3%) e autarquias (2,1%) e, por último, sociedades de economia mista com administração pública (0,9%) – (SNIS, 2017).

Na região de Sorocaba-SP, cidade onde o estudo foi realizado, as principais ferramentas legais que alicerçam a destinação de recursos e norteiam as ações de gestão dos RSU, são: a Políticas Nacional de Resíduos Sólidos, o Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10), Lei Federal de Consórcios Públicos e Lei Nacional de Saneamento, bem como as leis municipais relacionadas aos temas e os planos diretores, de saneamento básico e de gestão integrada de resíduos (BRASIL, 2005; BRASIL, 2007; BRASIL, 2010; IPT, 2008; PMS, 2014).

Atualmente os responsáveis pela aplicação de recursos e elaboração de políticas públicas voltadas à gestão dos RSU no Governo Federal são: o Ministério das Cidades, por meio da Secretaria Nacional de Saneamento; o Ministério da Saúde, via Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), para os municípios com até 50 mil habitantes e; o Ministério do Meio Ambiente, que também disponibiliza editais para os Estados e Município por intermédio da Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. No Estado de São Paulo em específico, cabe a Secretaria de Meio Ambiente e a Secretaria de Saneamento e Recursos Hídricos

conduzir as políticas públicas para a gestão dos RSU (ESTADO DE SÃO PAULO, 2015; PAES, 2013).

Compete a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) o licenciamento e fiscalização das atividades de triagem, transbordo, tratamento e destinação final de resíduos e; às Secretarias de Meio Ambiente e de Saneamento e Recursos Hídricos – e seus respectivos Fundos Estaduais de Controle da Poluição (FECOP) e de Recursos Hídricos (FEHIDRO) – o financiamento das ações envolvendo todas etapas de gerenciamento dos RSU (ESTADO DE SÃO PAULO, 2015; PAES, 2013).

No município de Sorocaba, a Secretaria de Meio Ambiente é quem coordena a elaboração das políticas públicas e a Secretaria de Serviços Públicos pela sua execução (PMS, 2014). Os Comitês de Bacias, via Planos de Bacias, os Conselhos Municipais, Estaduais e Federais ligados a temática ambiental e de resíduos, também são importantes atores na condução dessas políticas, projetos e ações (PAES, 2013).

Além de políticas públicas e aspectos legais citados acima, ligados diretamente a temática de resíduos, outras políticas e diretrizes encontram relação direta com o tema, onde se pode destacar a Política Nacional de Mudança do Clima; o Programa Brasileiro de Avaliação do Ciclo de Vida; o Plano Nacional para Produção e Consumo Sustentáveis; o Plano Nacional de Energia; Política Nacional de Saúde; Política Nacional de Recursos Hídricos; entre outras políticas de desenvolvimento urbano e planejamento territorial.

O Brasil, desde o ano de 2009, conta com a Política Nacional de Mudança do Clima (PNMC) e no seu último estudo sobre as estimativas de emissões de GEE no Brasil, o Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação apresentou, para o ano de 2012, emissões de aproximadamente 1,2 bilhões de toneladas de CO<sub>2</sub>eq, distribuídos entre as atividades de energia (37%), processos industriais (7%), agropecuária (37%), florestas (15%) e resíduos (4%) (MCTI, 2014). Em estudo similar, de 2005, a fração dos resíduos era de 2% e esse aumento relativo em 7 anos foi atribuído principalmente devido ao aumento do consumo e geração de resíduos no país, combinados aos baixos índices de tratamento e reaproveitamento dos mesmos (BRASIL, 2009; MCTI, 2014).

Avançando nos temas, no ano de 2010 foi criado o Programa Brasileiro de ACV (PBACV), que conta como uma de suas principais ações a construção do Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida (SICV) e deve estar ainda alinhado a outras políticas públicas, como o Plano Nacional para Produção e Consumo Sustentáveis e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) (BRASIL CONMETRO, 2010). O Plano Nacional para Produção e Consumo Sustentáveis visa promover o crescimento econômico dissociado da degradação ambiental, usando menos recursos e gerando menos resíduos e poluição, aumentando ainda, em consonância com o plano nacional de resíduos, a reciclagem no país (BRASIL, 2014).

O Plano Nacional de Energia, se relaciona ao tema de resíduos a partir do incentivo à redução do consumo de energia por meio da demanda - como exemplificado por meio de ações de reciclagem - como também dentro da abordagem da expansão da oferta interna de energia. Neste último caso, foram destacadas as possibilidades do uso de fontes alternativas e não-convencionais, como a geração de energia a partir da biomassa e termelétricas a partir dos resíduos urbanos (EPE, 2007).

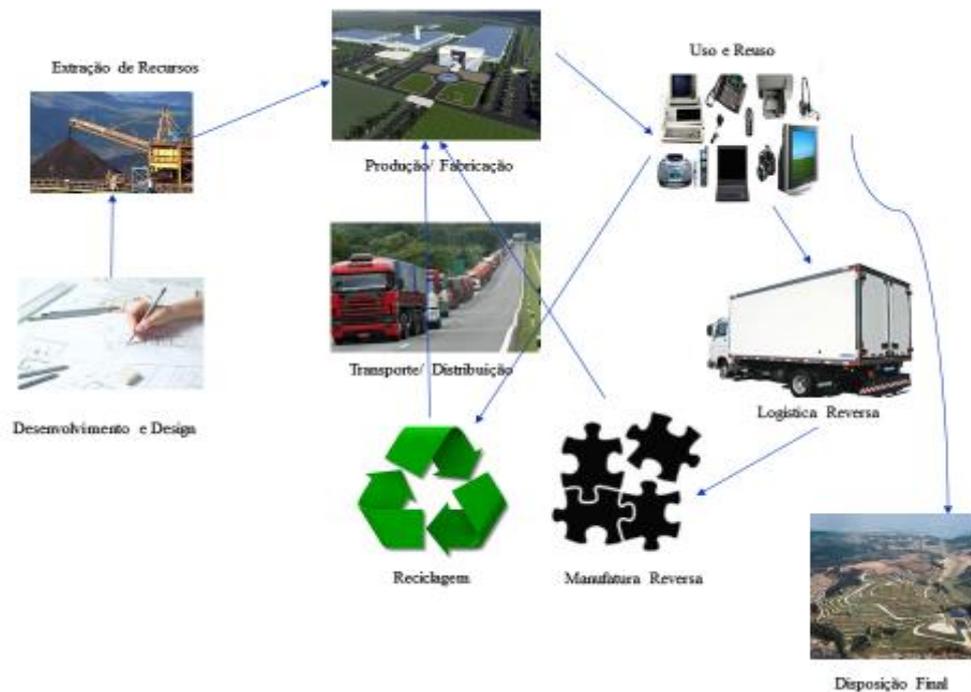
A chamada Política Nacional Saúde traz entre seus princípios e diretrizes a necessidade de integração em nível executivo das ações de saúde, meio ambiente e saneamento básico (BRASIL, 1990). A Política Nacional de Recursos Hídricos estabelece a necessidade de integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental para seu uso racional e a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo com o fim de prevenção para evitar contaminações, como as que certamente acontecem em lixões (BRASIL, 1997).

### **3.3 Avaliação do Ciclo de Vida (ACV)**

#### **3.3.1 Conceitos**

Para Sonneman (2002), o Pensamento do Ciclo de Vida ou *Life Cycle Thinking* (LCT) pode ser entendido como a consciência de que o bom desempenho de uma unidade isolada da cadeia produtiva não é suficiente para garantir que a mesma tenha sua sustentabilidade garantida; essa condição será atingida apenas se a totalidade dos elos dessa cadeia apresentarem desempenho ambiental adequado. O conceito de LCT na avaliação da sustentabilidade estimula que os estudos passem a serem feitos de forma sistêmica, abrangendo todas as atividades capazes de impactar potencialmente ao meio ambiente envolvidas no cumprimento da função de um produto (UNEP, 2011a). São, portanto, objeto dessa abordagem todas as atividades compreendidas desde a obtenção dos recursos naturais, fabricação de um determinado produto, sua utilização, reuso, reciclagem até a disposição final. Esse escopo de aplicação é denominado foco sobre o produto (bens ou serviços). A Figura 2 apresenta tais atividades de extração, produção, uso, reciclagem, disposição final e transporte e distribuição.

**Figura 2:** Visão Sistêmica das Potenciais Etapas do Ciclo de Vida de um Produto. Fonte: Autoria própria.



Como pode-se observar pela Figura 2, além das atividades de extração de recursos, manufatura, uso e disposição final, também existem as atividades e os aspectos relacionados ao transporte, que comumente existem em todos os elos da cadeia produtiva. Também observa-se na mesma Figura a possibilidade da existência das atividades de logística e manufatura reversa e reciclagem, que podem fornecer matéria prima e assim diminuir a extração de novos recursos naturais e o envio de resíduos para a disposição final. Porém, nas atividades de reciclagem também haverá fluxos de matéria e energia inerentes ao processo.

Segundo definição do UNEP (Programa das Nações Unidas para o Ambiente), a Gestão do Ciclo de Vida tem como objetivo minimizar os danos ambientais, sociais e econômicos associados a um produto (bem ou serviço) de uma organização durante todo o seu ciclo de vida e cadeia produtiva de valor (UNEP, 2007). Desta forma, como evolução dos conceitos e da aplicação da técnica e seus resultados, estudiosos vem trabalhando com o conceito de Sustentabilidade do Ciclo de Vida, que visa desenvolver estudos e indicadores

ambientais, sociais e econômicos no ambiente da ACV. Porém a UNEP (2011a) ressalta que suas aplicações ainda estão em desenvolvimento e que tais pilares devem ser analisados de forma separadas, integrando e correlacionando seus resultados quando possível.

Assim, a Avaliação de Ciclo de Vida (ACV) ambiental pode ser definida como uma técnica capaz de avaliar o desempenho ambiental de um produto ou serviço ao longo de todo o seu ciclo de vida. Tal avaliação se conduz tanto por meio da identificação de todas as interações ocorridas entre o ciclo de vida de um produto/serviço e o meio ambiente, como pela avaliação dos impactos ambientais potencialmente associados a essas interações (CURRAN, 1996, SONNEMANN *et al*, 2017).

Além de avaliar os impactos ambientais, a ACV possibilita a comparação entre diferentes produtos, matérias-primas, energias, processos e cenários. Nas análises comparativas entre produtos e processos que cumpram a mesma função é necessário que as suposições e o contexto de cada estudo sejam equivalentes, que haja transparência, e quando houver diferença nos sistemas deve-se identificar e relatar com clareza, para que os resultados sejam analisados de maneira correta (CURRAN, 2006; FERREIRA, 2004; UNEP, 2011a).

A técnica de ACV é tradicionalmente empregada para avaliar e comparar o desempenho ambiental de bens – como a geração de energia; produção de combustíveis; sacolas plásticas sintéticas, biodegradáveis e retornáveis; embalagens diversas; entre outros – mas recentemente vem ganhando espaço na avaliação do desempenho ambiental de serviços (PAES *et al.*, 2018, no prelo; SONNEMANN e MARGNI, 2015).

### **3.3.2 Usos, Aplicações e Limitações**

É possível subdividir as aplicações a que se destina uma ACV em duas grandes vertentes: 1- identificação de oportunidades de melhoria de desempenho ambiental; e 2- comparação ambiental entre produtos que cumprem funções equivalentes. Na primeira vertente, a ACV atua empreendendo a busca dos principais focos de impactos ambientais proporcionados por um determinado sistema. Ao término de sua aplicação, o praticante terá

estabelecido a contribuição do sistema em estudo para as diversas categorias de impacto ambiental. De posse desse diagnóstico, planos de ação voltados à minimização dos mesmos poderão ser estabelecidos. Na aplicação da ACV para efeito de comparação de produtos, são avaliados os aspectos ambientais – e seus impactos associados – para diferentes formas de atender a uma mesma função. Além disso, quando efetuada confrontando o desempenho ambiental de um ou mais produtos contra um padrão preestabelecido, a ACV pode servir para a elaboração de rótulos e declarações ambientais (SEO & KULAY, 2006a; SONNEMANN e MARGNI, 2015).

Com isso, é possível minimizar equívocos durante a escolha de produtos ou processos com menor impacto ambiental. Isso porque, ao se considerar todo o ciclo de vida, facilita-se a identificação a real contribuição de cada estágio de um sistema de produto, para consequentemente realizar a escolha correta levando em conta diversos fatores (FERREIRA, 2004; SONNEMANN *et al.*, 2017; UNEP, 2007).

Assim, os estudos de ACV podem apoiar políticas públicas, dar suporte a certificação de produtos, fornecer informações para tomadores de decisão, auxiliar no desenvolvimento de novos produtos, processos, tecnologias ou atividades e identificar os que causam maior impacto ambiental (CURRAN, 2006; SONNEMANN e MARGNI, 2015).

Finnveden *et al.* (2009) e Laurent *et al.* (2014a) destacaram a insuficiência e a falta de qualidade nos dados disponíveis como importantes limitações na aplicação da metodologia de ACV na gestão de resíduos sólidos urbanos. Os autores destacam ainda o fato de a metodologia ser recente e não possuir uma padronização na forma de utilização.

Para Seo e Kulay (2006a) e Laurent *et al.* (2014a), uma das principais limitações da técnica de ACV, está na coleta de dados, onde reside a indisponibilidade de fontes de informações específicas e confiáveis para a realização de estudos. Além dos dados primários que são obtidos de medições diretas no campo, um estudo de ACV se completa em muitos casos com dados secundários. Os dados secundários podem ser obtidos junto a três fontes principais de informação: bancos de dados próprios para ACV; valores de referência em

literatura específica; ou dados fornecidos por terceiros como empresas, órgãos governamentais, associações de classe, laboratórios de análise, entre outros.

Dentre as fontes mencionadas, devem merecer especial referência, os bancos de dados. Considerando-se o fato da ACV ser uma técnica recente, a elaboração de bancos de dados locais e regionais e organizados como informações comuns a diversos sistemas – caso de energia elétrica, combustíveis fósseis, aço e alumínio, celulose e papel, polímeros em geral, cimento, produtos agrícolas e outros bens de consumo – ainda é ação recente, mesmo em países em que a ACV está avançada (SONNEMANN *et al.*, 2017; SONNEMANN e MARGNI, 2015).

No Brasil, iniciativas dessa natureza começam a ser implementadas. Tendo em vista peculiaridades do país – como a predominância de energia de origem hidrelétrica, ou a supremacia do transporte de insumos e de bens pela via rodoviária – a adoção de bancos de dados internacionais pode distorcer os resultados de estudos realizados e desenvolvidos no país. Porém, a realização de trabalhos de ACV, mesmo diante das limitações descritas, é amplamente recomendável do que a omissão quanto à aplicação e o desenvolvimento da referida metodologia. A construção efetiva de bancos de dados genuinamente brasileiros faria da ACV um instrumento efetivo para a introdução da variável ambiental em processos de tomada de decisões (CONMETRO, 2010; SEO e KULAY, 2006b; SILVA *et al.*, 2002).

Ao realizar um estudo de ACV é preciso estar ciente de que, em termos práticos, será impossível considerar todos os aspectos ambientais contidos em um sistema de produto. Assim, deve-se aplicar critérios de exclusão de aspectos ambientais visando o refinamento do sistema. Critérios de exclusão de aspectos ambientais podem ser de duas naturezas: quantitativos ou de relevância ambiental. De acordo com o critério quantitativo devem ser excluídas do sistema correntes de matéria ou energia, cuja contribuição cumulativa em termos da massa ou energia total que entra, ou sai no sistema, seja inferior a alguma determinada porcentagem (EC-JRC 2010b; EKVALL, 2000; EKVALL e FINNVEDEN, 2000; EKVALL *et al.*, 2007; FINNVEDEN *et al.*, 2009; ISO 14040, 2006; LAURENT *et al.*, 2014b SEO e KULAY, 2006a).

Outra fragilidade da técnica de ACV está relacionada aos critérios de alocação das cargas ambientais. O procedimento de alocação baseia-se fundamentalmente no uso de critérios que permitam ponderar, entre os produtos gerados em um sistema antrópico, cargas ambientais decorrentes do consumo de recursos e da geração de rejeitos acumuladas até a obtenção dos bens ou serviços em estudo. Sempre que possível recomenda-se empregar critérios baseados em parâmetros físicos, a partir do qual todas as correntes que caracterizam aspectos ambientais de entrada e saída do sistema de produto serão repartidas entre os produtos dele obtidos, segundo o percentual de contribuição de cada um (EKVALL, 2000; EKVALL e FINNVEDEN, 2000; EKVALL *et al.*, 2007; FINNVEDEN *et al.*, 2009; LAURENT *et al.*, 2014b).

Para Ekvall *et al.* (2007), Laurent *et al.* (2014b) e EC-JRC (2010b) a importância de se identificar as limitações de um estudo de ACV e de buscar alternativas complementares que reduzam as influências destas sobre os resultados proporcionados pela técnica, possibilita sua melhor utilização na função de suporte à gestão de forma ampla; e por conseguinte, à gestão de resíduos sólidos urbanos.

Vale destacar, por fim, que quanto mais completo, robusto, e bem consubstanciado por premissas e hipóteses plausíveis for o modelo criado para expressar a realidade ambiental da atividade antrópica objeto de aplicação da ACV, mais preciso será o diagnóstico por ela proporcionado (EKVALL *et al.*, 2007; LAURENT *et al.* 2014b).

### **3.3.3 Aspectos Normativos e Método de condução de estudos**

Com o objetivo de diminuir as disparidades técnicas e metodológicas associadas a condução de um estudo de ACV, foi criada a série 40 da família 14000 da *International Organization for Standardization* (ISO). Tal norma ISO 14040, define princípios e estruturas fundamentais para condução do método e ferramenta de gestão ACV (ISO, 2006).

As normas ISO da série 40 são estruturadas da seguinte maneira: ISO 14040 (2006) dispõe sobre os princípios e estrutura e ISO 14044 (2006) que agrupou as normas – ISO

14041 (1998) objetivo e definição do escopo e análise de inventário; ISO 14042 (2000) sobre avaliação de impacto no ciclo de vida e a ISO 14043 (2000) que dispõe sobre a interpretação dos resultados do ciclo de vida – no mesmo documento.

Segundo Rebitzer *et al.* (2004) e EC-JRC (2010b), a estrutura e os componentes de ACV quantificam consumos e geração – materiais e energéticas – associados ao atendimento de uma função, por parte de um produto, processo ou serviço, ao longo de todo seu ciclo de vida.

Para a realização de um estudo de ACV é necessário seguir as 4 fases definidas pela norma 14.040 (ISSO, 2006): (1) Identificação do objetivo e escopo: definição da razão do estudo, abrangência e suas fronteiras; (2) Análise do Inventário: identificação das entradas e saídas; (3) Avaliação do impacto ambiental: análise, quantificação e cálculo dos impactos em cada categoria de relevância selecionada; (4) Interpretação dos resultados: conclusões e recomendações.

A identificação e definição de objetivo e escopo se inicia com a definição de maneira clara e inequívoca dos propósitos a que estes se destinam, como se fará uso de seus resultados e a quem os mesmos serão comunicados. Segue-se a isso, o estabelecimento de premissas essenciais ao desenvolvimento da ACV.

Na etapa de Definição de Escopo de uma ACV são estabelecidos elementos que permitem descrever o objeto de estudo em termos de unidade funcional, fronteiras com o ambiente e com outros sistemas, tipo e qualidade de dados, tratamento de situações de multifuncionalidade, tipos de impacto e método de avaliação de impacto e interpretação subsequente a ser usada (FINNVEDEN *et al.*, 2009). Em termos conceituais, a Unidade Funcional (UF) refere-se à quantificação da função exercida pelo objeto de estudo e o Sistema de Produto compreende o conjunto de atividades antrópicas sobre as quais a técnica de ACV será aplicada (ISO, 2006).

A compilação, tabulação e análise preliminar de todas essas interações compreende o chamado Inventário de Ciclo de Vida (ICV). A ele se segue a interpretação dos consumos e

geração relacionados na etapa de ICV em termos de problemas ambientais contemporâneos. A esta ação dá-se o nome de Avaliação de Impactos Ambientais no Ciclo de Vida (AICV).

A Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV) verifica a significância de efeitos potenciais sobre o entorno e a saúde humana, gerados em decorrência de consumos e emissões proporcionados por um sistema de produto (ISO, 2006). A AICV deve incluir elementos como: Classificação: correlacionamento de dados do ICV com as categorias de impacto que tenham sido selecionados para o estudo e; Caracterização: quantificação dos efeitos desses consumos e gerações para cada categoria de impacto. Dessa ação decorre o Perfil de Impactos Ambientais do objeto de estudo; e, Normalização: que trata de agregar os resultados do perfil de impactos com vistas a gerar um indicador único de desempenho. O método de normalização avalia as contribuições de cada categoria do método de caracterização para os impactos totais e expressa a magnitude das pontuações desses impactos numa escala que é comum a todas as categorias de impacto selecionadas em uma base comum ('Points'), que serve apenas como referência análise de desempenho, já que não apresenta significado físico definido (EC-JRC, 2010a; HAUSCHILD, JESWIET, ALTING, 2005; MENDES, BUENO E OMETTO, 2013).

A aplicação da técnica se completa com a aferição das premissas e condicionantes estabelecidas para o desenvolvimento do estudo, em confrontação com aspectos normativos e principalmente, com os resultados dele decorrentes. Esta etapa de aplicação da técnica de ACV se denomina Interpretação.

Os estudos de ACV podem possuir abrangência variável, muito embora abordagens com enfoques diferentes de “berço ao túmulo” não seja, consenso junto à comunidade científica. Segundo Curran (2006) estudos que consideram apenas algumas etapas, podem ser descritos conforme apresentado abaixo:

- Estudos Berço-Túmulo (*cradle-to-grave*): consideram todas as etapas desde a extração da matéria-prima até a disposição final;
- Estudos Berço-Portão (*cradle-to-gate*): consideram as etapas iniciais, extração da matéria-prima e manufatura do produto;

- Estudos Portão-Portão (*gate-to-gate*): consideram o processo de produção;
- Estudos Portão-Túmulo (*gate-to-grave*): consideram as etapas relacionadas ao uso e a disposição final.

Dessa forma, a ACV permite identificar com transparência os impactos ambientais de cada estágio do ciclo de vida, assim como em todo o ciclo.

Como descrito no item 3.2.3 – Políticas públicas, Aspectos Legais e Institucionais para os RSU e Necessidade de Integração com outras Políticas Públicas –, no ano de 2010 foi instituído o Programa Brasileiro de ACV (PBACV), que tem dentre seus objetivos: Estruturar o Sistema de Banco de Dados do Inventário Brasileiro do Ciclo de Vida (SICV) e elaborar os inventários base do setor produtivo brasileiro; Disponibilizar e disseminar metodologia para elaboração de inventários; Apoiar o desenvolvimento de massa crítica em ACV; Fomentar e apoiar mecanismos de disseminação de informações sobre “pensar o ciclo de vida”; entre outros.

Em 2016, foi lançado pelo Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia (IBICT) o *Guia Qualidata - Requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida*, que visa, com base nas normas internacionais do *International Reference Life Cycle Data System (ILCD)* (2010a e 2010b), auxiliar os elaboradores de inventários do ciclo de vida a considerarem aspectos fundamentais para que os mesmos possam ser compartilhados com o SICV Brasil. Tais orientações também foram consideradas para a condução desse trabalho.

### 3.3.4 ACV e RSU

A ACV auxilia no gerenciamento de resíduos sólidos, pois pode fornecer informações essenciais para a gestão integrada, inclusive sobre a destinação final, sendo que esta compõe uma etapa relevante em estudos de ACV. Tal ferramenta de gestão pode ser empregada para comparar as tecnologias utilizadas nas etapas de gerenciamento de resíduos, como modelos de transporte, triagem, tratamento e destinação e disposição final, assim como para a rotulagem ambiental (LAURENT *et al.*, 2014a; PAES *et al.*, 2014).

Os cenários de destinação final devem ser modelados a fim de refletir o mais fielmente possível a situação real que será avaliada, sendo também necessário obter dados relacionados ao tipo de coleta, tratamento e disposição final dos resíduos na região estudada e à distância percorrida entre os caminhões de coleta (BJÖRKLUND e FINNVEDEN, 2005; CHAYA e GREEWALA, 2007; EKVALL, 1999; LAURENT *et al.*, 2014b; LAZAREVIC *et al.*, 2012; MCDUGAL *et al.*, 2001; PAES *et al.*, 2014).

Segundo esses autores, para realizar a ACV de cenários de destinação e disposição final de resíduos, alguns aspectos devem ser levados em consideração e alguns dados devem ser levantados, tais como:

- em caso de encaminhamento para aterro sanitário, quantificar as emissões para água e ar ocasionadas na biodegradação da matéria orgânica, quantificar a massa e o volume de resíduo enviado para o aterro, e avaliar as condições de funcionamento do aterro sanitário (se há queima de gás, cogeração de energia, consumos de água, diesel e energia elétrica, além do tipo de tratamento de efluentes);

- em caso de encaminhamento para incineração, quantificar a massa e o volume de resíduo enviado, estimar ou coletar dados das emissões atmosféricas, avaliar o sistema de tratamento das emissões que é utilizado - se ocorre aproveitamento energético e como são depositadas as cinzas resultantes da queima -, além dos consumos de água, diesel e energia elétrica e da cogeração de energia e recuperação de materiais;

-em caso de encaminhamento para o tratamento biológico (TMB ou compostagem), quantificar a massa e o volume de resíduo tratado, as emissões atmosféricas, a geração de efluentes e rejeitos, o potencial de cogeração de energia (no caso do TMB) e produção de composto, além dos consumos de água, diesel e energia elétrica.

Contudo, estudos de ACV de SGRSU podem produzir resultados divergentes e até mesmo conflitantes, principalmente devido à critérios relacionados às cargas evitadas da cogeração de energia e recuperação de materiais (EKVALL, 2000; EKVALL e FINNVEDEN, 2000; HEIJUNGS e GUINEE, 2007; LAURENT *et al.*, 2014; WINKLER e BILITEWSKI, 2007). Estes autores destacam que os resultados de uma ACV que realizem cenários, dependem de escolhas metodológicas e suposições, e como o futuro é desconhecido, é necessário introduzir muitos pressupostos no exercício da modelagem dos RSU, como tecnologias futuras, níveis de consumo, crescimento populacional e assim por diante. Os autores ressaltam ainda que não se deve negar este elemento especulativo da ACV, que introduz um aspecto importante "do que vai acontecer"; porém, ao invés disso, na tentativa de diminuir o raciocínio especulativo futuro, Heijungs e Guinee (2007) avaliam que o exercício da modelagem pode ser melhor descrito e compreendido como um aspecto "do que teria acontecido", ao invés "do que vai acontecer".

Para tratar do assunto, Laurent *et al.* (2014a) realizou uma revisão crítica de 222 estudos de ACV ligados a temática dos resíduos. Foram analisadas, primeiro, as distribuições geográficas dos mesmos e descobriu-se que grande parte dos estudos publicados foram concentrados na Europa com pouca realização e aplicação nos países em desenvolvimento. Em termos de cobertura tecnológica, têm-se, em grande parte dos estudos, ignorado a aplicação da ACV para as atividades de prevenção e redução, assim como a separação dos resíduos na fonte.

Desta forma, profissionais de gestão de resíduos são, portanto, encorajados a abreviar essas lacunas em futuros trabalhos e aplicações da ACV. O estudo recomendou, também, às partes interessadas na gestão de resíduos sólidos a considerar ACV como uma ferramenta de gestão e apoio a tomadas de decisões, por sua capacidade de captar as condições específicas

locais na avaliação de impactos ambientais, permitindo identificar problemas críticos e propor opções de melhoria ao SGRSU (LAURENT *et al.*, 2014a).

Para Brogaard (2013) e Laurent *et al.* (2014a e 2014b), além de todas essas questões, a avaliação do ciclo de vida (ACV) de um SGRSU depende de muitas características internas. Por exemplo, os sistemas de controle de poluição e eficiências de recuperação de resíduos, e outros aspectos inerentes e ligados ao sistema de gestão de resíduos, como bens de capital e sistemas de cogeração de energia e beneficiamento/ recuperação de materiais, devem ser analisados e potencialmente considerados nos estudos.

No passado, os bens de capital eram muitas vezes ignorados por conta da falta de dados, além de suposições que os mesmos teriam menor impacto ambiental com relação aos impactos do sistema de gestão de resíduos em si. No entanto, negligenciá-los pode conduzir a uma avaliação inadequada dos impactos ambientais de todo um sistema de gestão de resíduos. Alguns bens de capital, como os inerentes a etapa de coleta e transporte, são partes importantes dos sistemas de gestão de resíduos e seus bens de capital associados também devem ser quantificados em termos de silos e recipientes para o armazenamento dos combustíveis, assim como os caminhões (LAURENT *et al.*, 2014a).

Outra externalidade técnica importante reside nos (sub)produtos secundários possíveis de serem gerados pelos sistemas e que poderão substituir alguns produtos primários. Para isso a escolha das informações pode ser crucial, pois são necessários dados para os processos de gestão de resíduos e para os sistemas de produção de energia e/ou de recuperação de resíduos e matéria prima (BROGAARD, 2013; LAURENT *et al.*, 2014a e 2014b). Para esses autores, bancos de dados externos estão disponíveis para modelar os sistemas contendo informações dos processos de produção dos materiais, contudo a qualidade dos mesmos varia muito e assim sugere-se, sempre que possível, fazer o uso de dados locais.

Para Mcdougall, *et al.* (2001), a utilização da ACV para modelagem da Gestão Integrada de Resíduos pode ser dividida em duas áreas: 1- estruturação do modelo de gestão (que irá determinar a forma como o modelo irá funcionar) e; 2- aquisição de dados para inserção nos modelos. Assim, a técnica de modelagem e / ou avaliação utilizada, deve ser,

essencialmente, um Inventário de Ciclo de Vida do Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos, para sequencialmente realizar-se a avaliação dos impactos e desempenho ambiental.

Com informações referentes ao sistema de gestão dos resíduos de um município e utilizando as técnicas da ACV é possível conhecer o perfil do sistema de gestão e simular diferentes cenários de destinação de resíduos. Esses resultados podem colaborar para justificar investimentos, identificar formas menos impactantes de tratamento para os diferentes tipos de resíduos e contabilizar os ganhos quando se escolhe maneiras alternativas de gestão. Sendo assim, com a caracterização dos resíduos sólidos e das formas de gestão, através da ACV é possível planejar, simular e analisar cenários com diferentes tipos de destinação final, fornecendo importantes informações que orientem a tomada de decisões do poder público e do setor privado (BJÖRKLUND e FINNVEDEN, 2005; LAURENT *et al.*, 2014b; LAZAREVIC *et al.*, 2012; MCDUGAL *et al.* 2001; PAES *et al.* 2014).

Mantovani, Mancini e Nogueira (2013), analisaram 14 trabalhos (sendo 9 de abrangência internacional e 5 nacional) publicados entre os anos de 1998 e 2012, os quais utilizaram a ACV como ferramenta de gestão de resíduos e tomadas de decisões. Foram selecionados artigos publicados em revistas científicas, uma dissertação de mestrado e artigos publicados em congresso brasileiro específico da área de avaliação do ciclo de vida e/ou saneamento ambiental. A revisão incluiu apenas dois estudos de ACV de materiais individuais, sendo que os demais trabalhos consideraram a realidade dos resíduos gerados em um município, incluindo os itens que são mais comuns nos resíduos sólidos urbanos.

Observou-se que a maioria dos estudos analisou e comparou as formas de tratamento incineração e reciclagem e a disposição final em aterros. Segundo Mantovani, Mancini e Nogueira (2013) os estudos tiveram como dados de entrada a caracterização de toda a corrente de resíduos sólidos urbanos. Porém, Merrield *et al.* (2012) considerou apenas a porção seca dos resíduos, Finnveden e Ekvall (1998) apenas as embalagens de papel e Wittmaier *et al.* (2009) considerou além dos resíduos domésticos, os comerciais e de construção civil. A maioria dos estudos incluiu entre os limites do sistema em questão: a coleta, o transporte, o tratamento, e a disposição dos resíduos, e contabilizou o consumo de

energia e a geração de subprodutos. Hong *et al.* (2010), justificaram a exclusão do transporte pelo fato de ser comum em todos os cenários analisados. Por outro lado, Finnveden *et al.* (2005) observaram que o transporte pode ser uma atividade desfavorável para a incineração, uma vez que longas distâncias de transportes dos resíduos até o incinerador deixaram a disposição em aterro mais vantajosa.

Com relação a Unidade Funcional, 9 dos 14 estudos utilizaram 1 tonelada de resíduos sólidos, enquanto as demais utilizaram os fluxos dos resíduos (toneladas) por determinado período (dia ou ano) (MANTOVANI, MANCINI e NOGUEIRA, 2013). Laurent *et al.* (2014), que revisaram 222 estudos, destacaram que aproximadamente 55% das publicações utilizaram a unidade funcional de 1 tonelada, enquanto as demais fizeram o uso também dos fluxos de resíduos (geralmente toneladas) por determinados períodos (*e.g.* dia, mês, ano). Ressaltam ainda que os cálculos e as modelagens da ACV devem considerar o caráter quantitativo das toneladas geradas e/ou enviadas para determinada unidade de tratamento, além do aspecto temporal, para assim garantir maior confiabilidade nos estudos, devido variações como a geração dos resíduos, clima, fatores comportamentais, entre outros. Destacam também que, paralelamente à modelagem, é possível apresentar os dados e resultados por tonelada de resíduo, por fluxos gerados e/ou enviados às unidades de tratamento e/ou por determinados períodos (dia, mês, ano), dependendo isto principalmente do objetivo final a que o estudo está se propondo, onde comparar regiões diferentes pode ser melhor 1 tonelada, enquanto que para elaborar um ICV e AICV dados dos fluxos e para realização de cenários determinados períodos de tempo (LAURENT *et al.*, 2014).

Ainda, a metade dos estudos utilizou predominantemente dados secundários, ou seja, dados já publicados na literatura (MANTOVANI, MANCINI e NOGUEIRA, 2013). Com relação às categorias de impactos ambientais, observa-se que somente dois estudos não consideraram a categoria de impacto, Mudanças Climáticas. Consumo de Energia foi a segunda categoria mais considerada nos estudos, junto com Acidificação. Depleção da Camada de Ozônio, Impactos Toxicológicos e Eutrofização também foram categorias consideradas em 6, 6 e 5 estudos, respectivamente. As demais categorias de impacto

apareceram em menor quantidade nos estudos provavelmente devido à indisponibilidade de dados confiáveis, bem como à maior incerteza dos métodos para a modelagem de tais categorias, como no caso da Toxicidade, e de Impactos sobre a Biodiversidade (MANTOVANI, MANCINI E NOGUEIRA, 2013).

Como novidades junto à comunidade científica internacional, estudos vêm demonstrando ainda que a adoção de práticas de prevenção pode trazer benefícios (ambientais e econômicos) para todas as atividades do SGRSU, por meio, por exemplo, da não geração de papéis de impressão, de embalagens e sacolas plásticas, substituição de embalagens de produtos descartáveis por embalagens de vidros reutilizáveis, além da compostagem dos resíduos de alimentos e jardim no próprio local de geração (*e.g.* CLEARY, 2010; CLEARY, 2014; DIAZ e WARITH, 2006; NESSI, 2013; SORA, 2011). Porém, esses autores destacam também, como fundamental, a necessidade de avanços em análises sobre os impactos ambientais no desenvolvimento, fabricação, uso e também no reuso dos produtos (e suas funções) que irão, de alguma maneira, substituir os insumos descartáveis.

#### ***3.3.4.1 Expansão de Fronteiras, Multifuncionalidade e Substituição de Cargas Ambientais aplicado aos SGRSU***

Os Manuais do ILCD recomenda o uso da expansão do sistema e da substituição de cargas ambientais, onde processos de outros sistemas podem ser afetados, e assim deve-se realizar a modelagem usando dados médios dos processos marginais ao longo prazo (EC, 2010a, 2010b e 2010c). No uso da expansão de fronteiras do sistema, os dados utilizados devem ser bem definidos e apresentados, o que muitas vezes pode parecer arbitrário, porém necessário (EC, 2010a, 2010b e 2010c; LAURENT *et al.*, 2014b).

São denominados processos multifuncionais aqueles a partir dos quais são gerados dois ou mais fluxos funcionais; ou seja, correntes de matéria ou energia passíveis de serem aproveitadas no sistema de origem, ou em outros sistemas de produto (GUINÉE *et al.* 2002; JUNG *et al.* 2013).

Segundo Nogueira (2012) há duas formas de abordagem na alocação de cargas ambientais quando há reciclagem ou reuso de materiais e resíduos: uma baseada na expansão do sistema e substituição de cargas ambientais, que compara o cenário com e sem a reciclagem através da contabilização e subtração das cargas ambientais que são evitadas quando há a reinserção do produto no sistema, e; outra que considera que o produto irá atender outra função, logo, as cargas ambientais do processo de produção de um produto e da reciclagem são atribuídas ao novo ciclo de vida.

Laurent *et al.* (2014b) destaca que para abordar processos multifuncionais aplicados a gestão de resíduos, a expansão do sistema e o método de substituição foi aplicada em grande escala (cerca de 75%), enquanto a alocação foi usada exclusivamente em 4% dos estudos de ACV revisados.

Os diferentes procedimentos de alocação, como exemplificado acima, podem levar a resultados diferentes e ainda não foi alcançado nenhum consenso internacional sobre qual aplicar, ficando sugerido o uso, quando possível, do método de substituição e expansão de fronteiras, evitando a alocação de cargas ambientais (por exemplo, FINNVEDEN *et al.*, 2009; LAURENT *et al.* 2014b). A "hierarquia ISO" recomenda priorizar primeiro a subdivisão de processos e, em seguida, a expansão do sistema e os métodos de substituição, e que o uso da alocação, deve ser usado como último recurso (ISO, 2006). Esta priorização também é apoiada pelas diretrizes do Manual ILCD, que, adicionalmente, o vincula aos objetivos do estudo (EC, 2010a).

Para realizar a expansão do sistema e a substituição de cargas ambientais para, por exemplo, a recuperação de materiais, os processos de produção primárias são frequentemente considerados a escolha mais apropriada (veja, por exemplo, FINNVEDEN *et al.*, 2009 e; LAURENT *et al.*, 2014a e 2014b). No entanto, estudos costumavam não abordar de maneira clara a seleção entre dados marginais ou médios de longo prazo, onde acredita-se que essa falta de transparência decorra das dificuldades em identificar a abordagem apropriada e argumentar sobre os tipos de materiais a serem substituídos (por exemplo, FINNVEDEN *et al.*, 2009). Os profissionais de ACV são fortemente aconselhados a abranger esta lacuna em

seus estudos (LAURENT *et al.*, 2014b). A maioria dos estudos revisados assume um índice de substituição definido de 1: 1 e uma qualidade semelhante ao produto substituído (LAURENT *et al.*, 2014b)

No que diz respeito ao crédito de energia, os estudos utilizaram dados de geração e distribuição, como cargas evitadas no método de substituição, para o fornecimento de eletricidade e/ou calor ao sistema, por exemplo, por meio do TMB e da incineração (LAURENT *et al.*, 2014b).

### **3.3.5 Custeio do Ciclo de Vida (CCV)**

O uso do conceito do Custeio do Ciclo de Vida (CCV) é anterior à ACV Ambiental, onde alguns fundamentos e abordagens metodológicas do pensamento do ciclo de vida, aplicado à custos operacionais e de investimento, podem ser atribuídos às suas raízes de desenvolvimento na engenharia de sistemas (BLANCHARD, 1978). Houve uma integração considerada ainda limitada desses dois métodos de ACV, embora o valor do CCV, para avaliações de sustentabilidade, venha sendo reconhecido e utilizado (HUNKELER *et al.*, 2008; IRALDO *et al.*, 2017; KLÖPPFER 2008; NORRIS 2001; SWARR *et al.*, 2011).

Com o objetivo de desenvolver critérios sobre o tema, sugere-se que cálculo do CCV seja aplicado em paralelo à ACV ambiental e pode ser definido ainda como: uma avaliação de todos os custos associados ao ciclo de vida de um produto, que são suportados diretamente por um determinado ator, com inclusão complementar das externalidades que se prevê, que possam ser internalizadas no futuro e que se demonstram relevantes para a tomada de decisão (HUNKELER *et al.*, 2008; UNEP, 2011a).

A técnica de CCV pode ter três abordagens e limites para a aplicação e análise, sendo que a primeira, também conhecida como CCV-Financeira, foca nos custos e investimentos operacionais do sistema em análise dentro do seu escopo do ciclo de vida; a segunda, chamada de CCV-Ambiental, foca as externalidades ambientais do sistema, como consumos e emissões mensuráveis e; a terceira, que pode ser chamada de CCV- Financeira e Ambiental,

agrega os dois estudos econômicos (custos operacionais e de externalidades) num indicador conhecido como Resultado Econômico de Bem-estar e/ou Custo Total para a Sociedade (HUNKELER *et al.*, 2008; REICH, 2005; UNEP, 2011a).

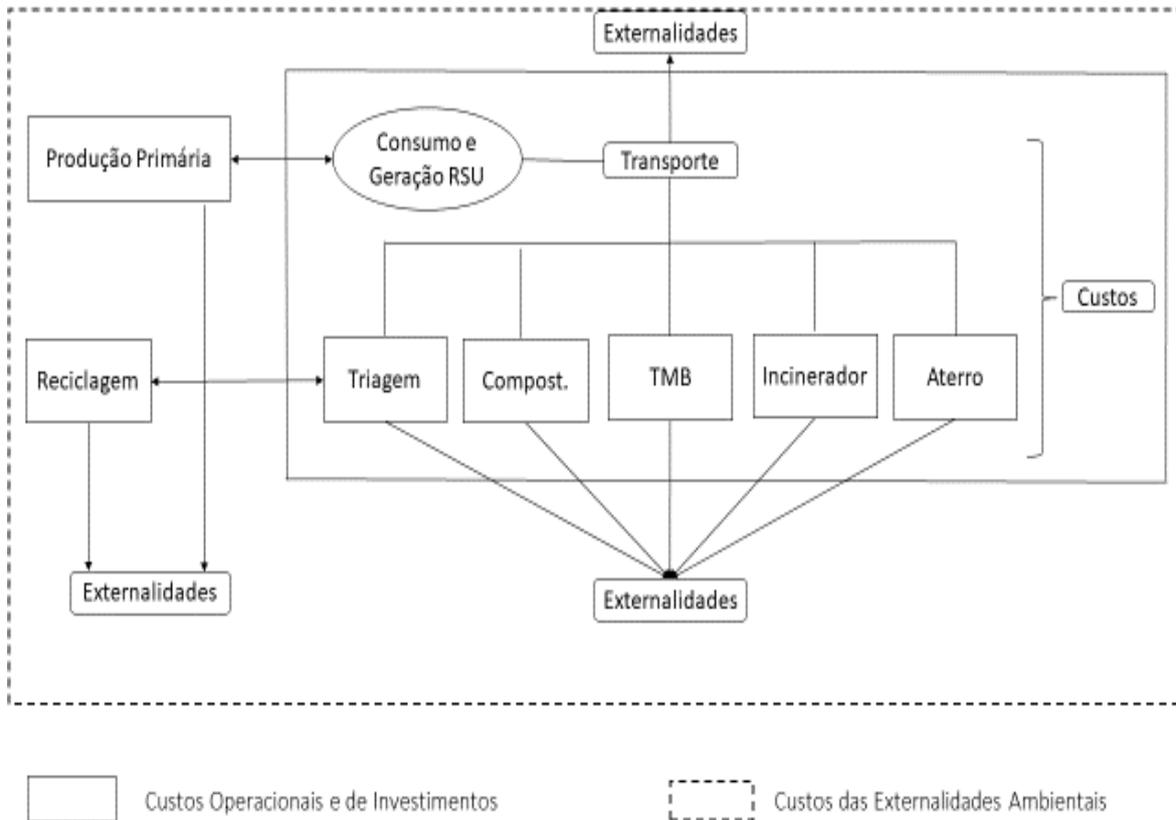
O CCV usa limites de sistema e unidades funcionais equivalentes aos da ACV, porém as duas análises são vistas como complementares. Todos os custos operacionais e de investimentos são incluídos, inclusive os custos ambientais que alguns casos já podem estar internalizados ou aqueles que devem ser internalizados dentro de uma perspectiva relevante para a decisão. Assim, custos que antes eram externalidades, em tese, são agora internalizados em unidades monetárias, porém há de se ter muita cautela para não haver dupla contagem de externalidades ou impactos ambientais que agora serão ou já são custos para o sistema (IRALDO *et al.*, 2017; UNEP, 2011a).

Indicadores de pontuação única não devem ser empregados e os resultados finais são melhor apresentados por meio dos Custos do Ciclo de Vida, relacionados com os Impactos Ambientais do Ciclo de Vida, mas não agregados em valores ou indicadores únicos (HUNKELER *et al.*, 2008; IRALDO *et al.*, 2017).

MARASSUTTO *et al.* (2011) realizou um estudo do estado da arte da literatura a respeito do assunto AICV, CCV e gestão de resíduos, e apesar das conquistas importantes, alguns estudos não apresentaram custos das externalidades e poucos consideraram a prevenção e as atividades de transporte, onde a grande maioria buscou comparar as opções de gerenciamento de resíduos por meio da reciclagem, incineração e disposição em aterro.

Estudos de CCV aplicados a gestão dos resíduos utilizaram comumente dados de custos operacionais - como consumos de água, energia e diesel, geração de rejeitos e efluentes/ chorume, além dos custos da infraestrutura das máquinas e instalações – e em alguns casos dados dos custos ambientais de externalidades, relacionados principalmente às emissões atmosféricas de CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, NO<sub>x</sub> e SO<sub>2</sub> (MARASSUTTO *et al.*, 2011; MARTINEZ-SANCHEZ, *et al.*, 2016; PETIT-BOIX *et al.*, 2017; REICH, 2005). A seguir é apresentado na Figura 3 um escopo de uma estrutura conceitual de como pode ser trabalhado o CCV- Financeira e Ambiental aplicado aos SGRSU.

**Figura 3:** Estrutura conceitual do CCV- Financeira e Ambiental aplicado aos SGRSU:  
Adaptado de REICH, 2005; HUNKELER *et al.*, 2008.



Observa-se por meio do escopo apresentado pela figura, que busca-se estabelecer uma relação dos custos e investimentos das atividades dos SGRSU – como os transportes, triagem, tratamento e disposição final – com as externalidades do próprio SGRSU, além das externalidades que as eficiências da gestão dos resíduos podem causar a outros sistemas, como a reciclagem e a produção primária de matéria prima.

Marassutto *et al.* (2011) considerou e sugere para estudos futuros, que se englobem todos os aspectos econômicos de custos da gestão dos RSU (como R\$/ coleta; R\$/ tratamento) e as externalidades geradas pelo sistema (como emissões de GEE/CO<sub>2</sub>eq e os consumos de água e energia).

Para alguns autores, como Daly e Farley (2003), Motta (2006), Moura (2006), Romeiro *et al.* (2001) Sinisgalli (2005) e Souza (2008), a economia ambiental e/ou ecológica tem como principal foco da sua abordagem, a avaliação e mensuração das externalidades ambientais geradas pelos sistemas antrópicos, que não são contabilizadas como custos dentro de um determinado produto ou serviço. Estas externalidades deveriam ser quantificadas em termos de interações entre determinadas atividades com o ecossistema e estes fluxos de causa-efeito devem considerar as emissões e os consumos de recursos e como estes aspectos impactam o meio ambiente e saúde humana. A partir disso, então, é possível que tais impactos sejam convertidos em custos e benefícios, por meio da valoração de bens ambientais.

Os autores ressaltam ainda, complementarmente a estes aspectos, que as melhores alternativas devem ser analisadas, do ponto de vista econômico, após a mensuração, avaliação e internalização de tais custos ambientais. Destacam também que a economia ecológica busca complementar a economia ambiental, com a visão de que a economia é parte de um ecossistema global fechado, e não o inverso - de que a economia seria o todo e a natureza apenas uma parte dela - e que assim faz-se necessário regular, estabelecer limites e uma escala ótima de produção, que levaria a uma escala ótima de utilização de recursos naturais, com base nos limites da capacidade de suporte (de prover recursos e receber rejeitos) dos ecossistemas (DALY e FARLEY, 2003, MOTTA, 2006; MOURA, 2006; ROMEIRO *et al.*, 2001; SINISGALLI, 2005 e; SOUZA, 2008).

## 4 METODOLOGIA

O método adotado para atender aos objetivos deste estudo compreendeu as seguintes etapas: (i) caracterização do SGRSU em operação na cidade de Sorocaba.SP.Brasil; (ii) elaboração de um modelo consistente e representativo de suas atividades em termos de interações com o meio ambiente para construção do inventário do SGRSU e avaliação de impactos; (iii) proposição de cenários com tecnologias ainda não empregadas no Brasil para o tratamento dos RSU, baseados nos dados coletados na cidade de Barcelona (Espanha), além de cenários com base nos métodos de expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais, através da versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos sólidos (PLNRS); (iv) estabelecimento do perfil de impactos ambientais e análise do desempenho dos cenários estabelecidos; (v) integração dos resultados de entradas e saídas dos cenários, com aspectos da economia (custeio do ciclo de vida), como custos operacionais/ de investimento, além da seleção de custos ambientais/ de externalidade relacionados ao SGRSU e suas eficiências, para o desenvolvimento e avaliação do indicador econômico de custos totais à sociedade; (vi) análise crítica dos resultados obtidos com vistas a fornecer subsídios para elaboração de políticas públicas e gestão de RSU.

A especificação do SGRSU de Sorocaba ocorreu a partir de um levantamento detalhado de seu funcionamento e dos recursos físicos que o constituem. Esta verificação foi realizada com dados atuais sobre a geração e composição dos resíduos da cidade e a forma como são operacionalizadas as etapas de coleta, transporte, triagem e disposição final desses materiais. Tais elementos foram obtidos via revisão de documentos, participação em audiências públicas e reuniões com o comitê elaborador do Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos (PMGIRS).

Essas informações deram suporte para a elaboração de um modelo que fosse capaz de representar as etapas do sistema em termos de consumo e emissões de matéria e energia com graus de significância e precisão adequados ao propósito do estudo. Sua concepção baseou-se na estrutura conceitual da ACV (item 3.3). Além da quantificação das cargas ambientais

geradas em decorrência da operação do sistema, o estudo investigou também a magnitude dos impactos potenciais dessas interações com o ambiente.

O diagnóstico proporcionado pela aplicação da ACV foi analisado com o intuito de indicar pontos de vulnerabilidade em termos de desempenho ambiental do SGRSU que estava em operação no ano de 2014. Esses focos remetem a etapas, operações e procedimentos que demonstrem níveis expressivos de contribuição para certa categoria de impacto, ou que aportem para efeitos ambientais diversos. Os passos seguintes à identificação desses elementos, consistiram na busca, seleção, avaliação e dimensionamento de intervenções e estratégias capazes de reduzir, minimizar, ou até mesmo, eliminar tais desdobramentos negativos.

Assim, a partir deste diagnóstico e apontamentos de diretrizes de melhorias do sistema, buscou-se alternativas de gestão na abrangência mundial que pudessem ser estudadas e replicadas para a realização de cenários hipotéticos no Brasil, especificamente no município de Sorocaba. Desta forma, o município de Barcelona (Espanha) foi visitado com o objetivo de conhecer suas tecnologias de tratamento de RSU, além da realização da coleta de dados e informações inerentes ao sistema lá empregado. Tais informações foram obtidas por meio de trabalhos de campo, dados oficiais (AMB, 2013; TERSA, 2014) e publicações científicas das tecnologias estudadas (*i.e.* COLÓN *et al.*, 2012).

Desta forma, os cenários foram elaborados com base no inventário do atual SGRSU – composto pelas atividades de transporte, triagem, reciclagem e disposição final –, dados do município de Barcelona – com as práticas de compostagem, TMB e incineração – e também com o uso dos métodos de Expansão de Fronteiras e Substituição das Cargas Ambientais. Assim, além das atividades que compõem o gerenciamento dos RSU, neste momento passou-se a considerar também os consumos de água e energia e as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) dos processos de produção primária e reciclagem, dentro do sistema em estudo.

Com base então nos cenários e resultados dos inventários e da ACV ambiental, o trabalho utilizou dados de custos operacionais e de investimento ligados aos SGRSU (PMS, 2014; BNDES, 2014), além de custos de externalidades ambientais – dos aspectos ambientais

relativos ao consumo de energia e água e emissões de GEE, expressos em CO<sub>2</sub>eq (IPEA, 2010; EEA, 2016) –, para se chegar aos custos totais à sociedade, por meio dos conceitos e definições do Custeio do Ciclo de Vida.

Por fim, a partir disso, estabeleceu-se uma relação de investimentos e custos dos cenários do SGRSU, com a redução de impactos ambientais e mitigação dos custos e externalidades ambientais desses sistemas.

## 5 PANORAMA DO MUNICÍPIO DE SOROCABA

Sorocaba é um município localizado no interior do estado de São Paulo ( $23^{\circ} 30' 07'' S$ ,  $47^{\circ} 27' 28'' O$ ), de 456 km<sup>2</sup> de área, aproximadamente 600 mil habitantes, economia baseada na produção industrial e Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0.798 (IBGE, 2010).

A cidade gerou e gerenciou, em média, 505,5 t/d de RSU em 2014. De acordo com o SGRSU, a captação desses materiais pode ocorrer tanto na forma de coleta comum, como de coleta seletiva (PMS, 2014a). A coleta comum ocorre de porta em porta, com frequências distintas entre a região central (seis dias/semana), e os outros bairros (três dias/semana) do município. Nesse caso, RSU são recolhidos junto às fontes geradoras e encaminhados diretamente para disposição final em aterro sanitário sem sofrer qualquer separação. A coleta comum conta com 25 caminhões do tipo coletor-compactadores com capacidade de carga máxima de 15 m<sup>3</sup> (ou 7.0 t). A distância média individual percorrida pelos veículos é de 160 km/dia.

Na coleta seletiva parte dos RSU é encaminhada para reciclagem, após sofrer segregação em centros de triagem (PMS, 2014a). No caso particular de Sorocaba tal ação ocorre, porém, em apenas de 15% das residências. O material é retirado por cooperativas com periodicidade semanal, com auxílio de 12 caminhões com 4.0 t de capacidade. O trajeto médio diário de cada veículo é 36 km.

A triagem dos resíduos é feita por duas cooperativas que dispõem de equipamentos (balanças, prensas, elevadores de fardo e bancadas para segregação instaladas) instalados em cinco galpões. Em 2014 essas unidades transformaram 17 t/d de RSU em resíduos passíveis de comercialização.

RSU não reaproveitados e demais rejeitos gerados em Sorocaba são dispostos em aterro sanitário, mais especificamente na Central de Gerenciamento Ambiental (CGA), localizada no município de Iperó, que possui 617 000 m<sup>2</sup> de área, com capacidade para receber 1000 t/d de material e taxa de acumulação de 9 000 000 m<sup>3</sup> de despejos industriais e domésticos durante sua vida útil (20 anos). O empreendimento, situado a 14 km do centro de

Sorocaba, conta com impermeabilização de fundo e sistemas para drenagens de líquidos (água de chuva e percolado) e de gases (gerados da decomposição de material orgânico), os quais são lançados na atmosfera sem tratamento (PMS, 2014a).

A Tabela 3 traz dados médios diários da quantidade de rejeitos, resíduos orgânicos e de recicláveis gerados no município. Os totais de resíduos reaproveitáveis, e daqueles encaminhados ao aterro sanitário devido a pequena abrangência da coleta seletiva ou de iniciativas que incentivem o reaproveitamento, foram determinados a partir da caracterização gravimétrica dos despejos do município (PMS, 2014a).

**Tabela 3:** Caracterização e a maneira de coleta, tratamento e disposição final dos RSU em Sorocaba.SP.

<b>Resíduos</b>	<b>Quantidade (t/d)</b>	<b>Coleta</b>	<b>Ação</b>	<b>Destinação</b>
Recicláveis	181	CSA	Aterramento	CGA Iperó
	17	Cooperativas	Separação e Comercialização	Reciclagem
Orgânicos	234	CSA	Aterramento	CGA Iperó
Rejeitos	73	CSA	Aterramento	CGA Iperó
<b>Total</b>	<b>505,5</b>			

Fonte: Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMS, 2014a), adaptado pelo próprio autor. Observação: A sigla CSA refere-se ao Consórcio Sorocaba Ambiental, grupo de empresas responsável pela coleta e transporte dos RSU no município de Sorocaba (SP).

Os dados da Tabela 3 descrevem três tipologias possíveis para RSU gerados em Sorocaba: a) Recicláveis: resíduos à base de plástico, vidro, papel e metal, comercializados na região para fins de reciclagem; b) Orgânicos: que incluem restos de alimentos e lixo de jardim, com potencial de reaproveitamento via tratamentos biológicos como compostagem e

digestão anaeróbica; c) Rejeitos: fração cujas características inviabilizam a comercialização e/ou reciclagem, fazendo parte dessa classe: plásticos metalizados, certos tipos de vidros, borrachas, papéis visualmente contaminados, termofixos, fraldas, placas de circuito impresso, fezes de animais e lixo de banheiro (PMS, 2014a).

Observa-se que somente 3,4% dos resíduos sólidos urbanos de Sorocaba são efetivamente encaminhados para reciclagem após separação e comercialização (17 toneladas/dia). Outras 181 t/dia de resíduos recicláveis são aterradas, uma vez que a coleta seletiva não atinge toda a cidade e ações voluntárias praticamente não impactam.

São gerados ainda 5 t/dia de resíduos de varrição, capina e roçagem, além de 23 t/dia de resíduos de poda, onde nestes último há um reaproveitamento direto de aproximadamente 80% - para nutrição e enriquecimento de canteiros e parques, na forma de *mulch* orgânico, através da técnica agrícola conhecida como *Mulching* (cobrimento do solo exposto com matéria orgânica, como folhas, gravetos e pedaços de madeira – e somente 4,6t/dia são enviados para o aterro. Esses resíduos não foram considerados para efeito da modelagem da ACV na presente Tese (PMS, 2014a).

## **6 ACV DO SGRSU EM OPERAÇÃO NO ANO DE 2014**

### **6.1 Objetivo**

Esta aplicação de ACV visa identificar cargas ambientais e determinar impactos associados ao SGRSU de Sorocaba. Este diagnóstico pode subsidiar gestores públicos em processos decisórios e na elaboração de propostas e políticas voltadas para a melhoria de desempenho deste sistema, bem como de outros que apresentem características semelhantes.

### **6.2 Escopo**

A seguir, dentro da etapa de Definição de Escopo, serão apresentados alguns de seus elementos, como a unidade funcional, sistema de produto e suas fronteiras com o ambiente e outros sistemas, tipo e qualidade de dados, tratamento de situações de multifuncionalidade, tipos de impacto e método de avaliação de impacto e interpretação dos resultados.

#### **6.2.1 Unidade Funcional (UF)**

Seguindo uma abordagem aplicada por outros autores (*i.e.* LAURENT *et al.*, 2014b) para estudos de natureza semelhante, a unidade funcional desta ACV foi definida como: ‘Gerenciar atividades de coleta, transporte, triagem e disposição final de 505,5 t/d de RSU geradas pelo município de Sorocaba (SP)’.

#### **6.2.2 Sistema de Produto**

O sistema de produto em estudo é representado pelos estágios que integram o SGRSU de Sorocaba: (i) coletas e transportes comum e seletiva de RSU; (ii) triagem; (iii) disposição final em aterro sanitário.

A coleta e o transporte de RSU foram incorporados ao sistema de produto devido a singularidades dessas operações. Esta decisão converge com a abordagem metodológica adotada por Laurent *et al.* (2014b), Merrild *et al.* (2012) e Salhofer *et al.* (2007) em análises desta natureza.

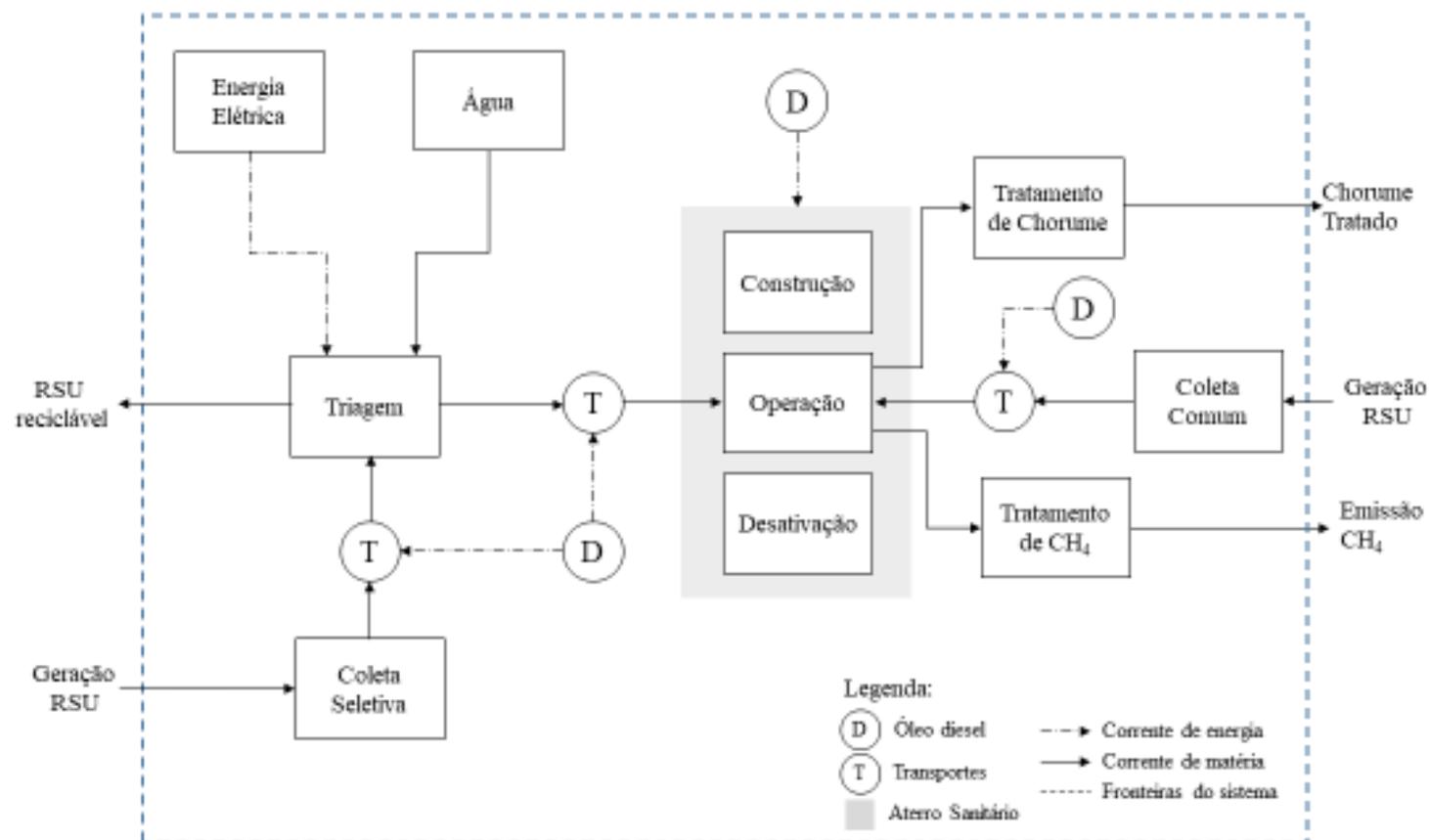
O aterro sanitário gera cargas ambientais significativas ao longo de todo seu ciclo de vida (DOKA, 2009b). Assim, a modelagem do cenário de disposição final do SGRSU de Sorocaba foi realizada para os estágios de construção, operação e desativação.

O sistema de produto considerou ainda cargas ambientais associadas às utilidades (geração e transporte de eletricidade, e tratamentos de água e efluentes líquidos) usadas na triagem dos RSU e à produção do diesel consumido pelas máquinas que operam do aterro sanitário e por veículos de transporte.

Além disso, seguindo as sugestões de Brogaard (2013) e Laurent *et al.* (2014b), foram também incorporados ao sistema de produto consumos e emissões relacionados a construção e manutenção de bens de capital que, para esta situação, consistem de veículos (transporte e operação do aterro), vias de rodagem, e reservatórios de óleo diesel.

A Figura 4 descreve de maneira esquemática os elementos que compõem o sistema de produto. O diagrama destaca ainda correntes de matéria e energia que circulam através das fronteiras desse arranjo, estabelecidas com o meio ambiente e com outros sistemas de produto.

**Figura 4:** Sistema de Produto estabelecido para caracterizar o SGRSU -Sorocaba (SP). Fonte: Autoria própria



Observa-se pela Figura 4 que os resíduos considerados como recicláveis são levados para unidades de triagem a fim de serem segregados dos demais, havendo a necessidade de água e eletricidade. Os rejeitos da triagem são destinados ao aterro sanitário.

A etapa de aterramento está contida no sistema de fronteira. Esta etapa corresponde a construção do aterro e das máquinas para o aterramento e compactação dos resíduos, os consumos de diesel, água e energia elétrica para a operação do aterro, além da geração de metano e tratamento chorume tanto durante a operação quanto na fase da desativação do aterro sanitário.

### **6.2.3 Exclusão de Dados**

Com base no item 3.3.2 - Usos, Aplicações e Limitações da ACV - alguns itens não foram considerados neste trabalho por ausência de dados ou pelo critério de exclusão de aspectos ambientais, denominado como quantitativo. Desta forma, os REE e os recicláveis coletados por catadores informais, que são desviados dos fluxos do SGRSU, não foram objetos de quantificação do ICV e AICV deste trabalho. Alguns resíduos que também são reaproveitados diretamente pela prefeitura – para o recobrimento e enriquecimento de canteiros e parques, como os advindos de capina, roçagem e poda – e que representaram cada um menos de 1% dos fluxos enviados ao aterro, também não foram objetivos de quantificação por meio do ICV e AICV (ver último parágrafo capítulo 5).

### **6.2.4 Tipo e Qualidade de dados**

Foram usados dados primários para representar as cargas ambientais associadas às atividades de coleta e transporte de RSU, triagem – para as condições em que esta foi realizada – e operação do aterro sanitário. Por outro lado, o desempenho ambiental dos estágios de construção e desativação deste empreendimento foram modelados por dados secundários. Essa conduta foi adotada também na caracterização de consumos e emissões de

materiais e energia de: geração e transporte de eletricidade; construção e manutenção de veículos de transporte, máquinas para operação do aterro, e dos tratamentos de água e chorume.

Os requisitos de qualidade de dados são determinados pelas coberturas geográfica, temporal e tecnológica adotadas para o estudo (ISO, 2006). Em termos geográficos o estudo compreendeu os municípios de Sorocaba (devido aos deslocamentos para coleta de RSU) e Iperó, devido a localização do aterro sanitário. Quanto à cobertura temporal foram utilizados dados primários de 2014. Por fim, a cobertura tecnológica se compôs das práticas, procedimentos, e aspectos de infraestrutura típicos do SGRSU de Sorocaba.

### **6.2.5 Tratamento de situações de multifuncionalidade**

A operação de triagem do SGRSU de Sorocaba pode apresentar características de multifuncionalidade por viabilizar o escoamento de 8.6% da massa de RSU que recebe (Tabela 3) através da fronteira do sistema de produto, na forma de recicláveis.

Contudo, a abordagem dessa situação, considerou que todas as cargas ambientais pregressas à triagem foram atribuídas à corrente total de resíduos geradas pelo SGRSU, por ser esse o fluxo principal (ou majoritário) em estudo. Segundo Laurent *et al.* (2014b), esta decisão pode ser tomada para evitar imprecisões nas estimativas de desempenho ambiental do SGRSU que seriam introduzidas por métodos de alocação considerando-se (i) a indisponibilidade de dados econômicos consistentes e principalmente (ii) os efeitos potenciais de distorção sobre os resultados finais que seriam causados por atributos físicos (e.g. massa) dada a variabilidade histórica dessa variável em termos de quantidade de material reciclável.

### **6.2.6 Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida: métodos e categorias de impacto**

A AICV deste estudo foi conduzida a partir da aplicação do método CML baseline 2000 (GUINÉE *et al.*, 2002) para as categorias de impacto Potencial de Aquecimento Global (Potencial de Aquecimento Global- PAG), expresso em kg de CO<sub>2</sub> eq. – dióxido de carbono equivalente; acidificação (Acidificação - AC), expresso em kg de SO<sub>2</sub> eq. – dióxido de enxofre equivalente; Eutrofização (Eutrofização - EUT), expresso em kg de PO<sub>4</sub> eq. – fosfato equivalente; e Toxicidade Humana (Toxicidade Humana, TH), expresso em kg de DB eq. – diclorobenzeno equivalente. A opção por essa abordagem seguiu as recomendações de Laurent *et al* (2014a e 2014b) e baseou-se em dois fatores apresentados pelos autores: (i) representatividade do método CML em termos de seu uso e magnificação de impactos ambientais nos estudos de ACV aplicado a gestão dos RSU; e (ii) aderência entre as categorias usadas no estudo e os objetivos definidos para esta iniciativa.

### **6.2.7 Interpretação dos Resultados**

A Interpretação de Resultados ocorreu por meio da combinação entre as constatações do ICV e da AICV, com o objetivo e o escopo definidos para o estudo, conforme orientações das normas e métodos da ACV (ISO, 2006).

## **6.3 Modelagem para elaboração do ICV**

Os dados de inventário relativos às etapas de transporte, disposição final e triagem foram obtidos tal como aparece descrito a seguir.

**a) Transportes de RSU:** a modelagem dos aspectos ambientais associados à operação dos veículos baseou-se em dados primários do controle de frota estabelecido pela Prefeitura Municipal de Sorocaba. Admitiu-se, neste caso, que todos os caminhões usados no transporte de resíduos operariam por um período de cinco anos. As emissões atmosféricas associadas a

essa etapa procedem de dados secundários calculados a partir de fatores de emissão divulgados no Programa Brasileiro de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores - Proconve - (CONAMA, 2009).

Os consumos e emissões associados a atividades de transportes (construção e manutenção de caminhões e vias de rodagem; e refino de petróleo para produção de óleo diesel) também procedem de dados secundários. Estes foram coletados junto a base de dados Ecoinvent na forma dos seguintes conjunto de dados (*datasets*), adaptados para condições brasileiras (ADAPBR): ‘*transport, waste collection lorry 21t/ADAPBR U*’; *Diesel at regional storage/ADAPBR U*; *Operation maintenance/ADAPBR/I U, road*; *Road/ADAPBR/I U* elaborado por Doka (2009a). Para serem incorporados aos estudos, esses conjuntos foram adaptados para as condições brasileiras em termos de suas coberturas tecnológica e geográfica.

**b) Disposição final:** a etapa de construção do aterro foi modelada levando em conta atividades de escavação, terraplanagem e remoção de terras, perfuração de poços, circulação de veículos, transportes de materiais e matérias-primas (DOKA, 2009b). Para caracterizar o empreendimento de acordo com as condições locais, se somaram a essas informações, dados locais de construção e operação do aterro sanitário onde o município de Sorocaba destina seus RSU. Estas referem-se a: área de escavação, consumos de óleo diesel nas máquinas escavadeira e carregadeira que efetuaram essa operação; quantidades de cascalho, pedra brita, PEAD, PVC e membranas geotêxteis utilizados para que fossem feitos os caminhos, drenos e a impermeabilização de fundo.

Na modelagem das etapas de operação e desativação do aterro utilizaram-se dados primários e secundários para a quantificação das horas trabalhadas pelas máquinas e caminhões, dos consumos de água e energia elétrica (da etapa de operação) e das emissões de metano (CH<sub>4</sub>) e chorume (das etapas de operação e desativação).

Como o aterro sanitário é um empreendimento de longa duração, há a necessidade do estabelecimento de cobertura temporal específica para efeito de análise do desempenho ambiental de sua operação. No caso da unidade a que se refere este estudo, essa corresponde a

36 anos. Desse total, 16 anos representam o tempo médio estimado que resta da licença de operação e os demais 20 anos trata-se de um prazo considerado suficiente para monitoramento posterior de suas emissões líquidas e gasosas (ABNT, 1993).

Para a determinação dos consumos de água e energia elétrica durante a operação do aterro foram utilizados dados primários relativos ao ano de 2014 fornecidos pela empresa proprietária do empreendimento. A partir dessas informações realizou-se então uma estimativa para o horizonte temporal de 16 anos admitindo que as operações no aterro fossem sempre as mesmas ao longo desse tempo.

As emissões de CH<sub>4</sub> foram determinadas pelo método proposto pelo *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) para emissões decorrentes de resíduos sólidos (IPCC, 2006). Nessa estimativa foram considerados os seguintes parâmetros: (i) quantidade média anual de RSU dispostos no aterro, (ii) sua caracterização gravimétrica, e (iii) o tempo de operação do aterro. Esta análise foi realizada para o período compreendido entre os anos de 2014 e 2029 somados aos 20 anos de operação (36 anos no total). Já as perdas hídricas na forma de chorume foram também caracterizadas por meio de dados primários da mantenedora do aterro para o ano de 2014 e de suas projeções para os demais 35 anos subsequentes.

Outros fluxos de matéria e energia decorrentes da operação do aterro – como as atividades de aterramento e compactação dos RSU, bem como do tratamento do chorume em Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) – foram também inventariados com o objetivo de subsidiar a avaliação de impacto do SGRSU. Além dos impactos, consumos e gerações associados às atividades de aterramento e da compactação dos RSU, como o uso de diesel, manutenção das máquinas e emissões atmosféricas, foram ainda considerados pelo estudo efeitos sobre o entorno decorrentes do refino, distribuição e armazenamento de óleo diesel, além da fabricação e manutenção do trator que realiza tais operações. Esses dados foram mais uma vez secundários, obtidos e adaptados dos bancos de dados da base Ecoinvent (*i.e. Diesel, at regional storage/ADAPBR U; Tractor, production/ ADAPBR/I U; Aterramento e compactação/BR U*). O consumo de diesel para esta situação baseou-se nas estimativas feitas

por Alvez *et al.* (2009), relativas à operação de um trator para tal finalidade dentro de condições médias praticadas no Brasil. As emissões atmosféricas destas atividades de aterramento e compactação também foram estimadas com base em dados secundários (EPA, 2002).

O chorume gerado pelo aterro é tratado no sistema de tratamento de esgoto doméstico do município de Sorocaba (capacidade de tratamento de 600.000 habitantes) antes de sua disposição no ambiente. Para que o modelo refletisse de forma consistente tais condições de operação, selecionou-se junto a base de dados Ecoinvent um sistema próximo a realidade do município, que foi adaptado as condições locais antes de ser incorporado ao modelo (*Treatment, sewage, to waste water treatment/CH U*).

**c) Triagem:** Dados secundários indicaram que os RSU destinados à coleta seletiva e aqueles dispostos no aterro sanitário em Sorocaba atingiram 17t/dia e 488t/dia respectivamente (PMS, 2014a). Os consumos de água e energia elétrica da triagem de RSU foram caracterizados por dados primários levantados para o ano de 2014 junto ao Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos (PMS, 2014a).

Mantovani *et. al.* (2016) quantificou as gerações médias diárias de rejeitos, enviada para o aterro sanitário municipal, produzidas pela atividade de triagem. Esta, que corresponde a aproximadamente 140 kg/dia, representa apenas 0,03% do volume total gerenciado pelo município, o que o desabilitou para efeitos de inventário e suas contribuições para os impactos ambientais do SGRSU. Interessante que esse valor representa 8% do total coletado seletivamente, ou seja, 8% do que a população considera reciclável não possui mercado de venda e acaba sendo separado pelos trabalhadores e destinados ao aterro sanitário (exemplos: embalagens metalizadas, papéis visualmente muito sujos, borracha etc.).

## **7 RESULTADOS E DISCUSSÕES – SGRSU EM OPERAÇÃO (2014)**

### **7.1 Inventário do Ciclo de Vida (ICV)**

A Tabela 4 descreve os consumos e as gerações de matéria e energia associados ao SGRSU de Sorocaba. As unidades expressas por tonelada de resíduos permitem a comparação entre etapas do sistema e entre sistemas diferentes. Já as unidades por dia, referem-se aos consumos inerentes à unidade funcional adotada pelo presente estudo, enquanto que os 16 anos refletem o tempo de operação do aterro em estudo e também representa um período adequado para a realização de um planejamento de médio e longo prazo para elaboração de políticas públicas.

**Primeira página****Tabela 4:** Inventário do Ciclo de Vida (entradas e saídas) das atividades do SGRSU.

<b>Entradas</b>	<b>Unidade</b>	<b>Unidade/ t</b>	<b>Unidade/dia</b>	<b>Unidade/ano</b>	<b>Unidade/ 16anos</b>
Diesel – Coleta Comum	L	2,34	1141,9	416.800,80	6.668.812,80
Diesel – Coleta Seletiva	L	7,06	120,0	43.807,30	700.916,80
Água – Triagem	m <sup>3</sup>	6,76	114,9	41.945,80	671.132,80
Energia Elétrica – Triagem	kwh	76,47	1300,0	474.500,00	7.592.000,00
Diesel – Aterramento e Compactação	L	7,84E-02	38,3	13.979,50	223.672,00
Água – Aterro Sanitário	m <sup>3</sup>	5,61E-02	27,4	10.001,00	160.016,00
Energia Elétrica – Aterro Sanitário	kwh	1,96E-01	95,6	34.894,00	558.304,00
Construção do Aterro Sanitário*	m <sup>2</sup>	0,22	106	38.690,00	617.000
	%	3,51E-05	1,71E-02	6,24	100
<b>Saídas</b>					
CO – Coleta Comum**	t	1,23E-05	6,00E-03	2,19	35,04
CO – Coleta Seletiva **	t	3,81E-05	6,48E-04	0,24	3,78
CO – Aterramento e Compactação	t	1,64E-05	8,03E-03	2,93	46,90
HC – Coleta Comum**	t	3,77E-06	1,84E-03	0,67	10,75
HC – Coleta Seletiva**	t	1,17E-05	1,99E-04	0,07	1,16
HC – Aterramento e Compactação**	t	5,97E-06	2,92E-03	1,07	17,05
NOx – Coleta Comum**	t	2,87E-05	1,40E-02	5,11	81,76
NOx – Coleta Seletiva **	t	8,89E-05	1,51E-03	0,55	8,82
NOx – Aterramento e Compactação**	t	4,12E-05	2,01E-02	7,34	117,38

**Segunda página****Tabela 4:** Inventário do Ciclo de Vida (entradas e saídas) das atividades do SGRSU.

Saídas	Unidade	Unidade/ t	Unidade/dia	Unidade/ano	Unidade/ 16anos
MP – Coleta Comum**	t	1,64E-07	8,00E-05	2,92E-02	0,47
MP – Coleta Seletiva**	t	5,08E-07	8,64E-06	3,15E-03	0,05
MP – Aterramento e Compactação **	t	4,29E-06	2,10E-03	7,67E-01	12,26
CO <sub>2</sub> – Coleta Comum**	t	3,79E-03	1,85E+00	6,76E+02	10.810,81
CO <sub>2</sub> – Coleta Seletiva**	t	5,23E-02	8,89E-01	3,24E+02	5.189,19
CH <sub>4</sub> – Aterro Sanitário	t	3,50E-02	17,1	6.241,50	99.864,00
CO <sub>2</sub> – Aterro Sanitário	t	2,44E-02	11,90	4.341,91	69.470,61
N <sub>2</sub> – Aterro Sanitário	t	1,52E-03	0,74	271,37	4.341,91
Percolado ou chorume – Aterro Sanitário	m <sup>3</sup>	2,76E-01	134,6	49.129,00	786.064,00

Fonte: Autoria própria

Onde NO<sub>x</sub> – óxidos de nitrogênio; HC – hidrocarbonetos; MP – material particulado; CO – Monóxido de carbono; CO<sub>2</sub> – dióxido de carbono; CH<sub>4</sub> – metano; N<sub>2</sub> – Nitrogênio.

\* área e percentual de aterro usado para 1tonelada, em 1 dia e nos 16 anos.

\*\*estes itens foram calculados com base no CONAMA (2009) e EPA (2002) e não foram utilizados para alimentar o software e o método de AICV.

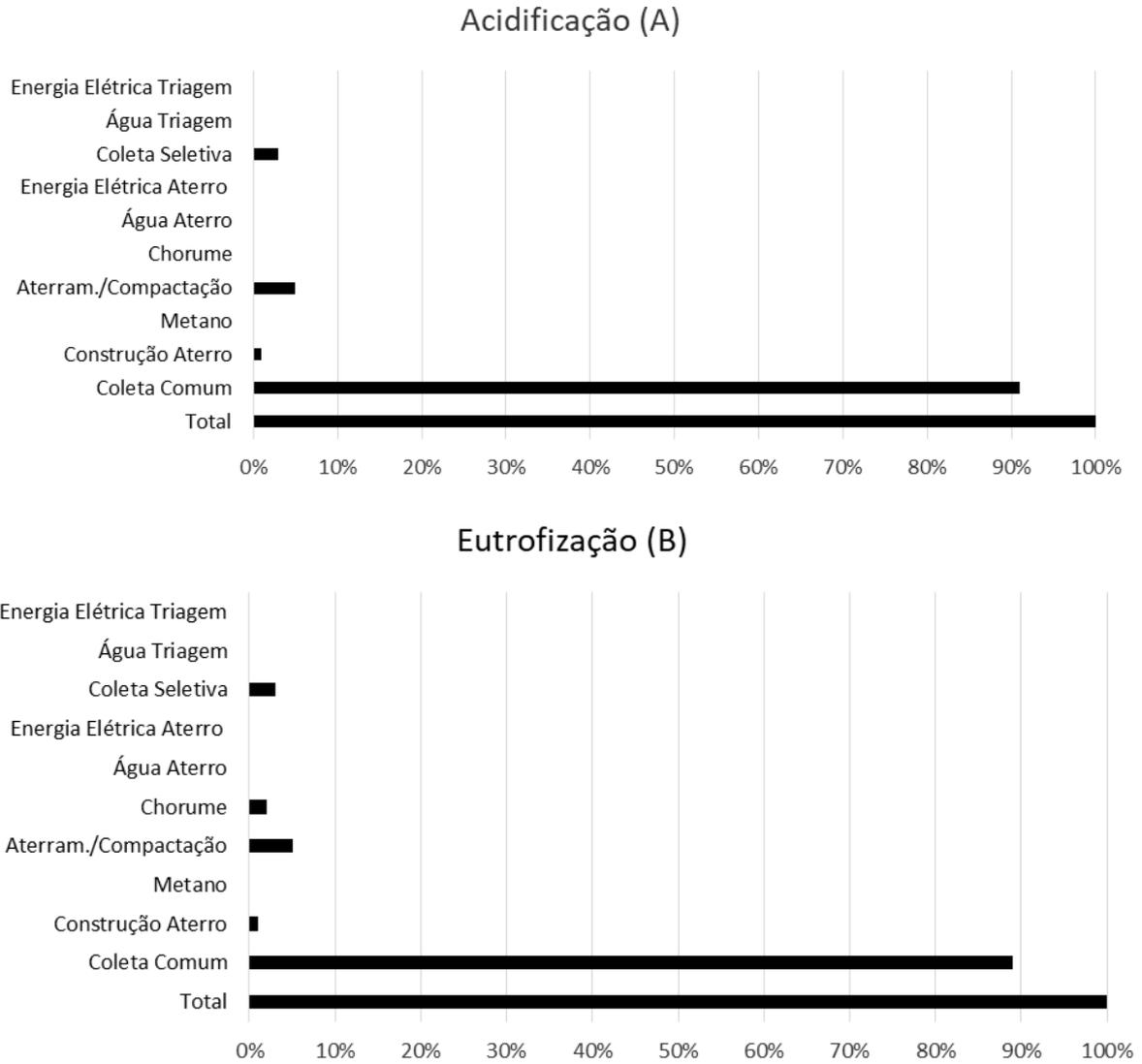
Na Tabela 4 pode-se observar que o consumo do diesel da coleta comum (1141,9 L/dia) é cerca de dez vezes maior do que aquele da coleta seletiva (120 L/dia). Todavia, a parcela da quantidade de RSU relativa a coleta seletiva é somente 3% do total gerado em Sorocaba. Isto denota uma menor eficiência da coleta seletiva em relação à coleta comum, como pode-se notar por meio dos consumos de diesel por tonelada coletada e transportada - de 2,34 L/t na coleta comum e 7,06 L/t na coleta seletiva.

Destaca-se também que as coletas comum e seletiva consomem 3 vezes mais diesel que as atividades de aterramento e compactação. Embora sugestões para a diminuição dos consumos e emissões e a conseqüente melhoria do desempenho ambiental do SGRSU sejam possíveis de serem realizadas avaliando a Tabela 4, estas serão apresentadas no item 7.3, após os procedimentos de Avaliação de Impactos Ambientais (item 7.2) advindos do inventário do SGRSU.

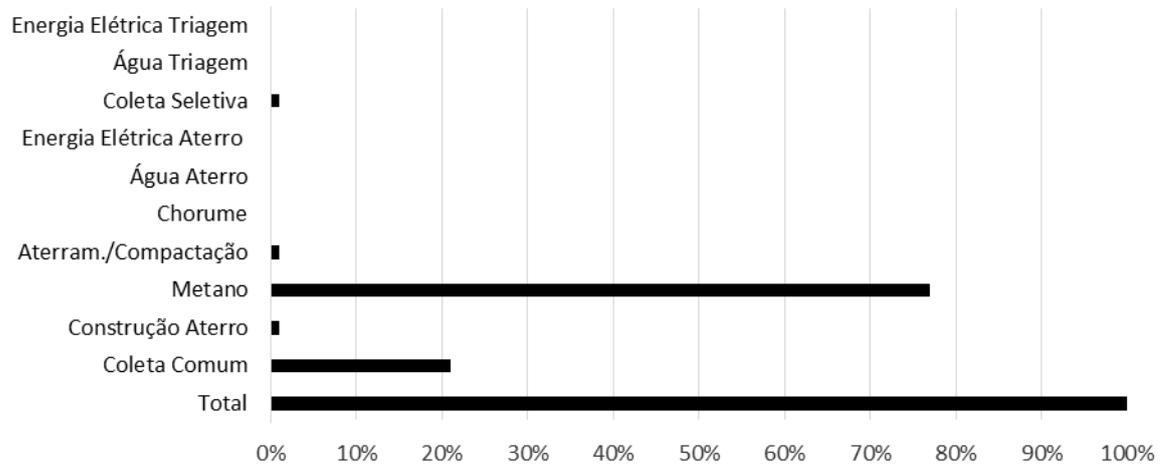
## **7.2 Avaliação de Impactos no Ciclo de Vida (AICV)**

A quantificação e análise das contribuições de cada atividade do SGRSU em termos dos impactos ambientais considerados no estudo estão apresentadas de maneira relativizada na Figura 5.

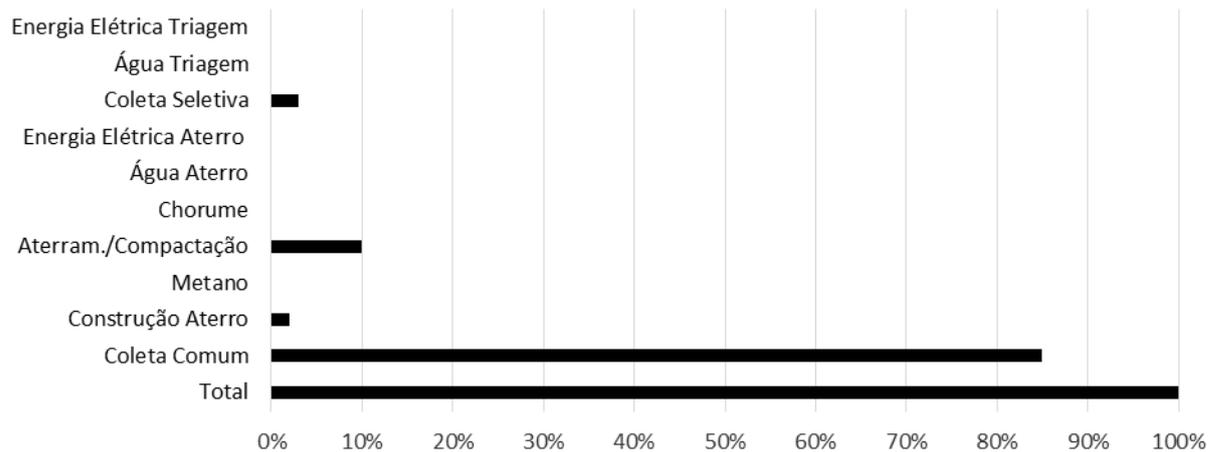
**Figura 5:** Processos elementares e suas contribuições aos impactos ambientais (A) Acidificação; (B) Eutrofização; (C) Potencial de Aquecimento Global e; (D) Toxicidade Humana - considerando o método de caracterização - CML Baseline 2000.



### Potencial de Aquecimento Global (C)



### Toxicidade Humana (D)



Fonte: Autoria própria

Pode-se notar que os impactos em termos de acidificação e eutrofização apresentam perfil semelhante. Nesses casos a coleta comum responde por cerca de 90% das contribuições. Com relação à acidificação, os transportes da coleta comum dos resíduos contribuem com 91% dos impactos (474 kg SO<sub>2</sub>eq). Isso se justifica por conta do consumo de combustíveis

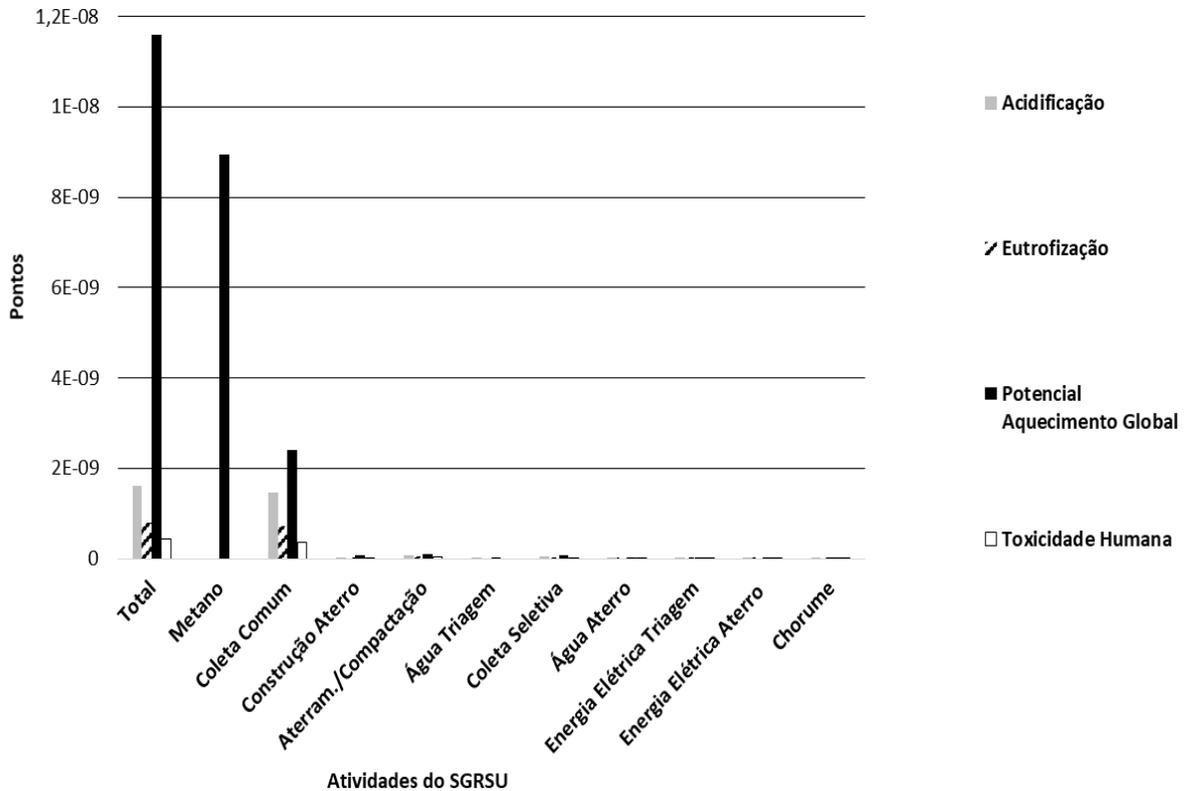
fósseis (diesel) e das emissões atmosféricas inerentes a este aspecto ambiental. As atividades de aterramento e compactação (5,0% do total), coleta seletiva (3,0%) e construção do aterro (1,0%) também aportam para a categoria. Em termos de eutrofização, 89% (95,4kg PO<sub>4</sub> eq) das contribuições procedem de transportes dos resíduos. Isso ocorre também devido ao consumo de combustíveis fósseis e as emissões atmosféricas apresentadas na Tabela 4. O restante dos aportes para a categoria originam-se de aterramento e compactação (5,0%), coleta seletiva (3,0%), geração e tratamento do chorume (2,0%), construção do aterro (1,0%).

Com relação à toxicidade humana, destacam-se mais uma vez a contribuição da coleta comum, mas observa-se uma parcela maior (em comparação com os outros dois impactos já comentados) para o aterramento e compactação, cujas contribuições nesse caso totalizam 85% (21.525,99 kg 1,4-DB eq.) e 10% (2.631,28 kg 1,4-DB eq.) do impacto total. Para ambas as atividades, os consumos de diesel e suas emissões atmosféricas também são os principais aspectos que contribuem para esta categoria de impacto. A coleta seletiva e a construção do aterro ainda contribuem com 3% (743,50 kg 1,4-DB eq.) e 2% (399,70 kg 1,4-DB eq) cada.

As atividades que mais contribuem para o Potencial de Aquecimento Global, são geração de CH<sub>4</sub> do aterro e coleta comum de RSU com contribuições, respectivamente de 77% e 21% do total de impactos para a categoria, de pouco mais de 510 t CO<sub>2</sub> eq. Em seguida ainda somam-se aos impactos ambientais totais as atividades de coleta seletiva, construção do aterro e aterramento e compactação, com aproximadamente 1% de contribuição cada.

Complementarmente à análise antes realizada, os efeitos ambientais gerados pelo SGRSU foram verificados de maneira coletiva. Isso ocorreu a partir da formulação de Indicador Único de desempenho. Os resultados da aplicação desse procedimento aparecem indicados na Figura 6 em termos de contribuições em termos absolutos de cada atividade realizada no sistema.

**Figura 6:** Atividades e suas contribuições para as categorias de impactos ambientais considerando a pontuação única do método de normalização para o Cenário Atual de Operação do SWMS – Sorocaba.SP



Fonte: Autoria própria

Por estes resultados é possível perceber que o Potencial de Aquecimento Global acumula cerca de 80,3% dos impactos proporcionados pelo SGRSU de Sorocaba, os quais totalizam 1,44E-08 (Pt) a partir da métrica empregada para efeito de normalização. Deste total, cerca de 62% procedem do CH<sub>4</sub> emitido pelo aterro e outros 17% a partir da coleta misturada e seu transporte.

A Acidificação representou 11,2% (1,62E-09) da contribuição total das atividades, sendo 10% (1,46E-09) referente a coleta e transporte comum, 0,60% (7,99E-11) de aterramento e compactação de resíduos e 0,40% (5,06E-11) da coleta seletiva.

Já a Eutrofização é responsável por 5,6% (8,04E-10) do total geral. Mais uma vez aqui se percebe expressiva contribuição das atividades da coleta e transporte comum (5,0%), seguidos das atividades de aterramento e compactação e coleta seletiva, com as contribuições de 0,3% e 0,2%, respectivamente. Também aparece nessa categoria de impacto pela primeira vez a contribuição da atividade de geração e tratamento de chorume, com apenas 0,1%.

A Toxicidade Humana responde por 2,9% dos impactos totais do sistema. As maiores contribuições nesse caso ficam por conta da coleta e transporte comum dos RSU, aterramento e compactação e coleta seletiva, com contribuições de 2,5%, 0,30% e 0,1% respectivamente.

Através do Indicador Único foi possível notar também que a geração do CH<sub>4</sub> no aterro é o aspecto que mais contribui para os impactos ambientais globais, com 62% de contribuição total (integralmente advindos do Potencial de Aquecimento Global), seguidos da coleta comum com 34,5% (sendo 17% do Potencial de Aquecimento Global, 10% da Acidificação, 5% da Eutrofização e 2,5 da Toxicidade Humana), 1,8% do aterramento e compactação (com 0,6% do Potencial de Aquecimento Global, 0,6% da Acidificação, 0,3% da Eutrofização e 0,3 da Toxicidade Humana), 1,2% da coleta seletiva (com 0,6% do Potencial de Aquecimento Global, 0,4% da Acidificação, 0,2% da Eutrofização e 0,1 da Toxicidade Humana.) e 0,7% da construção do aterro (sendo 0,45% do Potencial de Aquecimento Global, 0,13% da Acidificação e 0,05 da Eutrofização e 0,04 Toxicidade Humana). Outros aportes, como consumos de água e energia das etapas de triagem e disposição em aterro, ou tratamento de chorume, pouco contribuem para os impactos ambientais totais do SGRSU.

### 7.3 ACV aplicada ao diagnóstico e diretrizes de Gestão de RSU

Através dos resultados apresentados, foi possível observar de maneira integrada todas as interações (dentro do sistema de fronteira) entre as atividades que compõem o SGRSU e o ambiente natural. Isso foi possível devido aos diagnósticos e resultados gerados pela ACV. A partir deste diagnóstico, pôde-se estabelecer algumas diretrizes para políticas públicas no sistema de gestão avaliado. Tais diretrizes englobaram todas as etapas de gestão de resíduos (coleta e transporte; triagem e tratamento; disposição final) e também estão alinhadas com alguns princípios e objetivos estabelecidos e adotados pela União Europeia, EUA e Brasil, com o foco na hierarquia da não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final (*i.e.* EUROPAa, 1975; EUROPA, 2008; BRASIL, 2010; EPA, 2016).

Assim, este estudo também demonstrou a importância em considerar o transporte de RSU dentro da ACV, conforme apontado por Eriksson *et al.* (2005), Laurent *et al.* (2014a; 2014b), Merrild *et al.* (2012) e Salhofer *et al.* (2007). Tais resultados demonstram, por exemplo, a necessidade de estudos que considerem novos modelos de coleta e transporte, com o uso de contêineres de 1.000 L para as diversas tipologias de resíduos, ao invés da coleta porta a porta dos resíduos misturados. Essa diretriz deve tornar o transporte mais eficiente e menos poluente, por necessitar de menos paradas, conforme estudo e seus resultados apresentados por Iriarte *et al.* (2009) para a região metropolitana de Barcelona/Espanha.

Além disso, ações de redução na fonte de resíduos, poderiam evitar a necessidade do transporte e disposição final para determinados tipos de RSU (BORTOLETO, 2014; CLEARLY, 2010; GENTIL *et al.*, 2011; LANER e RECHBERGER, 2009; NESSI *et al.*, 2012, 2013). As interações das atividades de triagem se mostraram pouco impactantes em todas as categorias avaliadas, provavelmente pelo fato de ser pouco abrangente na cidade (evita somente o aterramento de 3,4% dos RSU).

Porém, foi demonstrado que, ao menos para a realidade brasileira, e.g. EPE (2008); EPE (2014) e; IPEA (2010), a redução do consumo de energia e emissões de GEE podem ser mais potencializadas por ações de redução, reutilização e reciclagem de alguns tipos de

resíduos quando comparadas com outras alternativas, como o aproveitamento energético por meio de incineradores ou do CH<sub>4</sub> de aterros.

Dessa maneira, os resultados suportam a recomendação para realização de cenários a fim de se aumentar as atividades de coleta seletiva e triagem no local em estudo. Uma ampliação da coleta seletiva/triagem, porém com a eficiência da coleta comum, implicará numa desejável diminuição dos impactos relativos a transporte e aterramento de resíduos misturados. Por outro lado, essa ampliação levará a mais impactos ambientais associados ao transporte dos resíduos separados, bem como do consumo de água e eletricidade necessários para a triagem. Portanto, para minimizar os impactos da coleta seletiva, além de repensar o modelo de coleta porta-a-porta, estudos para remodelar o sistema de triagem visando maior eficiência, também se fazem necessários. Destaca-se também a necessidade de legislações e ferramentas econômicas de estímulo a melhoria ambiental para toda a cadeia de reciclagem.

Os resultados das emissões de CH<sub>4</sub> do aterro relativos às contribuições para a categoria de impacto ambiental PAG, apontam para a importância da segregação e tratamento da fração orgânica (restos de alimentos e lixo de jardim) dos RSU, com o objetivo de proporcionar uma gestão mais adequada em termos ambientais. Desta forma, além da óbvia necessidade de queima do metano gerado no aterro, também destaca-se a necessidade urgente do reaproveitamento (e. g. tratamento mecânico biológico e compostagem) dos resíduos orgânicos. Atualmente, os mesmos estão sendo dispostos em sua totalidade no aterro e que representam 46,35% (234,3 t/d) do total gerado de RSU no município. O reaproveitamento energético por meio do tratamento térmico dessa fração é possível, porém provavelmente inviável dado o alto conteúdo de umidade dos restos de alimentos (65%) e do lixo de jardim (44%) (MANTOVANI, 2016). Independentemente do tratamento escolhido, ambos possuem impactos ambientais e esses devem ser mensurados e comparados com os do sistema atual.

Ainda sobre os resíduos gerados e gerenciados, há uma parcela aproximada de 14% (73t/dia) contendo lixo de banheiro, fraldas, tecidos e calçados em mau estado, embalagens mistas, entre outros. Tais resíduos ainda podem receber estudos sobre o seu potencial de

aproveitamento energético por meio do tratamento térmico, já que atualmente não apresentam possibilidade de reutilização ou mercado para sua reciclagem.

Contudo, com qualquer dessas medidas adotadas, há a necessidade eminente de projetos e ações de conscientização e educação ambiental da população para a devida segregação dos resíduos na fonte geradora e consumo mais consciente. A partir ainda desses resultados, pode-se propor que este estudo e seus aspectos metodológicos possam servir de base para outras cidades do planeta para a construção de novos inventários e estudos de ACV endereçados a sistemas de gestão de RSU, para suportar a definição de cenários e elaboração de diretrizes para políticas públicas.

## **8 CENÁRIOS E MODELAGEM DE INDICADORES AMBIENTAIS E ECONÔMICOS**

Com base nos resultados apresentados no capítulo anterior, foram elaborados cenários e comparadas alternativas tecnológicas e de gestão para Sorocaba. Assim, uma nova modelagem da ACV foi construída

### **8.1 Objetivo**

Esta etapa do estudo visou analisar opções de gestão de RSU, e dar suporte a tomadas de decisões e elaboração de políticas públicas, com base em indicadores de desempenho ambiental e econômico, para o sistema de gestão de RSU e outros que apresentem características semelhantes.

### **8.2 Escopo**

#### **8.2.1 *Unidade Funcional (UF)***

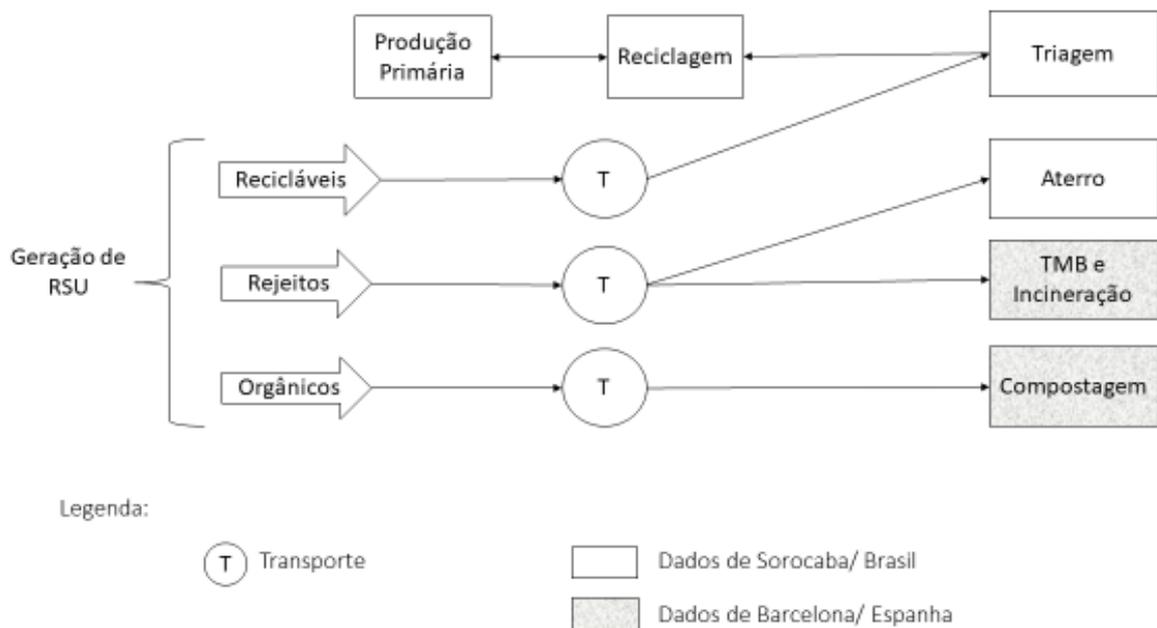
Gerenciamento das atividades de coleta, transporte, triagem, reciclagem, tratamento e disposição final de 184.500 toneladas anuais de RSU do município de Sorocaba (SP).

#### **8.2.2 *Dados do ICV***

Para as etapas que estavam em operação no sistema no ano de 2014, como coletas comum e seletiva, triagem e disposição final em aterro, foram utilizados majoritariamente dados primários de Sorocaba, apresentados de forma detalhada nos capítulos 6 e 7 e que ainda podem ser visualizados para essa etapa do trabalho por meio das Tabelas dos Apêndices A e

B. Com relação aos dados dos consumos de energia e água e das emissões de GEE/CO<sub>2</sub>eq, para os processos de produção primária e reciclagem, os mesmos foram obtidos em publicações oficiais do governo brasileiro (IPEA, 2010 e EPE, 2014). Para as tecnologias ainda não amplamente utilizadas no Brasil no tratamento dos RSU, como compostagem, TMB e incineradores, foram levantados dados primários e secundários para a cidade de Barcelona, utilizados para a quantificação de seus consumos e emissões (AMB, 2013; TERSA, 2014; COLÓN *et al.*, 2012), conforme podem ser visualizados por meio da Figura 7.

**Figura 7:** Atividades que compreendem o SGRSU nesta etapa do estudo e dados advindos do Brasil e Catalunha.



Os dados primários das unidades de compostagem, tratamento mecânico-biológico e incineração dos RSU de Barcelona foram levantados a partir de visitas técnicas monitoradas. Dessa forma, dada a dificuldade ou até mesmo a impossibilidade da coleta de dados primários pela absoluta inexistência destes (caso da compostagem, TMB e incineradores de RSU) em

Sorocaba, como também de dados disponíveis e publicados para outras regiões brasileiras, acredita-se que o estudo apoiou-se em dados consistentes, a maioria deles obtidos pelo próprio autor deste trabalho em coletas de campo.

O sistema de compostagem considerado nesse estudo é denominado como “compostagem em leiras removíveis”, onde a aeração é realizada por meio de compostador túnel com rotor aletado e pás carregadeiras (AMB, 2013; TERSA, 2014; COLÓN *et al.*, 2012).

Neste sistema, que trata os materiais orgânicos que compõem os RSU, como resíduos de alimentos e jardins, há uma produção de aproximadamente 20% de composto a partir do total dos resíduos que entram na usina de compostagem, onde ainda 25% viram rejeitos que podem ser destinados para o aterro, TMB e incineração (COLÓN *et al.*, 2012). Os processos duram de 60 a 90 dias, desde a entrada dos resíduos até a produção do composto, onde ainda após a decomposição há também um procedimento de triagem para separação de rejeitos que podem estar presentes na compostagem, como embalagens plásticas, metais e vidros (AMB, 2013; TERSA, 2014; COLÓN *et al.*, 2012).

Para este trabalho, os cenários (apresentados no item 8.3) que consideraram aterro receberam os rejeitos da compostagem, enquanto que os que consideraram TMB e incineração também receberam esses rejeitos. Há ainda o consumo de água, energia elétrica e a geração de emissões atmosféricas advindos desse processo da compostagem (COLÓN *et al.*, 2012), que podem ser vistos quantitativamente por meio das tabelas do Apêndice A. Devido aos modelos descentralizados de gestão de resíduos na cidade de Barcelona, esta planta utilizada como referência operava com uma média de 3.000 toneladas por ano de resíduos orgânicos tratados (COLÓN *et al.*, 2012).

As tecnologias de TMB e Incineração consideradas no estudo foram planejadas e são operadas de maneira integrada no “*Ecoparc 3*” de Barcelona, onde os rejeitos do TMB que não puderem ir à reciclagem, ou após passarem pelo processo de biodigestão, irão servir como insumos para a geração de energia por meio da incineração (TERSA, 2014). No ano de 2014,

o “*Ecoparc 3*” recebeu e tratou 327.805 toneladas de resíduos, atendendo toda a região metropolitana de Barcelona (TERSA, 2014).

Nesses processos, os resíduos são primeiramente destinados a um depósito pelos caminhões da coleta e posteriormente carregados por um sistema mecânico até as esteiras de separação, onde por meio também de processos mecânicos há a segregação dos resíduos que podem ir para a reciclagem, para a biodigestão e diretamente para a incineração.

O processo de TMB também apresenta consumo de água, energia elétrica e diesel, além de emissões atmosféricas e líquidas. Neste processo há ainda a geração de energia (média de 150 kWh/t de RSU), além da produção de composto e geração de rejeitos, de aproximadamente 30% e 40%, respectivamente (TERSA, 2014). Tais dados de consumos e emissões também podem ser vistos pelas tabelas do Apêndice A. Para este estudo, foram considerados que os materiais recicláveis já foram separados na fonte geradora e enviados diretamente para os sistemas de coleta seletiva e assim o TMB é utilizado para separar a fração orgânica dos rejeitos.

O incinerador considerado neste estudo tem uma capacidade de geração de energia de aproximadamente 565 kWh por tonelada de resíduos. Essa abordagem tecnológica consome água, energia elétrica e diesel, além de ter como saídas de seus processos relevantes aspectos que devem ser monitorados com rigor. Entre essas saídas destacam-se as emissões atmosféricas e efluentes líquidos, além das cinzas, que dependendo de suas qualidades e ausência de contaminantes, ainda podem ser reutilizadas como agregados a materiais da construção civil, como massas asfálticas (TERSA, 2014). Tais aspectos do inventário citados acima, também podem ser visualizados de maneira quantitativa nas tabelas do Apêndice A.

Para o aproveitamento energético do metano do aterro, foi considerada uma média de 66 kWh/t de RSU, segundo dados de estudos realizados para a composição dos resíduos brasileiros (*i.e.* EPE, 2008; EPE, 2014; SOARES, 2016).

### **8.2.3 Cobertura geográfica, tecnológica e temporal**

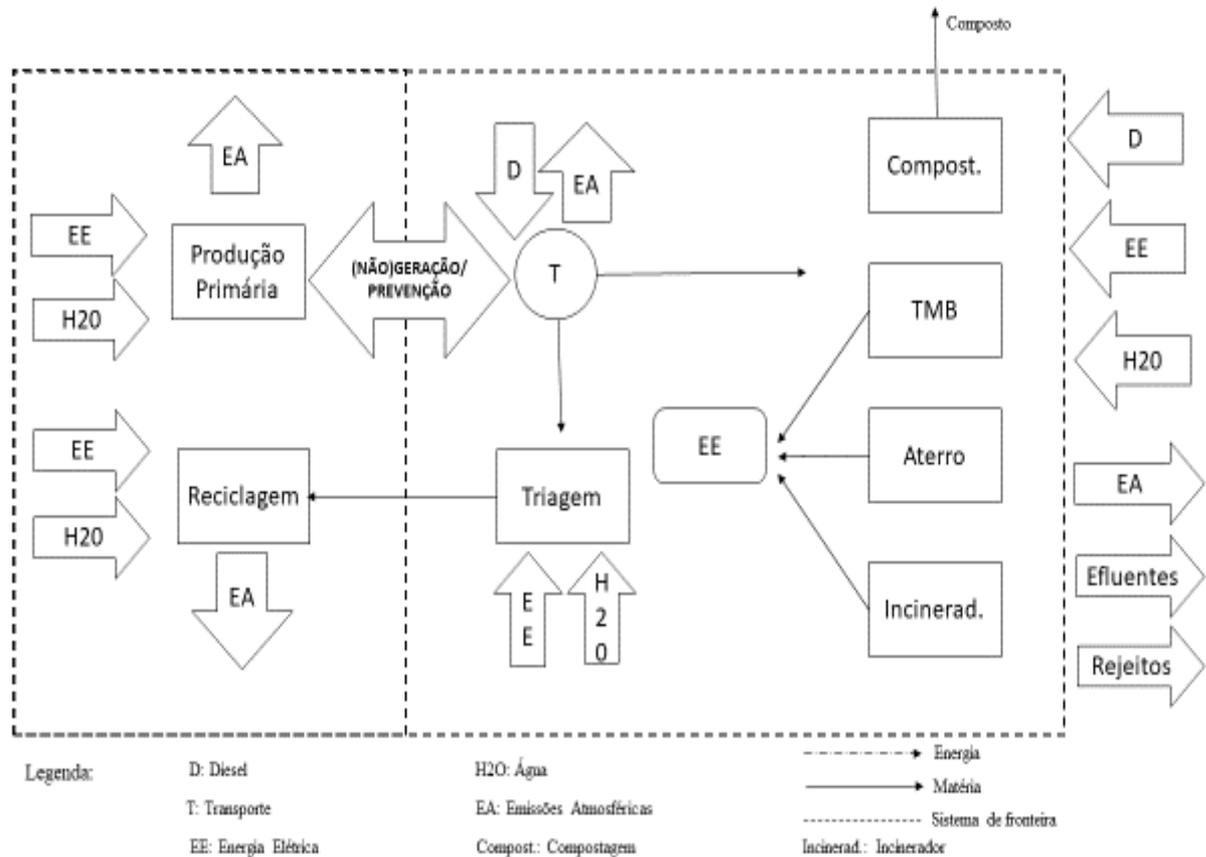
O estudo foi desenvolvido no município brasileiro de Sorocaba. A cobertura tecnológica se compôs das práticas, procedimentos e aspectos de infraestrutura do SGRSU de Sorocaba além das unidades de compostagem, TMB e incinerador de Barcelona. Quanto à cobertura temporal foram utilizados dados oficiais de 2014 das duas cidades.

### **8.2.4 Sistema de Produto**

Para esta etapa do trabalho, além do SGRSU que era operado em 2014 no município de Sorocaba – composto pelas etapas de coletas e transportes comum e seletiva de RSU; triagem; disposição final em aterro sanitário – foram também incorporadas as tecnologias de tratamento de resíduos utilizadas na cidade de Barcelona, compreendendo a compostagem, o TMB e o incinerador, além da geração de energia do TMB e incinerador e do próprio aterro do município, conforme pode-se observar pela Figura 8.

Foram ainda agregados aos estudos, os consumos de água e energia elétrica e as emissões atmosféricas dos processos de produção primária e reciclagem de metais, plásticos, papéis e vidros. Tais consumos e emissões foram contabilizados com relação aos produtos/materiais que não são reaproveitados e vão para a destinação final e àqueles que são objetos da coleta seletiva e triagem atual e são encaminhados para a reciclagem.

**Figura 8:** Sistema de Produto do SGRSU de Sorocaba. Fonte: Autoria própria.



Este sistema de produto é inerente ao SGRSU de Sorocaba, portanto, apesar de se ter assumido que materiais secundários poderiam, qualitativamente, substituir produtos fabricados a partir de matéria-prima virgem, não se pode afirmar que tais substituições diminuam ou mesmo mantenham as taxas de exploração de matéria-prima virgem. Porém, como definido na cobertura geográfica, a cidade de Sorocaba poderia representar sim menor contribuição de pressão sobre os recursos naturais e seus ecossistemas, além de obter benefícios relativos às atividades de reciclagem.

O Sistema de Produto apresentado também considerou as cargas ambientais associadas às utilidades, instalações e infra-estruturas (geração e distribuição de eletricidade, bem como tratamentos de água e efluentes líquidos) usadas na triagem, compostagem, TMB e

incineração dos RSU, além da produção do diesel consumido pelas máquinas que operam o aterro sanitário, incinerador, TMB e compostagem, assim como pelos veículos de transporte.

Com base nas orientações de Brogaard (2013) e Laurent *et al.* (2014b), também foram considerados e incorporados ao sistema de produto, os consumos e emissões relativas à construção e manutenção de bens de capital que, para este caso, também constituem de veículos (transporte e operação da unidade de tratamento e destinação final), vias de rodagem, e reservatórios de óleo diesel. Para efeito de avaliação de impactos não foram consideradas as construções das unidades de tratamento e destinação de resíduos, por dois motivos: 1) a construção do aterro sanitário apresentou impactos ambientais de menos de 1% para o SGRSU do município de Sorocaba (item 7.2) e; 2) não foram encontrados dados públicos sobre a construção das unidades de tratamento de resíduos da cidade de Barcelona – que foram iniciadas em meados da década de 70 e até os dias de hoje passaram por diversas reformas, ampliações e processos de melhorias.

### **8.2.5 Multifuncionalidade e critérios de alocação**

Com o objetivo de evitar imprecisões, optou-se no momento por não realizar a alocação de cargas ambientais a outros sistemas e assim foram adotados os mesmos critérios apresentados no item 6.2.5 deste trabalho.

### **8.2.6 A Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida (AICV)**

Neste momento a Avaliação de Impactos foi realizada através do método ReCiPe MidPoint V1.13, que pode ser considerado uma continuação e evolução dos métodos Eco-indicador 99 e CML 2002 (EC-JRC, 2010a; GOEDKOOOP *et al.*, 2009). Foram estudadas as seguintes categorias de impactos: Mudanças Climáticas (MC), expresso em kg de CO<sub>2</sub> eq. – dióxido de carbono equivalente; Acidificação (AC), expresso em kg de SO<sub>2</sub> eq. – dióxido de enxofre equivalente; Eutrofização (EU), expresso em kg de PO<sub>4</sub> eq. – fosfato equivalente;

Material Particulado (MP), expresso em kg de PM10 eq. e; Toxicidade Humana (TH), expresso em kg de DB eq. – diclorobenzeno equivalente. Tais categorias se apresentaram como as mais utilizadas em estudos de ACV na área de resíduos, como citado por Laurent *et al.* (2014b) e Bernstad e Jansen (2012).

### **8.2.7 Interpretação dos Resultados**

Da mesma forma que o item 6.2.7, a interpretação dos resultados ocorreu por meio da combinação entre constatações do inventário e da Avaliação de Impactos.

## **8.3 Cenários**

Para a análise do desempenho ambiental e econômico das alternativas propostas pelo presente estudo, oito cenários foram definidos, sendo:

**C1:** que operava no ano de 2014 e contava com 3,4% de reciclagem e disposição do restante em aterro, composto pelas atividades de gerenciamento do município de Sorocaba.

**C2:** metas, advindas da versão preliminar do Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLNRS), de 42% dos resíduos úmidos orgânicos reaproveitados por compostagem e 58% destinados para aterro e; 41% dos resíduos secos aproveitados por reciclagem e 59% para aterro.

**C3:** metas de 42% dos resíduos úmidos orgânicos reaproveitados em compostagem e 58% em TMB; 41% dos resíduos secos aproveitados por reciclagem e 59% incinerados, também advindas do PLNRS.

**C4:** metas também do PLNRS, de 70% dos resíduos orgânicos reaproveitados via compostagem e 30% destinados ao aterro; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para aterro.

**C5:** metas do PLNRS, de 70% dos resíduos orgânicos aproveitados via compostagem e 30% encaminhados para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração.

**C6:** este cenário teria as mesmas metas e formas de destinação do C5, porém a coleta seletiva contaria com a mesma eficiência e consumos da coleta comum.

**C7:** este cenário teria as mesmas formas de coleta e destinação do cenário anterior (C6), porém os resíduos plásticos e de papeis seriam encaminhados em sua totalidade para a incineração.

**C8:** este último cenário, além das características descritas no C6, contaria também com a compostagem de 10% dos resíduos úmidos em alguns locais de geração, como condomínios, bairros, escolas e espaços públicos da cidade, o que evitaria o uso dos transportes e das unidades de tratamento consideradas neste estudo.

Para os cenários 1 a 5, como premissa deste estudo, os resíduos que foram destinados para as unidades de triagem e compostagem passaram a utilizar o sistema de coleta seletiva, considerando as mesmas eficiências diagnosticadas pelo estudo no ano de 2014. Para os cenários 6, 7 e 8, todas as formas de coleta e transporte passaram a ter as mesmas eficiências e consumos encontrados pelo sistema da coleta comum. Tais quantidades de resíduos transportados e consumos de diesel, podem ser visualizados por meio do Apêndice B.

A seguir serão apresentadas as metas de reaproveitamento dos RSU, com base naquelas preconizadas no do plano nacional de resíduos sólidos (Tabela 5) e em seguida os efetivos índices de reaproveitamento em porcentagem e toneladas de resíduos (Tabela 6).

**Tabela 5:** Cenários propostos pelo estudo, Índices de Reaproveitamento de cada uma e formas de destinação dos RSU.

Cenários	Reaproveit. Secos	Reaproveit. Úmidos	Formas de destinação final
C1	3,4%	0%	Triagem/ Reciclagem e Aterro
C2	41%	42%	Triagem/Reciclagem, Compostagem e Aterro
C3	41%	42%	Triagem/Reciclagem, Compostagem e TMB/ Incinerador
C4	70%	70%	Triagem/Reciclagem, Compostagem e Aterro
C5	70%	70%	Triagem/Reciclagem, Compostagem e TMB/ Incinerador
C6	70%	70%	Triagem/Reciclagem, Compostagem e TMB/ Incinerador
C7	70%	70%	Triagem/Reciclagem, Compostagem e TMB/ Incinerador
C8	70%	70%	Triagem/Reciclagem, Compostagem e TMB/ Incinerador

**Tabela 6:** Cenários e quantidades enviadas para cada local de tratamento dos RSU

Cenários	Compostagem	Digestão Anaeróbica	Triagem e Reciclagem	Aterro Sanitário	Incinerador
C1	0t	0t	6.205t	178.303t	0t
	0%	0%	3,36%	97%	0%
C2	35.368,50t	0t	36.427,00t	112.712,00t	0t
	19,20%	0%	19,70%	61,10%	0%
C3	35.368,50t	51.355,50t	36.427,00t	0t	61.356,50t
	19,20%	27,80%	19,70%	0%	33,30%
C4	60.699,50t	0t	50.370,00t	73.438,00t	0t
	32,90%	0%	27,30%	39,80%	0%
C5	60.699,50t	26.017,20t	50.370,00t	0t	47.417,16t
	32,90%	14,90%	27,30%	0%	25,75%
C6	60.699,50t	26.017,20t	50.370,00t	0t	47.417,16t
	32,90%	14,90%	27,30%	0%	25,75%
C7	60.699,50t	26.017,20t	32.842,70t	0t	64.948,10t
	32,90%	14,10%	17,80%	0%	35,20%
C8	51.806,24t	26.017,20t	50.370,00t	0t	47.417,16t
	28,08%	14,10%	27,30%	0%	25,70%

## 8.4 Substituição de Cargas Ambientais

Adicionalmente e conjuntamente aos 8 cenários anteriores, o estudo também buscou realizar cenários considerando a expansão de fronteiras dos SGRSU e a substituição de cargas ambientais.

Assim, os dados considerados para os processos de produção primária, foram os consumos de água e energia e as emissões de CO<sub>2</sub> eq. das etapas de extração de matéria prima e produção dos produtos a partir de matéria prima virgem, enquanto que na reciclagem foram incorporados também os dados dos consumos de água e energia e as emissões de CO<sub>2</sub> eq. destes processos. As etapas de transporte que são inerentes a ambos os processos, não foram considerados nesta etapa do estudo, por falta de dados e precisão para estimativas.

Foi necessário assumir assim que a reinserção de um produto secundário/ reciclável na cadeia produtiva evitaria os impactos ambientais da produção de bens a partir da matéria prima virgem. Por exemplo, ao se reciclar uma lata de aço ou de alumínio, deixaria de ser necessário extrair quantidade correspondente de minério de ferro ou bauxita necessária para se produzir uma lata de aço ou alumínio.

A Tabela 7 apresenta os dados dos consumos (de energia e água) e emissões (em CO<sub>2</sub>eq) dos processos de produção primária e reciclagem, para o caso brasileiro, segundo estudos e dados do governo federal (IPEA, 2010; EPE, 2014).

**Tabela 7:** Consumos de água e energia e as emissões de GEE dos processos de produção primária e reciclagem.

Consumo/Emissão	Unidade	Unidade/t (produção primária)	Unidade/t (reciclagem)
		Alumínio	
Energia	MWh	17,60	0,70
Água	m <sup>3</sup>	31,15	12,46
GEE	tCO <sub>2</sub> eq.	5,10	0,02
		Aço	
Energia	MWh	6,84	1,78
Água	m <sup>3</sup>	13,40	8,04
GEE	tCO <sub>2</sub> eq.	1,46	0,02
		Vidro	
Energia	MWh	4,83	4,19
Água	m <sup>3</sup>	1,00	0,50
GEE	tCO <sub>2</sub> eq.	0,60	0,35
		Papel	
Energia	MWh	4,98	1,47
Água	m <sup>3</sup>	40,50	29,20
GEE	tCO <sub>2</sub> eq.	0,28	0,01
		Plástico	
Energia	MWh	6,74	1,44
Água	m <sup>3</sup>	1,95	1,50
GEE	tCO <sub>2</sub> eq.	1,94	0,41

Fonte: IPEA, 2010; EPE, 2014., adaptado pelo próprio autor

Para cada cenário, os dados da Tabela 7, relativos aos consumos de energia e água e emissões expressas em tCO<sub>2</sub>eq, foram multiplicados pelo total desses materiais que foram encaminhados para às unidades de destinação final (e assim concluiriam seu ciclo de vida e

teriam que ser produzidos novamente) e triagem/ reciclagem (neste caso se evitaria os processos de produção primária). Dessa forma, foi possível estimar a quantidade destes consumos e emissões que foram incorporadas pelas ações efetivas e que poderiam ser adotadas pelo SGRSU, por meio do maior reaproveitamento destes resíduos secos e materiais considerados recicláveis. Os resultados destes cálculos são apresentados no Apêndice A – Tabelas 19, 20, 21 e 22.

## **8.5 Custeio do Ciclo de Vida**

Como apresentado no capítulo 4 (metodologia), a partir dos resultados obtidos por meio da expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais – conceitos apresentados no item 3.3.4.1 –, o trabalho utilizou conceitos do Custeio do Ciclo de Vida e dados de custos operacionais e de investimento dos SGRSU (PMS, 2014; BNDES, 2014), além de custos de externalidades ambientais, como energia, água e CO<sub>2</sub>eq (IPEA, 2010; EEA, 2016), para cada um dos cenários (Tabelas 5 e 6), conforme pode-se observar pela Tabela 24 do Apêndice C.

Para os custos da coleta comum e seletiva, triagem e disposição final de resíduos em aterro, foram considerados os custos do SGRSU em operação no ano de 2014 - apresentados pelo Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos do município de Sorocaba (PMS, 2014). Já os custos operacionais e de investimentos das unidades de compostagem, TMB e incineração, utilizaram dados apresentados pelo BNDES, que realizou estudos, também para o ano de 2014, sobre os custos para implementação destas tecnologias de tratamento de resíduos no Brasil (BNDES, 2014). Tais valores por toneladas de resíduos estão apresentados na coluna 2 da Tabela 24 do Apêndice C.

Na estimativa dos custos ambientais e de externalidades da geração de energia no Brasil, se utilizou dados do IPEA (2010). Assim, os aspectos ambientais que foram levados em consideração para a valoração das economias ambientais derivadas da economia de energia pela reciclagem foram os seguintes: perda de recursos madeireiros; perda de recursos

não madeireiros; danos ao ciclo hidrológico; perda de biodiversidade; perda de potencial de desenvolvimento de novas drogas; impactos sobre a saúde ocupacional e danos à saúde humana de emissões atmosféricas. O valor médio definido pelos estudos, atualizados para o ano de 2014, como custos ambientais por MWh de energia, foi de R\$266,80.

Para os valores dos custos ambientais dos recursos hídricos foram utilizados também dados do IPEA (2010). Nesse estudo se utilizou como referência os métodos de valoração e os preços estabelecidos para a cobrança pelo uso da água nos comitês de bacias do país. Tais preços atingiram uma média de R\$ 0,80 por m<sup>3</sup> d'água, também atualizados para o ano de 2014.

Por fim, para os GEE, foram utilizados os valores de mercado atualizados da permissão de emissões para uma tonelada de carbono equivalente, expressos em t.CO<sub>2</sub>eq. O valor médio das estimativas do preço da tonelada evitada de CO<sub>2</sub> – ou de outros GEE calculados em equivalentes de toneladas de CO<sub>2</sub>, segundo seu potencial de mudanças climáticas – foi, para o ano de 2014, de € 7,0/t.CO<sub>2</sub>eq, equivalente a R\$ 21,70/t.CO<sub>2</sub>eq (EEA, 2016).

## **9 RESULTADOS E DISCUSSÕES – CENÁRIOS**

### **9.1 Inventário do Ciclo de Vida (ICV)**

Na Tabela 8 são apresentados os dados do inventário das unidades de tratamento e destinação dos RSU por meio dos fluxos de entrada e saída para cada um dos cenários, com base na unidade funcional adotada pelo presente estudo e nas informações apresentadas no item 8.2.2.

## Primeira página

**Tabela 8:** Entradas e Saídas do ICV para as unidades de tratamento e disposição de resíduos para todos os cenários.

	Cenários							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
<b>a) Entradas</b>								
<b>a1- Energia Diesel (L)</b>	139.790	276.880	388.425	381.104	428.260	428.260	431.967	380.859
<b>Energia Elétrica (kWh)</b>	509.444	1.124.101	7.837.081	1.647.662	6.206.622	6.206.622	7.080.763	6.124.088
<b>a2 - Água (m³)</b>	51.949	253.277	281.954	345.835	367.123	367.123	256.878	366.945
<b>b) Saídas</b>								
<b>b1 - Emissões atmosféricas</b>								
<b>CH4 – metano (kg)</b>	6.240.605	1.985.908	182.159	1.046.027	164.156	164.156	164.156	149.216
<b>CO2 – dióxido de carbono (kg)</b>	4.346.374	1.341.735	0	657.501	0	0	0	0
<b>N – nitrogênio (kg)</b>	271.648	83.858	0	41.094	0	0	0	0
<b>N2O – óxido nitroso (kg)</b>	0	2.688	4.485	4.613	5.524	5.524	5.524	4.848
<b>NH3 – amoníaco (kg)</b>	0	70.737	82.549	121.399	127.383	127.383	127.383	109.596
<b>MP – material particulado (kg)</b>	0	0	736	0	569	569	779	569
<b>HCl – ácido clorídrico (kg)</b>	0	0	6.872	0	5.311	5.311	7.274	5.311
<b>SO2 – óxido de enxofre (kg)</b>	0	0	2.454	0	1.897	1.897	2.598	1.897
<b>Dioxinas (kg)</b>	0	0	3.435.964	0	2.655.361	2.655.361	3.637.094	2.655.361
<b>Compostos orgânicos voláteis (kg)</b>	0	201.600	255.706	345.987	376.044	376.044	378.884	325.352

**Segunda página****Tabela 8:** Entradas e Saídas do ICV para as unidades de tratamento e disposição de resíduos para todos os cenários.

	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>C5</b>	<b>C6</b>	<b>C7</b>	<b>C8</b>
<b>b2 - Emissões líquidas</b>								
Efluentes (m <sup>3</sup> )	49.212	228.106	224.492	292.670	293.239	293.239	300.654	293.239
<b>b3 - Resíduos sólidos</b>								
Rejeitos ou cinzas	0	0	35.965	0	37.971	37.971	42.231	35.659
<b>b4 - Recuperação de materiais e energia</b>								
Composto (t)	0	7.074	22.480	12.140	19.945	19.945	19.945	18.166
Geração de Energia* (kWh)	0	7.438.992	17.476.682	4.846.908	11.417.288	11.417.288	14.168.672	11.417.288

**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

A partir destas informações foi possível notar que há um aumento dos consumos de diesel, energia e água para todos os cenários de tratamento dos RSU, quando comparados com o cenário atual (C1). O aumento do consumo de diesel se deve principalmente as máquinas de operação das unidades de compostagem e TMB, enquanto que o aumento dos consumos de energia elétrica e água às unidades de triagem, tratamento biológico e também incineração. Os outros cenários tiveram um aumento do consumo de diesel em relação ao C1 (que estava em operação em 2014) de no mínimo 98% (C2) e no máximo 209% (C7).

Com relação às emissões atmosféricas pode-se destacar uma redução de metano ( $\text{CH}_4$ ) em todos os cenários quando comparados ao C1, principalmente naqueles que não utilizariam o aterro como forma de destinação dos resíduos, havendo assim uma redução de 68% no C2; 97% no C3, C5, C6 e C7; 83% no C4 e; 98% no C8. Nesses casos, as emissões de  $\text{CH}_4$  vem apenas das unidades de compostagem e TMB. Contudo pode-se observar o surgimento e aumento de outras emissões atmosféricas, como óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), amônia ( $\text{NH}_3$ ), material particulado (MP), ácido clorídrico (HCl), dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), dioxinas e compostos orgânicos voláteis (COVs).

Destaca-se ainda o aumento da geração dos efluentes líquidos e dos rejeitos e cinzas, quando comparados com o cenário atual, além das possibilidades da produção de composto pelos processos de TMB e compostagem e geração de energia elétrica por meio do metano do aterro e do TMB, além do incinerador. Quando comparados ao C1, pode-se notar um aumento na geração de efluentes líquidos de 364% no C2; 356% no C3; e nos demais 495%.

Com relação aos dados do inventário referentes à etapa de coleta e transporte dos resíduos, para efeito de avaliação de impactos foram considerados e utilizados aqueles de toneladas transportadas de resíduos, que podem ser visualizados e compreendidos por meio da Tabela 6 (item 8.3). Vale ainda destacar mais uma vez, que para os cenários 1 a 5, os resíduos que foram destinados para as unidades de triagem e compostagem utilizaram, como premissa adotada para esta etapa do estudo, o sistema de coleta seletiva, considerando as mesmas eficiências e consumos diagnosticados pelo estudo para o ano de 2014, apresentados na Tabela 4 (item 7.1) do SGRSU em Operação. Para os cenários 6, 7 e 8, também como

premissa, todas as formas de coleta e transporte, passaram a ter as mesmas eficiências encontradas pelo sistema da coleta comum, também apresentados na Tabela 4 (item 7.1).

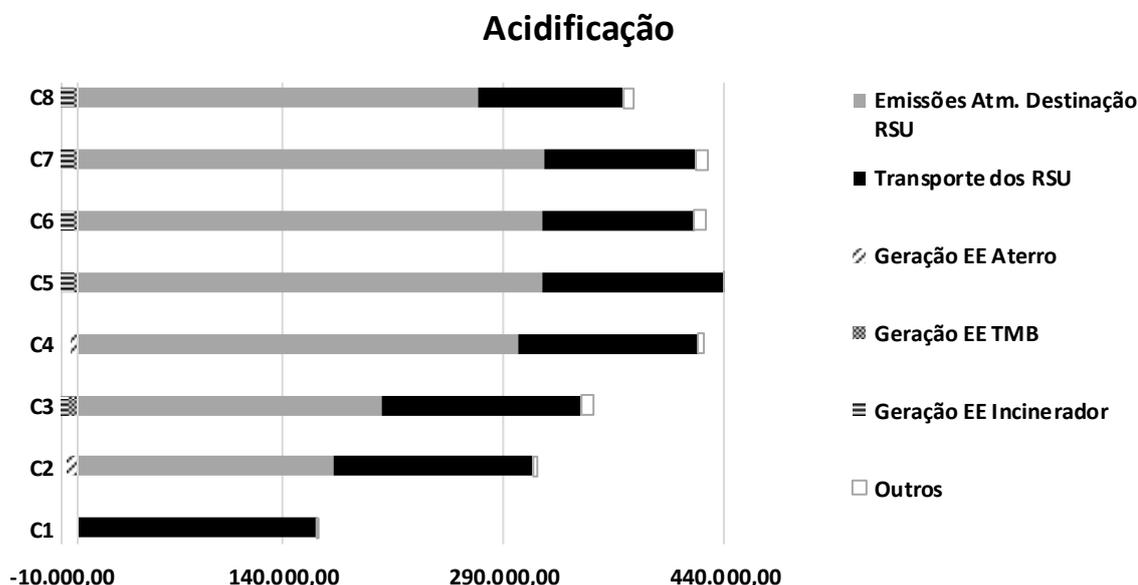
É importante ressaltar ainda, que os consumos de diesel e as emissões, também apresentados na Tabela 4, podem ser considerados para efeito de comparação de desempenho. Porém para os métodos de avaliação de impactos e análise de desempenho ambiental se obteve a quantificação dos impactos ambientais, para as categorias consideradas, através das toneladas transportadas de RSU e assim, para os aspectos ambientais inerentes ao ciclo de vida das atividades de transportes (como construção e manutenção de caminhões e vias de rodagem, e refino de petróleo para produção de óleo diesel), dados secundários foram utilizados. Como já destacado, estes foram coletados junto ao Database Ecoinvent, na forma dos seguintes conjunto de dados (datasets), foram: *'transport, waste collection lorry 21t/ADAPBR U'*; *Diesel at regional storage/ADAPBR U*; *Operation maintenance/ADAPBR/I U, road*; *Road/ADAPBR/I U* elaborado por Doka (2009a). As quantidades de RSU transportadas e as estimativas dos consumos de diesel para cada cenário, podem ser visualizadas na Tabela 23 do Apêndice B deste trabalho.

## **9.2 Avaliação de Impacto no Ciclo de Vida (AICV)**

### **9.2.1 Método de Caracterização**

A quantificação e análise das contribuições de cada atividade do SGRSU estão apresentados de maneira relativizada, por meio das Figuras 9, 10, 11, 12 e 13, em termos dos impactos ambientais considerados no estudo - Acidificação; Eutrofização; Mudanças Climáticas; Material Particulado e; Toxicidade Humana.

**Figura 9:** Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Acidificação – expressos em Kg de SO<sub>2</sub> eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização.



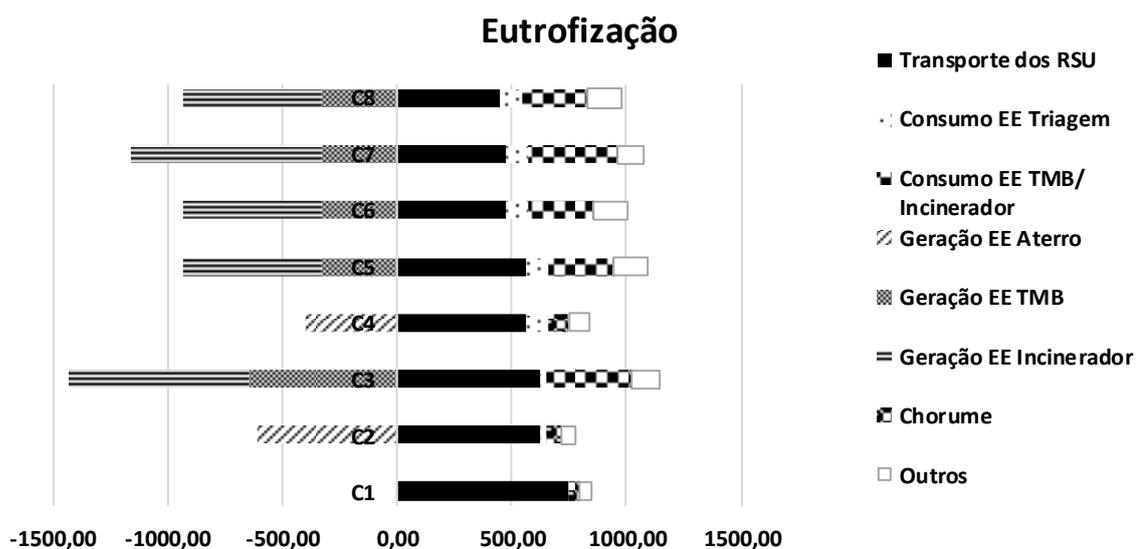
**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

A partir dos resultados da Figura 9 é possível observar que o impacto ambiental “acidificação” se elevaria para todos os cenários, onde pode-se destacar o aumento considerável das emissões atmosféricas das unidades de destinação de resíduos, quando adotados outros métodos de tratamento como a compostagem, TMB e incineração. Assim, por meio da soma de todas as atividades, além da subtração das cargas evitadas por meio da geração de energia, o C1 teria um saldo de emissões de 164.322 kg de SO<sub>2</sub> eq; o C2 teria um aumento de 86%, com saldo de 306.001 kg de SO<sub>2</sub> eq; o C3 aumentaria 104%, somando 335.597 kg de SO<sub>2</sub> eq; o C4 teria um acréscimo de 157%, passando a emitir 421.976 kg de

SO<sub>2</sub> eq; o C5 subiria 166%, com emissões de 436.930 kg de SO<sub>2</sub> eq; o C6 aumentaria 154%, passando a emitir 417.269 kg de SO<sub>2</sub> eq; o C7 teria o acréscimo de 153%, emitindo 416.196 kg de SO<sub>2</sub> eq e; o C8 aumentaria 124% emitindo assim 368.337 kg de SO<sub>2</sub> eq. As etapas dos transportes de resíduos, constituídas pelas coletas comum e seletiva, também se apresentam relevantes para esta categoria e se somadas, com exceção do C1, representam aproximadamente 40% de contribuição para esta categoria de impacto, em todos os cenários avaliados.

A seguir, por meio da Figura 10, são apresentados os resultados do impacto ambiental “Eutrofização”.

Figura 10: Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Eutrofização – expressos em Kg de PO<sub>4</sub> eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização



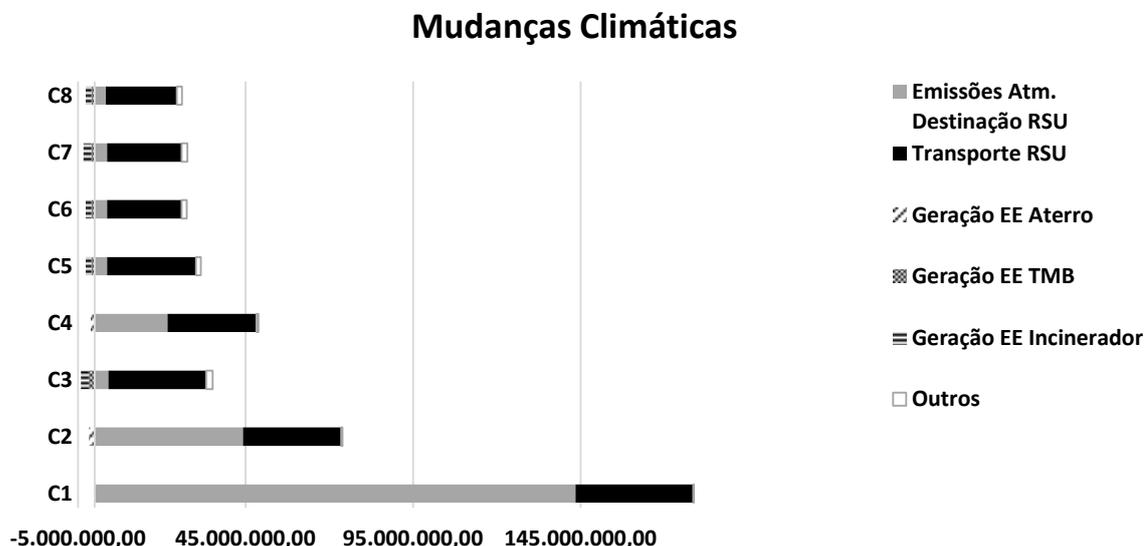
**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

Por meio da Figura 10, na categoria de impacto “eutrofização”, também quando somados os impactos gerados e evitados por meio das atividades que compreendem o SGRSU, pode-se notar reduções de impactos em todos os demais cenários, quando comparados ao C1, que emitiu 849 kg de PO<sub>4</sub> eq. Assim o C2 teria uma emissão de 165 kg de PO<sub>4</sub> eq e uma redução de 81% das emissões; o C3 teria um saldo de (-)290 kg de PO<sub>4</sub> eq com uma redução de 134%; o C4 emitiria 442 kg de PO<sub>4</sub> eq com uma redução de 48%; o C5 com redução de 81%, emitiria 159 kg de PO<sub>4</sub> eq; o C6 com emissões de 69 kg de PO<sub>4</sub> eq reduziria as emissões em 92%; o C7 com uma redução de 110% teria um saldo de (-)82 kg de PO<sub>4</sub> eq e; o C8 emitiria 46 kg de PO<sub>4</sub> eq reduzindo assim 95% das suas emissões.

Tais resultados, que podem ser visualizados pela Figura 10 e relacionados à Tabela 8 do inventário, se devem principalmente aos consumos de energia do TMB e do incinerador, assim como seus impactos evitados por meio da geração de energia dessas duas unidades de tratamento de resíduos, o que evitaria assim, o consumo de energia elétrica da matriz energética brasileira que é predominantemente hidráulica. Os transportes também se apresentaram relevantes e quando adotadas melhorias no sistema de coleta seletiva, pode-se notar ganhos de contribuição desta atividade para esta categoria de impacto.

Na sequência são apresentados os resultados para todos os cenários na categoria de impacto “Mudanças Climáticas”, através da Figura 11.

**Figura 11:** Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Mudanças Climáticas – expressos em Kg de CO<sub>2</sub> eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização.



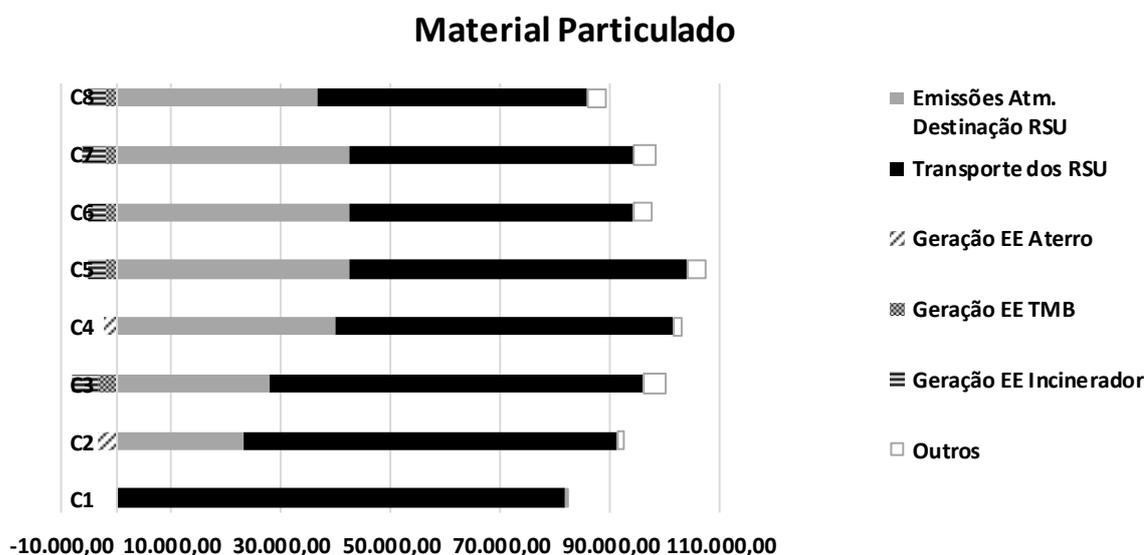
**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

Como se observa pela Figura 11, a categoria de impacto “mudanças climáticas” teria uma redução acentuada em todos os cenários quando comparados com o cenário atual C1 que emitia 174.514.060 kg de CO<sub>2</sub> eq. Se somadas as emissões e cargas evitadas, o C2 teria uma redução de 59% e passaria a emitir 70.885.730 kg de CO<sub>2</sub> eq.; o C3 reduziria 82% e emitiria 31.183.060 kg de CO<sub>2</sub> eq.; o C4 reduziria 73% das emissões com 47.035.270 kg de CO<sub>2</sub> eq.; o C5 com uma redução de 83% emitiria 29.141.330 kg de CO<sub>2</sub> eq.; o C6 reduziria 86% com emissões de 24.900.790 kg de CO<sub>2</sub> eq.; o C7 também com aproximados 86% de redução teria um saldo de 24.439.830 kg de CO<sub>2</sub> eq. e o C8 que reduziria 87% e teria emissões

aproximadas de 23.475.580 kg de CO<sub>2</sub> eq. Tais reduções se devem principalmente ao aumento do desvio dos resíduos do aterro e a conseqüente redução das emissões atmosféricas do CH<sub>4</sub>, além do aproveitamento energético do próprio metano nos cenários que fazem o seu uso (C2 e C4), assim como a inclusão do TMB e incineração nos demais cenários (C3, C5, C6, C7 e C8), o que reduziu as emissões do CH<sub>4</sub> e proporcionou ainda impactos evitados por meio da geração de energia.

Em seguida, a Figura 12 apresenta os impactos do “Material Particulado”, para todos os cenários.

**Figura 12:** Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Material Particulado— expressos em Kg de MP 10 eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização.

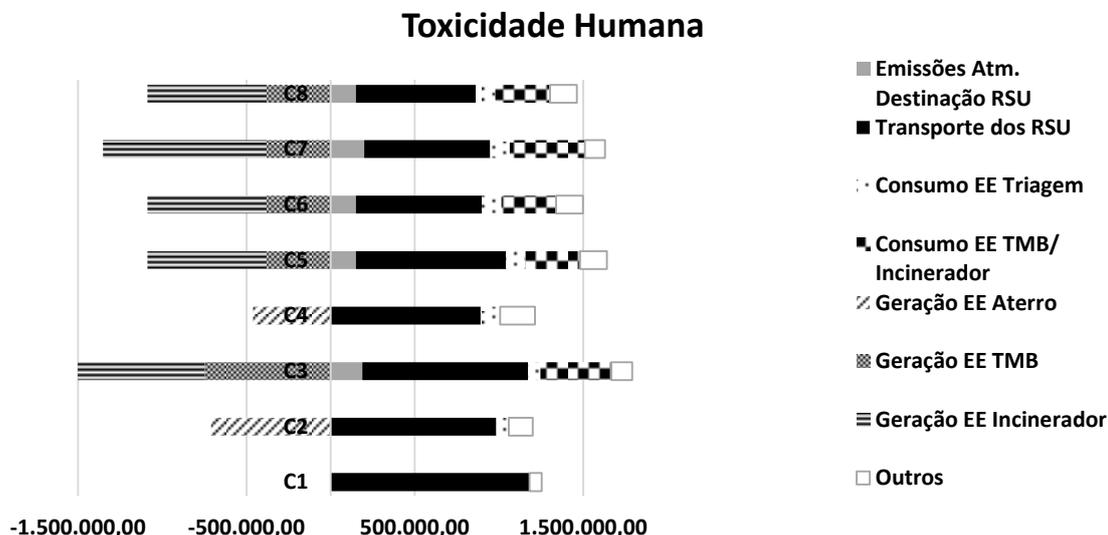


**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

Com relação a categoria de impacto “material particulado”, por meio da Figura 12, pode-se notar um aumento dessas emissões em todos os cenários, também quando comparados ao C1 que emitia 82.507 kg de MP 10 eq. Assim, o C2 teve um aumento de 8% passando a emitir 89.079 kg de MP 10 eq; o C3 com aumento de 12% passou a emitir 92.393 kg de MP 10 eq; o C4 que teve um aumento de 22% emitiu 100.957 kg de MP 10 eq; o C5 com emissões de 102.447 kg de MP 10 eq aumentou em 24%; o C6 com aumento de 12% emitiu 92.558 kg de MP 10 eq; o C7 com emissões de 91.834 kg de MP 10 eq aumentou 11% e; o C8 com aumento de 2% emitiria 84.214 kg de MP 10 eq. Tais resultados são atribuídos principalmente às emissões das unidades de tratamento de RSU, que passam a receber maior volume desviado do aterro, como é o caso da compostagem, TMB e incineração. Os transportes também aparecem com contribuições significativas para esta categoria de impacto, com uma média de 67% para todos os cenários, e pode-se notar assim reduções importantes nos C6, C7 e C8, que passam a ter melhorias nas suas eficiências de coleta e transporte e consumos de diesel. Apenas como exemplo, os transportes do C1 emitiam 81.985 kg de MP 10 eq, enquanto que no C7 passariam a emitir 51.962 kg de MP 10 eq, reduzindo assim 37 % das emissões.

Por fim, na Figura 13, seguem as contribuições de todos os cenários para o impacto “Toxicidade Humana”.

**Figura 13:** Atividades e suas contribuições ao impacto ambiental Toxicidade Humana – expressos em Kg de DB eq. – para cada um dos cenários, por meio do método de caracterização.



**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

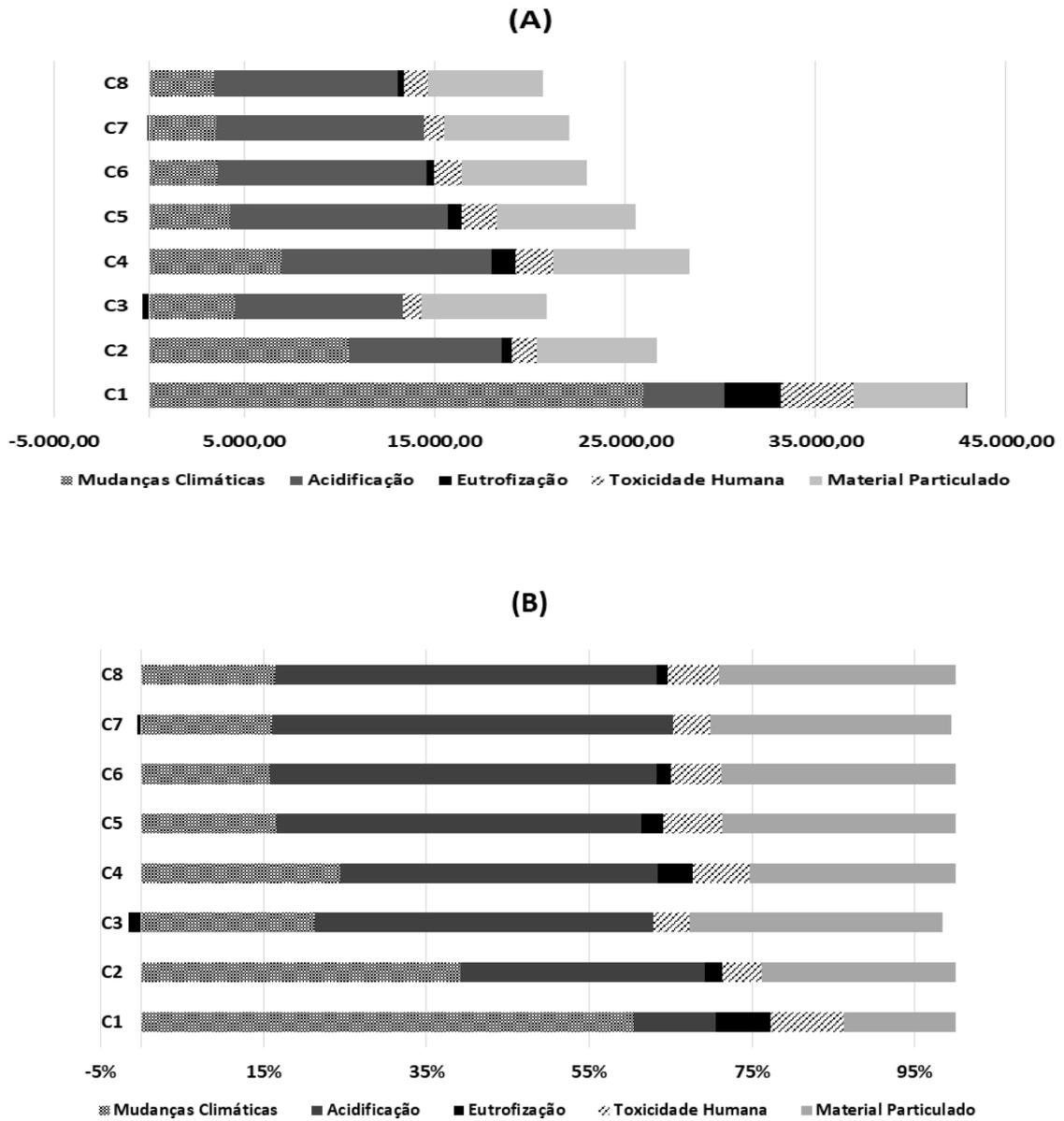
Através da Figura 13, na categoria “toxicidade humana”, quando também somados os impactos gerados e aqueles possíveis de serem evitados, nota-se melhoria de desempenho em todos os cenários, comparados ao C1 que emitia 1.253.012 kg de DB eq. Assim o C2 passaria a emitir 491.516 kg de DB eq reduzindo em 61% seus impactos; o C3 emitiria 124.660 kg de DB eq e teria uma redução de 90%; o C4 com redução de 40%, emitiria 751.536 kg de DB eq; o C5 com emissões de 552.505 kg de DB eq, reduziria em 56% seus impactos; o C6 com redução de 67%, teria um saldo de 409.975 kg de DB eq; o C7 com emissões de 277.706 kg de DB eq reduziria em 78% e o C8 com redução de 70% emitiria 373.893 kg de DB eq. O

consumo de energia e as emissões atmosféricas das unidades de tratamento contribuem para o aumento dos impactos nesta categoria, enquanto as melhorias de desempenho e redução deste impacto se devem às atividades de geração de energia do aterro e principalmente do TMB e incinerador.

### **9.2.2 Método de Normalização**

A seguir, os efeitos ambientais serão apresentados de maneira coletiva e integrada, a partir da formulação de indicador único de desempenho (normalização). Tais resultados são apresentados na Figura 14 em termos de contribuições de cada categoria de impacto para todos os cenários realizados no estudo, por meio do indicador único de desempenho para o SGRSU.

**Figura 14:** Impactos Totais e as contribuições – por meio da pontuação única (A) e em porcentagem (B) – de cada categoria de impacto para todos os cenários



**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

A partir deste procedimento foi possível observar que o desempenho ambiental do SGRSU poderia melhorar se adotadas medidas para o maior reaproveitamento e tratamento dos resíduos, combinadas a maior eficiência do sistema de coleta seletiva, além da compostagem nos locais de geração consideradas no cenário 8.

Observa-se pela Figura 14a, que o “C1” apresentou uma pontuação total de 42.251, enquanto que os demais cenários apresentaram melhorias de desempenho, como o C2 que reduziu em 38% os impactos totais; o C3 em 52%; o C4 em 34%; o C5 em 40%; o C6 em 46%; o C7 em 49% e; o C8 em 52%.

Pela Figura 14b, percebe-se que os cenários diferentes do que estava em operação em 2014 (C1) e do C2, possuem maiores contribuições de impactos da acidificação e reduções relativas às contribuições das mudanças climáticas.

No C1 as principais contribuições em termos de impactos ambientais foram: mudanças climáticas (60%), seguido de material particulado (14%), acidificação (10%), toxicidade humana (9%) e eutrofização (7%). No “C2” as contribuições para os impactos totais ficariam por conta de 39% das mudanças climáticas, 30% da acidificação, 24% do material particulado, 5% da toxicidade humana e 2% da eutrofização.

O “C3” apresenta a contribuição de 43% da acidificação, 32% do material particulado, 22% mudanças climáticas, 5% toxicidade humana e (-)2% eutrofização, para os impactos ambientais totais. Este cenário apresentou os impactos evitados por meio da geração de energia advinda das unidades de tratamento e destinação dos resíduos, contribuindo assim para a redução do uso de fontes hidroelétricas e conseqüentemente para a redução dos impactos ambientais da eutrofização. No “C4”, onde também seriam destinados resíduos ao aterro, as principais contribuições aos impactos ambientais totais ficariam por conta da acidificação (39%), material particulado (25%), mudanças climáticas (24%), toxicidade humana (7%) e eutrofização (4%).

O “C5” receberia contribuições aos impactos ambientais totais por meio de 45% da acidificação, 29% do material particulado, 17% das mudanças climáticas, 7% da toxicidade humana e 4% da eutrofização. No “C6” as principais contribuições aos impactos ambientais

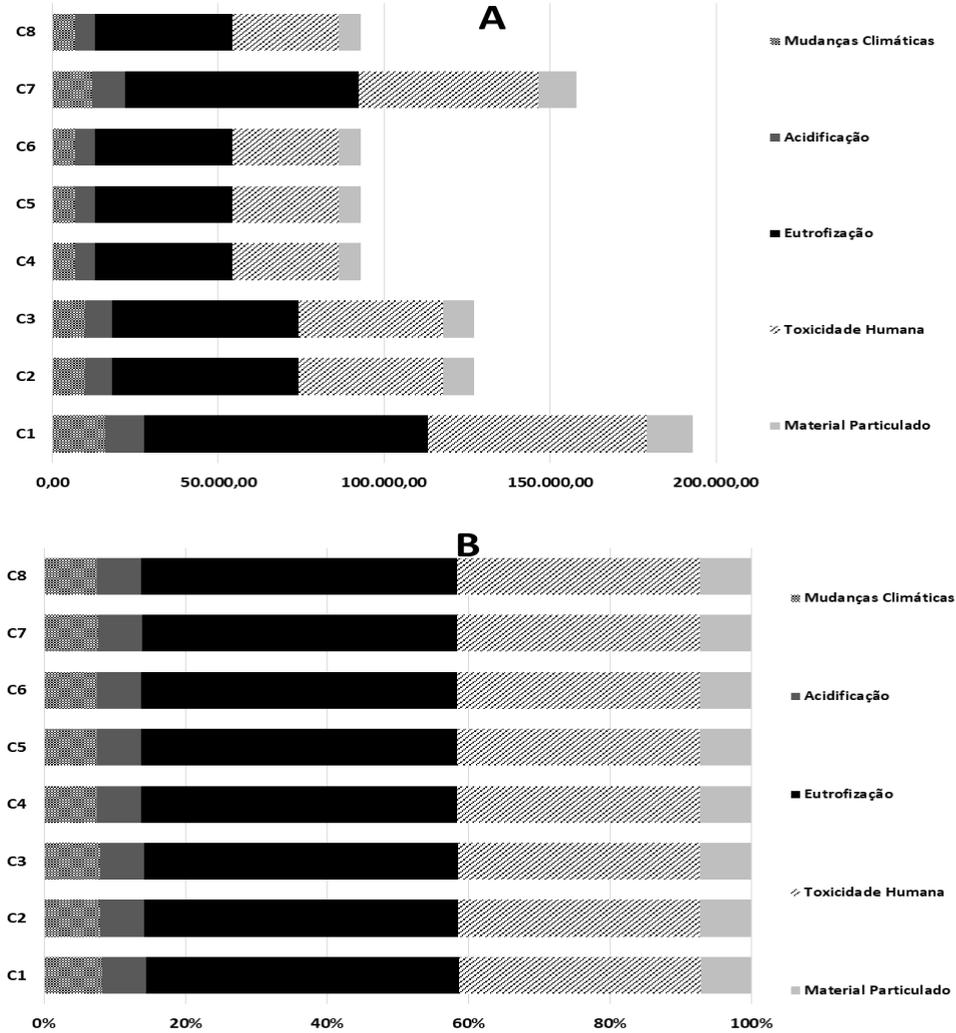
totais vêm por meio de 48% da acidificação, 29% do material particulado, 16% das mudanças climáticas, 6% da toxicidade humana e 2% da eutrofização.

No “C7” a acidificação contribui com 50%, o material particulado com 30%, as mudanças climáticas com 16%, a toxicidade humana com 5% e a eutrofização com uma redução de (-)1. Por fim o “C8”, recebe as principais contribuições da acidificação (47%), do material particulado (29%), das mudanças climáticas (16), da toxicidade humana (6%) e da eutrofização (0,1%).

Dando sequência, a seguir serão apresentados os resultados dos potenciais impactos ambientais advindos das emissões de CO<sub>2</sub>eq e dos consumos de água e energia dos processos de produção primária e reciclagem dos resíduos, que foram definidos e considerados pelo método de substituição de cargas ambientais e expansão de fronteiras, apresentados no capítulo 8.4 e que estariam ligados aos procedimentos e eficiência dos SGRSU.

A Figura 15 apresenta os impactos totais e as contribuições de cada categoria de impacto contemplada neste estudo, considerando a reciclagem e a produção de matéria-prima virgem.

**Figura 15:** Contribuição dos impactos – em pontuação (A) e porcentagem (B) – para cada cenário, considerando os impactos ambientais dos processos de produção primária e reciclagem considerados pelo sistema de produto e pelo método de expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais.



**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

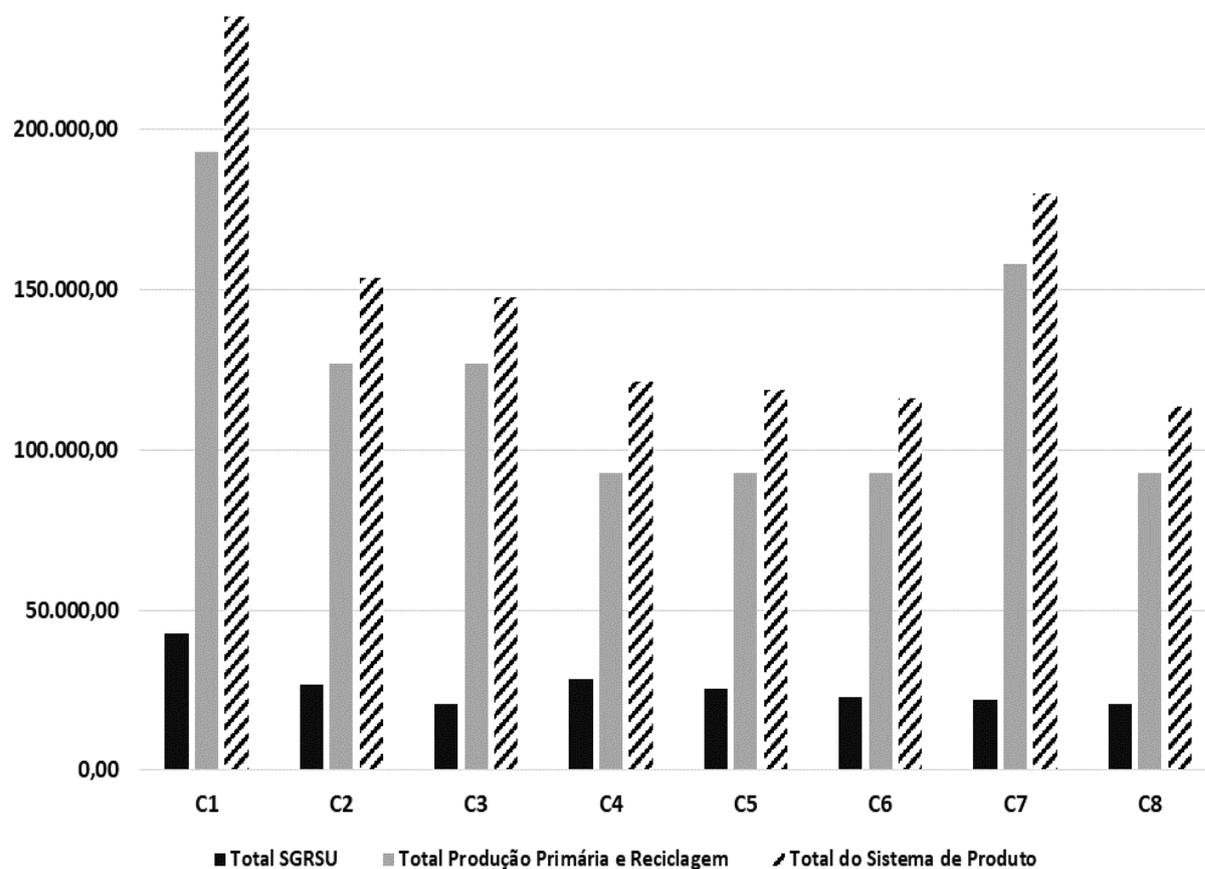
Para esta etapa do estudo e da Figura 15a, destaca-se principalmente a redução dos impactos ambientais, por meio do indicador único/ método de normalização, nos Cenários 4, 5, 6 e 8 – que contam com os maiores índices de reaproveitamento dos resíduos recicláveis secos (70%) – seguidos dos Cenários 2 e 3 – em que os índices são menores (40%) – e do Cenário 7, que envia plásticos e papeis ao incinerador, e assim, impacta a necessidade de produção primária destas matérias primas e materiais. O cenário 1, atual, com apenas 3,4% de reciclagem de resíduos secos, é o pior.

Pode-se observar ainda que a categoria de impactos ambientais que mais contribuiu para os impactos totais foi Eutrofização, seguida de Toxicidade Humana, Mudanças Climáticas, Material Particulado e Acidificação

Foi possível notar também, através da Figura 15b, grande similaridade nas contribuições de cada categoria de impacto para todos os cenários analisados. Tais impactos receberam principalmente as influências dos consumos de energia - por meio da matriz hidroelétrica brasileira - das atividades de produção primária e reciclagem, como pode-se notar por meio da Figura 20 do Apêndice D.

Os dados apresentados na Figura 15 foram incorporados aos da Figuras 14 e assim pôde-se gerar um indicador único pelo método de normalização para análise do desempenho ambiental com base na expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais, por meio das atividades a que o SGRSU pode interferir. Assim, na Figura 16 são apresentadas as pontuações de cada cenário, reduções de impactos e consequentes melhorias de desempenho ambiental – comparados com o cenário atual (C1).

**Figura 16:** Desempenho Ambiental do SGRSU, dos Processos de Produção Primária e Reciclagem e do Sistema de Produto completo adotado.



**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

Pode-se notar então, pela Figura 16, que com a soma das pontuações dos indicadores da expansão de fronteiras aos indicadores do SGRSU, os resultados se apresentaram mais satisfatórios principalmente com aqueles cenários que consideraram maior reaproveitamento dos resíduos secos pela via tecnológica da reciclagem, como são os casos dos cenários C4, C5, C6 e C8, com pontuações de 121.354; 118.555; 115.974 e; 113.650; e redução de 49%; 50%; 51% e; 52%, respectivamente, comparados ao C1 que apresentou pontuação de 230.980. É importante destacar também as contribuições positivas dos transportes quando adotada a eficiência da coleta comum para o sistema de coleta seletiva, além dos impactos evitados a partir da geração de energia das unidades de tratamento e adoção de medida de prevenção por meio da compostagem realizada em locais da geração dos resíduos úmidos. Os C2, C3 e C7 receberam ainda as pontuações de 153.692; 147.520 e; 179.996, apresentando reduções de 35%; 37% e; 24%, respectivamente, também comparados ao C1.

### **9.3 Custeio do Ciclo de Vida (CCV)**

A Tabela 9 apresenta os dados utilizados para o cálculo do Custeio do Ciclo de Vida – Financeiro e Ambiental por meio dos resultados dos custos operacionais e de investimentos e das externalidades ambientais para cada Cenário. Os custos operacionais e de investimentos dos modais de transporte, triagem, tratamento e disposição final, expressos em reais por tonelada de resíduos, além dos custos das externalidades ambientais, expressos em reais pelas unidades de energia (MWh), água (m<sup>3</sup>) e GEE (t.CO<sub>2</sub>eq.), estão expostos na coluna 2 da Tabela 23 do Apêndice C.

**Primeira Página****Tabela 9:** Custos anuais ambientais de externalidades da produção primárias (PP) e reciclagem (R) e do SGRSU e custos operacionais e de investimentos do SGRSU.

	Cenários							
	C1	C2	C3	C4	C5	C6	C7	C8
<b>Externalidade PP + R</b>	<b>R\$ Total</b>	<b>R\$ Total</b>	<b>R\$ Total</b>	<b>R\$ Total</b>	<b>R\$ Total</b>	<b>R\$ Total</b>	<b>R\$ Total</b>	<b>R\$ Total</b>
Energia (MWh)	114.304.170,64	75.409.909,49	75.409.909,49	55.398.446,90	55.398.446,90	55.398.446,90	94.098.102,87	55.398.446,90
Água (m <sup>3</sup> )	1.190.909,59	1.016.243,66	1.016.243,66	926.232,50	926.232,50	926.232,50	1.132.355,74	926.232,50
CO <sub>2</sub> eq (t)	1.773.486,32	1.055.734,39	1.055.734,39	685.831,23	685.831,23	1.277.537,37	685.831,23	685.831,23
<i>Sub total</i>	<i>117.268.566,55</i>	<i>77.481.887,54</i>	<i>77.481.887,54</i>	<i>57.010.510,63</i>	<i>57.010.510,63</i>	<i>96.507.995,98</i>	<i>57.010.510,63</i>	<i>57.010.510,63</i>
<b>Externalidade SGRSU</b>								
Energia (MWh)	135.918,59	299.909,88	2.090.932,94	439.595,69	1.655.926,22	1.655.926,22	1.889.146,77	1.633.907,21
Água (m <sup>3</sup> )	41.558,88	202.621,62	225.563,29	276.668,05	293.698,66	293.698,66	205.502,65	293.556,36
CO <sub>2</sub> eq (t)	3.786.955,10	1.538.220,34	676.672,40	1.020.665,36	632.366,86	540.347,14	530.344,31	509.420,09
<i>Sub total</i>	<i>3.964.432,57</i>	<i>2.040.751,85</i>	<i>2.993.168,63</i>	<i>1.736.929,10</i>	<i>2.581.991,73</i>	<i>2.489.972,02</i>	<i>2.624.993,73</i>	<i>2.436.883,66</i>
<b>Total Externalidades</b>	<b>121.232.999,12</b>	<b>79.522.639,38</b>	<b>80.475.056,17</b>	<b>58.747.439,72</b>	<b>59.592.502,36</b>	<b>59.500.482,64</b>	<b>99.132.989,71</b>	<b>59.447.394,29</b>
<b>Custos SGRSU</b>								
Coleta comum (t)	37.978.539,00	31.541.146,50	31.541.146,50	28.571.287,50	28.571.287,50	28.571.287,50	28.571.287,50	26.677.023,12
Coleta seletiva (t)	4.793.114,30	28.138.400,42	28.138.400,42	38.908.810,20	38.908.810,20	10.728.810,00	10.728.810,00	10.728.810,00

## Segunda Página

**Tabela 9:** Custos anuais ambientais de externalidades da produção primárias (PP) e reciclagem (R) e do SGRSU e custos operacionais e de investimentos do SGRSU.

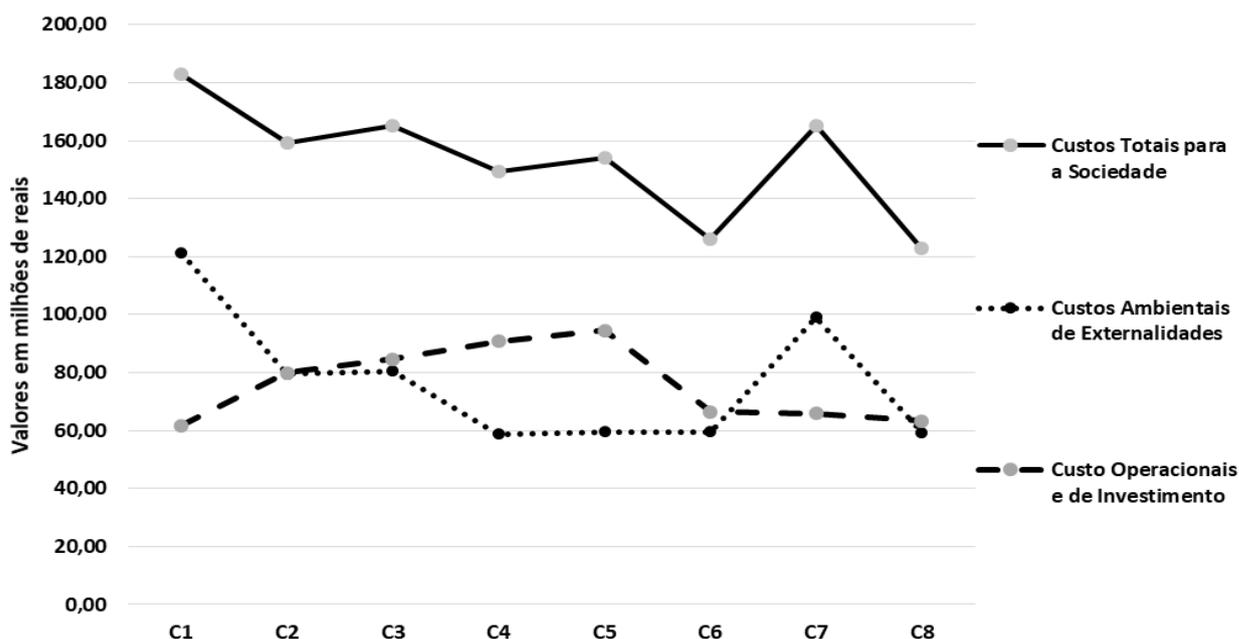
	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>C5</b>	<b>C6</b>	<b>C7</b>	<b>C8</b>
<i>Sub total</i>	42.771.653,30	59.679.546,92	59.679.546,92	67.480.097,70	67.480.097,70	39.300.097,50	39.300.097,50	37.405.833,12
Triagem (t)	1.106.537,65	6.496.026,91	6.496.026,91	8.982.482,10	8.982.482,10	8.982.482,10	5.856.838,69	8.982.482,10
Compostagem (t)	0,00	4.951.590,00	4.951.590,00	8.497.930,00	8.497.930,00	8.497.930,00	8.497.930,00	7.252.873,60
TMB (t)	0,00	0,00	7.035.703,50	0,00	3.564.356,40	3.564.356,40	3.564.356,40	3.564.356,40
Incinerador (t)	0,00	0,00	12.271.300,00	0,00	9.483.432,00	9.483.432,00	12.989.620,00	9.483.432,00
Aterro (t)	17.830.300,00	11.271.200,00	0,00	7.343.800,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<i>Sub total</i>	18.936.837,65	22.718.816,91	30.754.620,41	24.824.212,10	30.528.200,50	30.528.200,50	30.908.745,09	29.283.144,10
<i>Sub total SGRSU</i>	61.708.490,95	82.398.363,83	90.434.167,33	92.304.309,80	98.008.298,20	69.828.298,00	70.208.842,59	66.688.977,22
Energia Gerada (kWh)	0,00	2.477.184,34	5.819.735,04	1.614.020,36	3.399.959,94	3.399.959,94	4.316.170,69	3.399.959,94
<b>Total Custo SGRSU</b>	<b>61.708.490,95</b>	<b>79.921.179,49</b>	<b>84.614.432,29</b>	<b>90.690.289,44</b>	<b>94.608.338,26</b>	<b>66.428.338,06</b>	<b>65.892.671,90</b>	<b>63.289.017,28</b>
<b>CUSTOS PARA SOCIEDD</b>	<b>182.941.490,07</b>	<b>159.443.818,88</b>	<b>165.089.488,46</b>	<b>149.437.729,16</b>	<b>154.200.840,62</b>	<b>125.928.820,70</b>	<b>165.025.661,61</b>	<b>122.736.411,57</b>

**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

Assim, com base nos custos de externalidade ambiental dos kWh de energia, m<sup>3</sup> de água e toneladas de CO<sub>2</sub> eq e dos seus respectivos consumos e emissões, foi possível chegar ao total de custos das externalidades ambientais de cada cenário. A partir também dos custos operacionais e de investimentos por toneladas de resíduos e das efetivas e potenciais quantidades de destinação para cada unidade de tratamento, foi possível mensurar e estimar estes custos para cada um dos cenários. Tais cálculos podem ser também visualizados de maneira mais detalhada por meio da Tabela 24 do Apêndice C.

Os “custos totais para a sociedade”, última linha da Tabela 9, foram calculados pela soma dos custos operacionais e de investimentos do SGRSU e dos custos de externalidades ambientais que o sistema causa e poderia causar. A Figura 17 apresenta um gráfico desses três custos para cada um dos cenários.

**Figura 17:** Custos Ambientais; Custos Operacionais e de Investimentos e; Custos Totais para a Sociedade.



**C1:** cenário atual (3,4% de reciclagem em 2014). **C2:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% para aterro; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% para aterro. **C3:** 42% dos resíduos úmidos orgânicos para compostagem e 58% TMB; 41% dos resíduos secos para reciclagem e 59% incinerados. **C4:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% ao aterro; 70% dos resíduos secos para reciclagem e 30% para aterro. **C5:** 70% dos resíduos orgânicos para compostagem e 30% para o TMB; 70% dos resíduos secos e recicláveis aproveitados via reciclagem e 30% para incineração. **C6:** C5 com a coleta seletiva tendo a mesma eficiência da coleta comum. **C7:** C6 mais resíduos plásticos e papeis encaminhados para a incineração. **C8:** C6 mais 10% de compostagem.

Com base na Figura 17 é possível observar que o cenário que operava em 2014 (C1) tinha um custo operacional mais baixo, de aproximadamente R\$61,7 milhões, porém causava maior externalidade ambiental, de aproximadamente R\$121,2 milhões anuais, levando a um custo de R\$182,9 milhões para a sociedade, o maior de todos os cenários.

Nota-se que a partir dos investimentos, principalmente nos cenários 4 e 5, onde haveria um maior reaproveitamento de materiais recicláveis (70%), os custos operacionais anuais aumentariam, comparados ao C1, em aproximadamente 50% – para R\$ 90,7 milhões e R\$94,6 milhões, respectivamente –, porém as externalidades diminuiriam aproximadamente 51% – para R\$ 58,7 milhões e R\$ 59,6 milhões, respectivamente –, causando um custo anual total para a sociedade de R\$ 149,4 milhões e R\$ 154,2 milhões, respectivamente, sendo reduzidos assim em 18% e 16%, respectivamente, também comparados ao C1.

O mesmo aconteceria no cenário 2, com compostagem e reciclagem na faixa dos 40%. Neste cenário, os custos e investimentos anuais passariam para R\$ 79,9 milhões e as externalidades seriam reduzidas, se comparadas ao cenário atual, para aproximadamente R\$ 79,5 milhões/ano. O cenário 3 (metas desfavoráveis mais TMB e incinerador) passaria a ter também um custo anual operacional mais baixo (R\$ 84,6 milhões) quando comparado aos cenários 4 e 5, porém com a externalidade em torno de R\$ 80,5 milhões/ano.

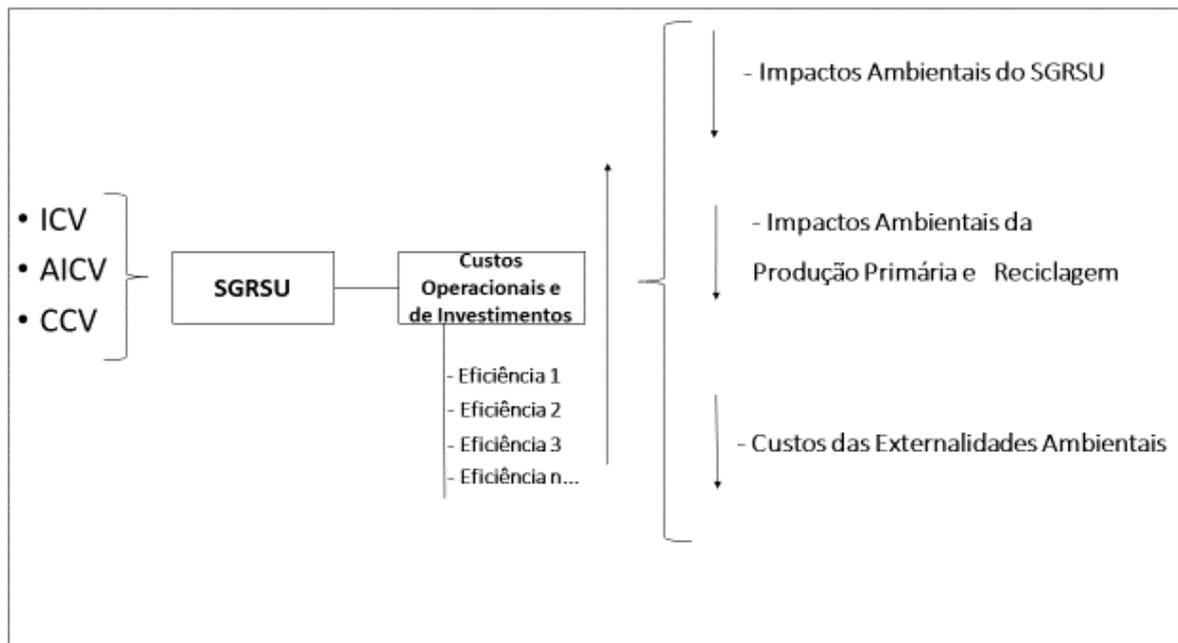
Quando os transportes passam a ser realizados todos com a mesma eficiência da coleta comum, há também uma redução nos custos inerentes a esta etapa, e assim, os cenários 6, 7 e 8 passam a ter um custo operacional menor que os demais cenários com metas de reaproveitamento similares. Destacam-se, principalmente, os resultados econômicos do cenário 8 (o que apresenta compostagem descentralizada), com custos operacionais de R\$ 63,3 milhões, custos ambientais de R\$59,4 milhões e custos totais para a sociedade de R\$ 122,7 milhões, obtendo assim o melhor desempenho econômico de todos os cenários.

#### **9.4 Integração dos Indicadores e os Cenários na ACV para elaboração de Políticas Públicas de Gestão de RSU**

Após apresentar os dados dos inventários, da avaliação de impactos e desempenho ambiental e do custeio do ciclo de vida, buscou-se então analisar os resultados de forma integrada, correlacionando os custos operacionais e de investimentos dos oito cenários com os

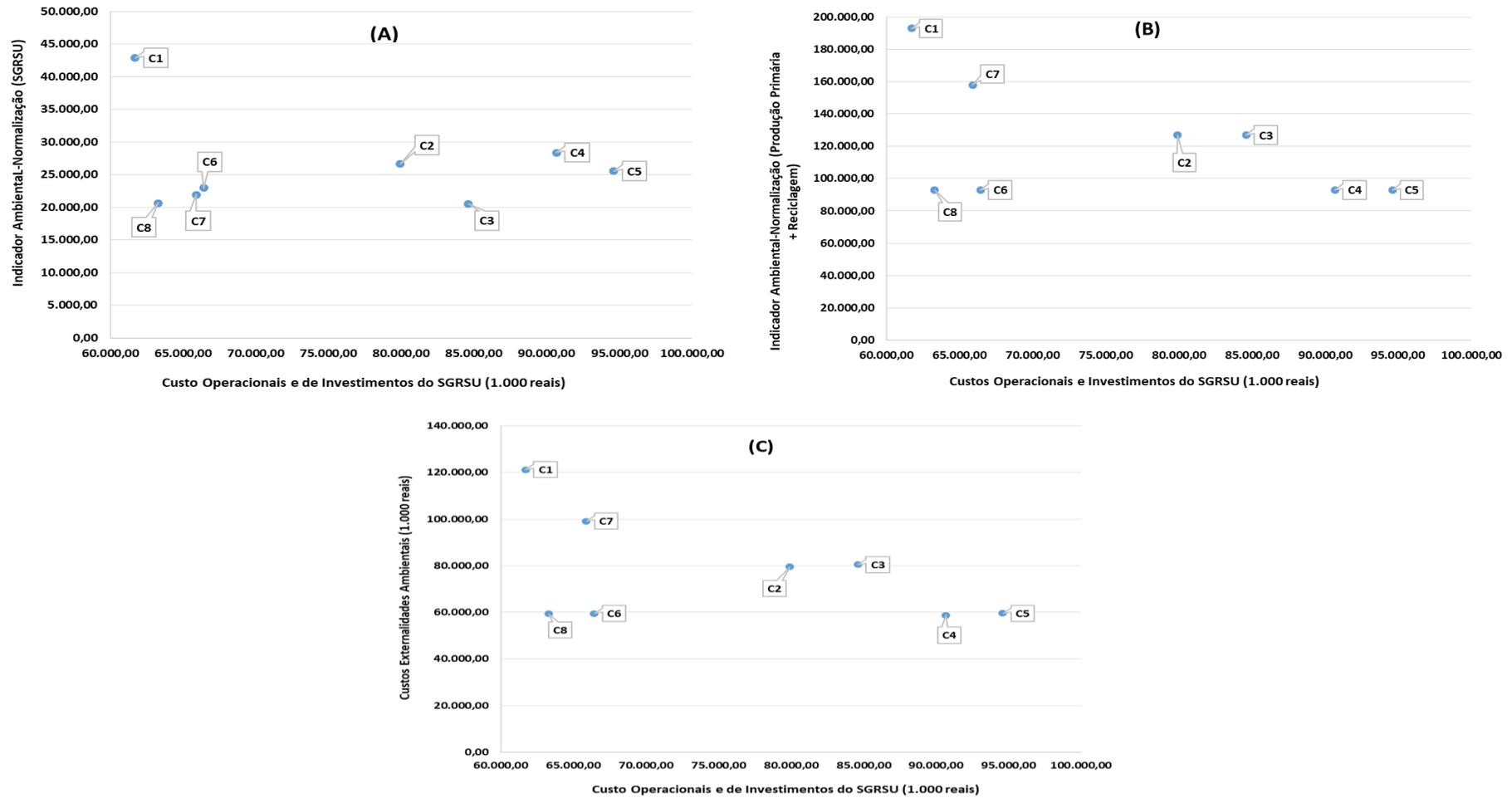
desempenhos ambientais do SGRSU e dos resultados do método de substituição das cargas ambientais, além dos custos das externalidades ambientais, conforme pode-se visualizar por meio da Figura 18.

**Figura 18:** Interações dos custos operacionais e de investimentos e suas respectivas eficiências com os desempenhos ambientais do SGRSU, dos resultados do método de substituição das cargas ambientais e dos custos das externalidades.



Foi possível então observar, a partir do inventário e dos métodos de avaliação de impacto ambiental e de custeio do ciclo de vida, que há uma relação direta da melhoria da eficiência do SGRSU com o aumento e melhor gestão dos custos e investimentos, e que tais investimentos trariam reduções de impactos ambientais do próprio SGRSU e dos sistemas afetados (reciclagem e produção primária), além da redução dos custos de externalidades ambientais. A seguir, são apresentadas as correlações dos resultados por meio da Figura 19, onde pode-se compreender de maneira mais detalhada como os investimentos operacionais refletem nos indicadores ambientais e nos custos de externalidade.

**Figura 19:** Relação dos Custos Operacionais e de Investimentos com os Impactos Ambientais do SGRSU (A), da Produção Primária e Reciclagem (B) e, com os Custos de Externalidade Ambiental.



Assim, foi possível perceber que nos cenários 2, 3, 4, e 5 os custos operacionais e de investimentos são os mais significativos, enquanto que os cenários 6, 7 e 8 representam custos menores, destacando-se o cenário 8, que adota medidas de prevenção por meio da compostagem comunitária nos locais de geração, como condomínios, bairros, escolas e outros espaços públicos da cidade, evitando assim o uso dos transportes e unidades de tratamento de resíduos.

Destaca-se que com os investimentos em compostagem (centralizada e/ou não centralizada), TMB e incineração, bem como numa coleta seletiva mais eficiente, há uma redução de impactos ambientais do SGRSU (Figura 19a) principalmente nos cenários 3, 6, 7 e 8. Para ampliação da análise, se adotada a correlação da redução dos impactos ambientais do SGRSU com o valor monetário investido, destaca-se principalmente uma redução de 14 pontos/ real investido no C8, seguidos da redução de 5 pontos/ real investido no C7 e 4 pontos/ real investido no C6. Os demais cenários teriam reduções de 1 ponto por real investido.

Por meio da avaliação dos impactos da produção primária e reciclagem (Figura 19b), os desempenhos se apresentam melhores nos cenários 4, 5, 6 e 8, que são aqueles que apresentam os maiores índices de reaproveitamento de resíduos/ materiais recicláveis. Porém quando adotadas também a correlação de redução de impacto por real investido, nota-se melhores resultados no C8, que teria uma redução de 63 pontos/ real investido, seguidos do C6, com 21 pontos/ real investido, e do C7, com 8 pontos/ real investido. Os demais cenários tiveram reduções de 3 e o C2 de 4 pontos por real investido.

Quando analisados os custos das externalidades ambientais (Figura 19c), pode-se notar semelhanças do indicador aos impactos da produção primária e reciclagem, onde os cenários 4, 5, 6 e 8 apresentaram maiores reduções. Porém, destaca-se também, quando adotadas as correlações, para este caso de redução dos custos das externalidades ambientais por valor em real investido no SGRSU, que os Cenário 8 apresenta o melhor resultado, com a redução de 42 reais / real investido, seguidos do C6, com redução de 14 reais/ real investido, e do C7, com redução de 6 reais/ real investido. Os demais cenários apresentam uma relação de redução de 2 reais a cada real investido.

Assim, foi possível perceber que, através do C7 (Figura 19a), quando não considerados os processos de expansão de fronteiras e expansão de cargas ambientais dos

processos de produção primária e reciclagem, o tratamento térmico pode diminuir os impactos do SGRSU, principalmente aqueles advindos das emissões atmosféricas e das cargas evitadas do uso de energia elétrica, como demonstrado de maneira mais detalhada no capítulo 9.2.1. Porém quando considerado todo o sistema de produto em análise nesse estudo, há avanços nos indicadores principalmente nos C6 e C8, que além de melhorias do sistema de coleta seletiva, passam também a reaproveitar mais os resíduos secos por meio da via tecnológica da reciclagem, como pode ser visto por meio das Figuras 19b e 19c.

Desta maneira foi possível observar a importância da integração da análise dos custos operacionais e de investimentos com os indicadores ambientais e os custos de externalidade. O uso do método de substituição de cargas ambientais para a produção primária e reciclagem, complementando e integrando o desempenho ambiental do SGRSU, assim como para análise dos custos de externalidades ambientais, demonstraram como estes aspectos estão ligados à eficiência e necessidade de investimento no SGRSU que estava operando no ano de 2014.

Com base nos resultados apresentados, nota-se que as técnicas de Avaliação de Impactos do Ciclo de Vida e Custeio de Ciclo de Vida mostraram-se adequadas e eficientes para análise de cenários e desta forma podem ser utilizadas como ferramentas de gestão e apoio a tomadas de decisões em políticas públicas de gestão de RSU. Essas técnicas possibilitaram assim a proposição de diretrizes e ações de gestão, que corroboram com as legislações nacionais e as melhores práticas e tendências internacionais (BRASIL, 2010; BROCKMANN *et al.*, 2018; GUERRERO *et al.*, 2013; RESTREPO e MORALES-PINZÓN, 2018; SANTOS *et al.*, 2018; XU *et al.*, 2018), como pode-se visualizar pela Tabela 10.

**Primeira página****Tabela 10:** Diretrizes e Ações de Gestão de RSU com base nos resultados da AICV e CCV

<b>Diretrizes</b>	<b>Ações</b>	<b>Cenários</b>	<b>Resultados e Justificativas</b>
Promover a ampliação e melhoria dos Sistemas de Coleta Seletiva, Triagem e Reciclagem	Melhoria na eficiência do sistema de transporte e coleta seletiva	C1 ao C8	Coleta seletiva apresentou maiores consumo e emissões por tonelada de resíduos transportada, além de maiores custos. Um novo sistema de coleta poderia basear-se nas práticas do sistema da coleta comum.
	Implementação de ações que busquem, gradativamente, porém rapidamente, o aumento e a universalização dos serviços de coleta seletiva, triagem e reciclagem.	C1 ao C8	Apresentaram o maior potencial de redução de impactos ambientais e dos custos ambientais de externalidade, principalmente relativos aos consumos de energia na produção primária de produtos.
Fomentar o Reaproveitamento e Tratamento dos RSU	Estudos sobre a possibilidade e viabilidade de implementação de um sistema conhecido mundialmente como <i>PAYT</i> , sigla de <i>Pay As You Throw</i> , em português “Pague Pelo que Jogar Fora”.	C2 ao C8	Governos podem cobrar de famílias e residências uma taxa pela coleta e destino dos resíduos que não foram passíveis de reciclagem ou compostagem, com o objetivo de conscientizar a população da importância dessa separação, e assim reduzir os custos com aterro e estimular a não geração de resíduos que não possam ser reutilizados e inseridos na cadeia produtiva.

## Segunda página

Tabela 10: Diretrizes e Ações de Gestão de RSU com base nos resultados da AICV e CCV

Diretrizes	Ações	Cenários	Resultados e Justificativas
Fomentar o Reaproveitamento e Tratamento dos RSU	<p>Uso dos instrumentos econômicos, previstos na Política Municipal de Mudanças Climáticas (PMMC) (PMS, 2016).</p> <p>Contudo, destaca-se que esse item e ação deveria ser tema e assunto a ser debatido pelos municípios junto às esferas nacionais e estaduais de governo, por meio de criação de leis mais amplas de incentivo a essas iniciativas em todo território nacional.</p>	C6, C7 e C8	<p>Desestimular o uso de atividades emissoras de GEE, como o aterro, e ao mesmo tempo fomentar, por meio de isenções, subsídios e incentivos tributários e financeiros, as atividades que reduzam os GEE, como a melhoria na eficiência dos transportes, o estímulo a toda cadeia produtiva da reciclagem e o tratamento dos resíduos orgânicos por meio da compostagem, principalmente nos próprios locais de geração.</p> <p>Destaca-se ainda, que o aproveitamento energético dos resíduos, por meio do TMB e incinerador, apresentaram grande potencial de redução dos GEE, e consequente melhoria do desempenho ambiental do sistema em estudo, devido a redução do envio dos RSU para o aterro, como também pelas cargas e impactos evitados das unidades de geração de energia.</p>

## Terceira página

**Tabela 10:** Diretrizes e Ações de Gestão de RSU com base nos resultados da AICV e CCV

Diretrizes	Ações	Cenários	Resultados e Justificativas
Fomentar o Reaproveitamento e Tratamento dos RSU	Exigir a elaboração de planos de gerenciamento de resíduos para empreendimentos de alta concentração - como condomínios residenciais e comerciais, shopping centers, centros varejistas e industriais, dentre outros aglomerados - vinculando ao certificado de conclusão, licença ou alvará de funcionamento, como estabelecido pela PMMC (PMS, 2016).	C8	Tais mecanismos se mostraram fundamentais para os melhores resultados da redução dos impactos ambientais e dos custos operacionais e de externalidades dos SGRSU.
	Estabelecer incentivos gradativos àqueles que apresentarem alternativas locais de gestão e/ou tratamento de resíduos, como é o caso da redução e/ou isenção da “taxa do lixo” para condomínios e loteamentos que implementarem, além da coleta seletiva, a compostagem in loco.		

**Quarta página**

**Tabela 10:** Diretrizes e Ações de Gestão de RSU com base nos resultados da AICV e CCV

Diretrizes	Ações	Cenários	Resultados e Justificativas
<p>Estimular o Desenvolvimento de Estudos sobre os temas ACV, RSU, Políticas Públicas e Sustentabilidade</p>	<p>Realização de estudos de ACV para o Brasil, sobre os desafios para implementação de ações de prevenção, não geração, redução, reuso, reparo e conserto e integração com os conceitos da Economia Circular.</p>	<p>C8</p>	<p>A ação de prevenção por meio da compostagem se demonstrou relevante para os indicadores econômicos e ambientais. Porém a ausência de dados sobre aspectos relativos ao reuso de alguns produtos e também atividades de reparo e conserto, limitaram cenários considerando esses aspectos. Estes estudos também podem ser integrados a outros conceitos e políticas públicas, como cidades sustentáveis, agricultura urbana, energia, transportes e mobilidade urbana, saneamento, consumo, entre outros.</p> <p>(Ver Capítulo 11 – Sugestão para Estudos Futuros)</p>
	<p>Com base em estudos realizados no curto e médio prazo, implementar ações e práticas de prevenção, não geração e redução na fonte, onde também deve-se considerar os aspectos e impactos ambientais da produção de produtos mais duráveis.</p>		
	<p>Também com base em estudos, implementar atividades de reuso, reparo e consertos de produtos, em busca de uma economia menos linear e mais circular.</p>		

**Quinta página****Tabela 10:** Diretrizes e Ações de Gestão de RSU com base nos resultados da AICV e CCV

<b>Diretrizes</b>	<b>Ações</b>	<b>Cenários</b>	<b>Resultados e Justificativas</b>
Reduzir os Impactos Ambientais do Sistema de Disposição Final “atual”	Queima e/ou aproveitamento energético do metano (CH <sub>4</sub> ) do aterro.	C2 e C4	Apresentam grandes contribuições para o impacto de mudanças climáticas e para o SGRSU como um todo, além de ser o aspecto ambiental mais relevante dentro do SGRSU para os custos de externalidade.

## 10 CONCLUSÕES

Por meio do objetivo deste trabalho, de integrar indicadores econômicos aos aspectos e indicadores ambientais, por meio da ACV, para estruturar e propor diretrizes e ações para políticas públicas de gestão dos RSU, foi possível concluir que o sistema que estava em operação no 2014 apresentou os maiores impactos ambientais e custos de externalidades dentre todos os cenários propostos e analisados. Foi possível notar também, que com investimentos e melhorias no seu sistema operacional e gerencial, pode-se reduzir gradativamente os impactos ambientais e os custos totais para a sociedade que o SGRSU causa.

O sistema avaliado é constituído de uma pequena parcela de coleta seletiva e consiste basicamente em coleta misturada e envio para um aterro sanitário de um resíduo que é composto em mais de 40% de matéria orgânica. Dessa forma, a geração de metano no aterro é responsável por 62% dos impactos registrados, seguido dos transportes da coleta misturada (34,2%).

Assim, a queima do metano gerado no aterro e a geração de energia a partir dele podem representar avanços no sentido de diminuir os impactos ambientais do atual sistema de gestão (onde investimentos poderiam também ser recuperados com a venda da energia). Outra ação que traria benefícios imediatos, com pouco investimento, seria a melhoria da eficiência da coleta seletiva, que se demonstrou menos eficiente que o sistema de coleta comum, consumindo 3 vezes mais litros de diesel por tonelada transportada de resíduos.

A ACV aplicada à avaliação dos cenários propostos ao SGRSU, demonstrou que, em comparação com o cenário que estava em operação em 2014, todos os demais cenários tiveram reduções dos impactos ambientais, variando de 34% a 52%, demonstrados principalmente pela redução dos impactos ambientais totais causados pelas emissões atmosféricas, pela cogeração de energia do TMB e incinerador, bem como por significativas melhorias de desempenho que podem ser atribuídas as melhorias do sistema de coleta e transporte de resíduos e também à compostagem no local de geração

Quando aplicado o método de expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais, somadas aos resultados do indicador único da ACV (do SGRSU) – também em comparação com cenário atual –, pôde-se notar uma redução dos impactos ambientais de 24%

e 52% em cenários onde há os melhores índices de reaproveitamento dos RSU e a consequente redução de impactos evitados advindos dos processos de produção primária, além dos benefícios citados acima da etapa anterior.

Ao agregar os custos das externalidades ambientais aos custos operacionais e de investimentos do SGRSU, por meio dos custos totais para a sociedade, também notou-se evoluções significativas quando realizados investimentos a fim de melhorar a eficiência do sistema. Pode-se destacar uma redução, sempre comparados ao cenário atual, que variou de 10% a 33% em relação aos custos totais para a sociedade, destacando-se principalmente os cenários que combinaram as melhorias do sistema de coleta seletiva ao maior reaproveitamento dos resíduos secos e úmidos, como também a compostagem no local de geração.

Assim, a partir deste estudo, por meio da integração da avaliação ambiental e econômica do ciclo de vida dos SGRSU, a ACV demonstrou ser uma excelente ferramenta de gestão para a realização de diagnósticos completos, assim como para a elaboração de cenários que possam embasar um adequado planejamento de políticas públicas na área de RSU. A expansão de fronteiras e a substituição de cargas ambientais, por meio da consideração de outros processos, demonstrou-se fundamental para haver de fato uma compreensão de atividades que estão ou podem ser afetadas por decisões inerentes a gestão dos RSU.

Desta forma, pôde-se concluir ainda que não há apenas uma alternativa para os RSU e seus sistemas de gerenciamento e gestão, e que as ações devem ser tomadas levando em consideração também outras políticas públicas que estão relacionadas aos resíduos, como produção e consumo, energia, saneamento, recursos hídricos, mudanças climáticas e planejamento urbano.

Esta tese também pode significar a exposição de um método contendo rotinas e quais dados são necessários para a construção de novos inventários e estudos de ACV relativos às etapas de coleta, transporte, triagem, tratamento e disposição final de resíduos.

## 11 SUGESTÕES PARA ESTUDOS FUTUROS

Ainda a fim de contribuir para a sequência desse trabalho, serão apresentados a seguir, ideias de projetos futuros que possam vir a complementar e ampliar a presente iniciativa e seus resultados gerados, como:

- Estudos por meio da ACV sobre prevenção e economia circular aplicados aos RSU, como os desafios para implementação de ações de prevenção, não geração, redução, reuso, reparo e conserto e integração com os conceitos da Economia Circular.

- Estudos de ACV comparando aspectos ambientais e econômicos da compostagem com insumos agrícolas tradicionais.

- Construção e ampliação do Banco de Dados brasileiro, especialmente sobre os “atuais SGRSU” em operação no Brasil (aterros, triagem, reciclagem e transporte dos RSU), além do estabelecimento de modelos (parametrizados) que representem determinadas regiões e/ou estados do país.

- Estudos sobre ACV- Social aplicado aos SGRSU, agregando-se aos indicadores ambientais e econômicos, para o desenvolvimento de projetos sobre Sustentabilidade do Ciclo de Vida.

- Possibilidade de estudos fazendo o uso da ACV Consequencial, por exemplo, se a reciclagem de determinado município afetar os sistemas de produção primária e estes conseguirem novos mercados, como a exportação.

- Aplicação da ACV para avaliação da integração de políticas públicas sobre cidades, contemplando aspectos de energia, mobilidade/ transportes, água, esgoto, resíduos e alimentos/ agricultura urbana.

## REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1993. Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. NBR 13.896. Rio de Janeiro. 12p.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 2004. Resíduos Sólidos: Classificação, NBR 10.004. Rio de Janeiro, 2004. 71p.
- ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; SOARES, L. H. B.; URQUIAGA, S., 2009. Mitigação das Emissões de Gases Efeito Estufa pelo Uso de Etanol da Cana-de-açúcar Produzido no Brasil. Seropédica, RJ. Embrapa.
- AMARAL, T.; MEDEIROS, G. A.; MANCINI, S. D. ; GAMERO GUANDIQUE, M. E.; COIMBRA, V. P.; RIBEIRO, A. I. Diagnóstico e gestão dos resíduos gerados em aterro sanitário. Engenharia Ambiental (Online), v. 10, p. 3-13, 2013.
- AMB – Àrea Metropolitana de Barcelona, 2013. Revisió del PMGRM 2009 – 2016. Barcelona, Catalunya, Espanha. Disponível em: <http://www.amb.cat/es/web/medi-ambient/residus/planificacio> Acessado em: 24.01.2017.
- ANDREWS-SPEED, P., BLEISCHWITZ, R., BOERSMA, T., JOHNSON, C., KEMP, G., VANDEVEER, S. D., 2012. The Global Resource Nexus. The Struggles for Land, Energy, Food, Water, and Minerals. Washington, DC: Editora Transatlantic Academy.
- ANFAVEA - Associação Nacional dos Fabricantes de Veículos Automotores, 2009. Evolução Internacional da Tecnologia Veicular. Seminário sobre emissões de veículos a diesel. São Paulo, Brasil.
- BANAR, M.; COKAYGIL, Z.; OZKAN, A., 2009. Life Cycle Assessment of Solid Waste Options for Eskisehir, Turkey. Waste Management. v. 29, p. 54 - 62.
- BARROS, Raphael Tobias de Vasconcelos, 2012a. Elementos de Gestão de Resíduos Sólidos. Belo Horizonte: Tessitura Editora.
- BARROS, Regina Mambelli, 2012b. Tratado sobre Resíduos Sólidos – Gestão, Uso e Sustentabilidade. Rio de Janeiro: Editora Interciência.
- BELI, E.; NALDONI, C. E. P.; OLIVEIRA, A. C.; SALES, M. R.; SIQUEIRA, M. S. M.; MEDEIROS, G. A.; HUSSAR, G. J.; REIS, F. A. G. V. Recuperação da área degradada pelo lixão Areia Branca de Espírito Santo do Pinhal - SP. Engenharia Ambiental (Online), Espírito Santo do Pinhal, v. 2, n.1, p. 135-148, 2005.
- BERNSTAD, A., JANSEN, J.S.C, ASPEGREN, H., 2011. Life cycle assessment of a household solid waste source separation programme: A Swedish case study. Waste Management & Research. 29 (10), 1027 – 1042.

BERNSTAD, A.; JANSEN, J. C., 2012. Review of comparative LCAs of food waste management systems – Current status and potential improvements. *Waste Management* 32, 2439-2455.

BJÖRKLUND, A.E., FINNVEDEN, G., 2007. Life cycle assessment of a national policy proposal – the case of a Swedish waste incineration tax. *Waste Management*. 27, 1046–1058.

BLANCHARD, B., 1978. Design and manage to life cycle cost. M/A Press, Portland.

BLANCO, J. M., COLÓN, J., GABARRELL X., FONT, F., SÁNCHEZ, A., ARTOLA, RIERADEVALL, R., 2010. The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale. *Waste Management* 30 (2010) 983–994.

BNDES, 2014. Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão. Disponível em: [http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes\\_pt/Galerias/Arquivos/produos/download/aep\\_fep/chamada\\_publica\\_residuos\\_solidos\\_Relat\\_Final.pdf](http://www.bndes.gov.br/SiteBNDES/export/sites/default/bndes_pt/Galerias/Arquivos/produos/download/aep_fep/chamada_publica_residuos_solidos_Relat_Final.pdf). Acessado em 24.01.2017.

BORTOLETO, A.P.; 2014 *Waste Prevention Policy and Behavior: New approaches to reducing waste generation and its environmental impacts*. New York, NY: Routledge.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Diário Oficial da União. Brasília, DF. 1988. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/constituicao/constituicaocompilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm). Acesso em 23.06.2016.

BRASIL, LEI Nº 8.080, DE 19 DE SETEMBRO DE 1990. Dispõe sobre as condições para a promoção, proteção e recuperação da saúde, a organização e o funcionamento dos serviços correspondentes e dá outras providências. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L8080.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L8080.htm). Acesso em 02 de outubro de 2017.

BRASIL, LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm). Acesso em 03 de outubro de 2017

BRASIL. Lei nº 11 107 de 06 de abril de 2005. Normas Gerais de Consórcios Públicos, Diário Oficial da União. Brasília, DF. 2005. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2004-2006/2005/Lei/L11107.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2005/Lei/L11107.htm). Acesso em 23.06.2016.

BRASIL. Lei nº 11 445 de 05 de janeiro de 2007. Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico. Diário Oficial da União. Brasília, DF. 2007. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm). Acesso 23.06.2016.

BRASIL. Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009. Política Nacional de Mudança do Clima. Brasília, DF. 2009. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm). Acesso em 28.04.2017.

BRASIL. CONMETRO. Programa Brasileiro de Avaliação o Ciclo de Vida – PBACV. Resolução nº 04, de 15 de dezembro de 2010, Brasília, 2010.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF. 2010. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12305.htm). Acesso em 23.06.2016.

BRASIL, Estudos para Elaboração do Plano Nacional de Resíduos Sólidos, Brasília, DF. 2011. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_publicacao/253\\_publicacao02022012041757.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_publicacao/253_publicacao02022012041757.pdf). (Acessado em 23.06.2016).

BRASIL, 2014. Ministério do Meio Ambiente Plano de ação para produção e consumo sustentáveis – PPCS: Relatório do primeiro ciclo de implementação. Brasília: MMA, 2014. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/responsabilidade-socioambiental/category/90-producao-e-consumo-sustentaveis?download=938:plano-de-acao-para-producao-e-consumo-sustentaveis-volume-iii> Acesso em 03 de outubro de 2014.

BRASIL, 2017. Ministério do Meio Ambiente. Compostagem doméstica, comunitária e institucional de resíduos orgânicos: manual de orientação / Ministério do Meio Ambiente, Centro de Estudos e Promoção da Agricultura de Grupo, Serviço Social do Comércio. -- Brasília, DF: MMA, 2017. 68 p. ISBN: 978-85-7738-313-9.

BROCKMANN, D., PRADEL, M., HÉLIAS, A. Agricultural use of organic residues in life cycle assessment: Current practices and proposal for the computation of field emissions and of the nitrogen mineral fertilizer equivalent. *Resources, Conservation & Recycling* 133 (2018) 50–62.

BROGAARD, L.K.S., 2013. Life Cycle Assessment of waste management system: Assessing technical externalities. PhD thesis. Technical University of Denmark, Lyngby, DK.  
Chang, W.R., Hwang J.J., Wu, W. 2017, Environmental impact and sustainability study on biofuels for transportation applications. *Renew Sust Energ Rev*, 67, 277–288.

CHAYA, W., GHEEWALA, S.H., 2007. Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand. *Journal of Cleaner Production*. 15, 1463–1468.

CLEARY, J., 2010. The incorporation of waste prevention activities into life cycle assessments of municipal solid waste management systems: methodological issues. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 15, 579–589.

CLEARY, J., 2014. A life cycle assessments of residential waste management and prevention. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 19, 1607–1622.

COLÓN, J.; CADENA, E.; POGNANI, M.; BARRENA, R.; SANCHEZ, A.; FONT, X.; AND ARTOLA, A. 2012. Determination of the energy and environmental burdens associated with the biological treatment of source-separated Municipal Solid Wastes. *Energy Environ. Sci.*, 2012, 5, 5731-5741.

CONAMA, BRASIL, 2009. Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores- Proconve. Resoluções CONAMA n° 18 de 1986, n° 403 de 2008 e n° 415 de 2009. Brasília.

CRAMER, J., 2013. Material efficiency: from top-down steering to tailor-made governance. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. A: Math. Phys. Eng. Sci.* 371 (1986), 20110564.

CURRAN, M. A. (coord.). *Environmental Life Cycle Assessment*. New York: McGraw Hill, 1996

CURRAN, M. A. 2006. *Life Cycle Assessment: Principles and Practice*. EPA/600/R-06/060. National Risk Management Research Laboratory). Cincinnati, Ohio, USA. May.

DALY, H. E FARLEY, J., 2003. *Ecological Economics: Principles and applications*. Washington, USA. Ed. Island Press.

DIAS, Sylmara Lopes Francelino Gonçalves; BORTOLETO, Ana Paula. A prevenção de resíduos sólidos e o desafio da sustentabilidade. In: SANTOS, Maria Cecília Loschiavo. (Org). *Design, Resíduo & Dignidade*. São Paulo: Editora Olhares, 2014.

DIAS, Sylmara Lopes Francelino Gonçalves; SANTOS, Maria Cecília Loschiavo, 2012. *Resíduos sólidos urbanos e seus impactos socioambientais*. São Paulo: IEE-USP.

DMITRIJEVAS, C., 2010. *Análise da Ecoeficiência de Técnicas para Tratamento e Disposição de Resíduos Sólidos*. 2010. 115f. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.

DIAZ, R., WARITH, M., 2006. Life cycle assessment of municipal solid waste: development of WASTED model. *Waste Management*, 26, 886 - 901.

DOKA, G., 2009a. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Part I “General Introduction”* Ecoinvent Report. Swiss Centre for life Cycle Inventories. St Gallen.

DOKA, G., 2009b. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Part II “Landfills – Underground Deposits – Landfarming”* Ecoinvent Report. Swiss Centre for life Cycle Inventories. St Gallen.

DOKA, G., 2009c. *Life Cycle Inventories of Waste Treatment Services. Part II “Waste Incineration”* Ecoinvent Report. Swiss Centre for life Cycle Inventories. St Gallen.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION, 2010a. Analysis of existing Environmental Impact Assessment methodologies for use in Life Cycle Assessment - background document. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION, 2010b. Institute for Environment and Sustainability: International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Review schemes for Life Cycle Assessment. First edition March 2010. EUR 24710 EN. Luxembourg. Publications Office of the European Union; 2010b.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. 2010c. General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European Union. 2010c.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. 2010d. Framework and Requirements for Life Cycle Impact Assessment Models and Indicators. ILCD Handbook - International Reference Life Cycle Data System, European. 2010d.

EC-JRC - JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. 2011. Recommendations based on existing environmental impact assessment models and factors for life cycle assessment in European context. ILCD Handbook – International Reference Life Cycle Data System, European Union. 2011.

EEA - European Environment Agency, 2014. Environmental Indicator Report 2014. Environmental Impacts of Production–Consumption Systems in Europe. EEA, Copenhagen, Denmark.

EEA - European Environment Agency, 2016. Trends and projections in the EU ETS in 2016 The EU Emissions Trading System in numbers. ISBN 978-92-9213-817-2 ISSN 1977-8449 doi: 10.2800/71685. (<http://europa.eu>). Luxembourg: Publications Office of the European Union.

EKVALL, T., 1999. Key methodological issues for life cycle inventory analysis of paper recycling. *Journal of Cleaner Production*. 7, 281–294.

EKVALL, T., 2000. A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling*. 29, 91–109.

EKVALL, T., FINNVEDEN, G., 2000. The application of life cycle assessment to integrated solid waste management. *Transaction of the Institution of Chemical Engineers, Part B* 78, 288–294.

EKVALL, T.; ASSEFA, G.; BJÖRKLUND, A.; ERIKSSON, O.; FINNVEDEN, G., 2007. What life-cycle assessment does not do is assessments of waste management. *Waste Management*. Vol. 27. 989-996 p.

EPA – United States Environmental Protection Agency, 2002. The EPA's Non-Road Emission Model, Disponível em: <http://www.epa.gov/otaq/nonrdmdl.htm.2008.pdf>. Acessado em 13.02.2016.

EPA – United States Environmental Protection Agency, 2006. Pay As You Throw (PAYT) In The Us: 2006 Update and Analyses. Final Report. Disponível em: <https://archive.epa.gov/region4/rcra/mgtoolkit/web/pdf/40743.pdf> Acessado em: 13.12.2017

EPA – United States Environmental Protection Agency, 2016. Advancing Sustainable Materials Management: Assessing Trends in Material Generation, Recycling and Disposal in the United States. Disponível em: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/2014\\_smmfactsheet\\_508.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-11/documents/2014_smmfactsheet_508.pdf) Acessado em 18.10.2017.

EPE, 2007. Brasil. Empresa de Pesquisa Energética Plano Nacional de Energia 2030. Rio de Janeiro: EPE, 2007. Disponível em: [http://www.epe.gov.br/PNE/20080111\\_1.pdf](http://www.epe.gov.br/PNE/20080111_1.pdf). Acesso em 03 de outubro de 2017

EPE – Empresa de Pesquisa Energética. Ministério de Minas e Energia, 2008. NOTA TÉCNICA DEN 06/08 Avaliação Preliminar do Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande, MS. EPE, Rio de Janeiro.

EPE – Empresa de Pesquisa Energética, 2014. Ministério de Minas e Energia. Inventário Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos. Rio de Janeiro.

ERIKSSON, O., CARLSSON REICH, M., FROSTELL, B., BJÖRKLUND, A., ASSEFA, G., SUNDQVIST, J.-O., GRANATH, J., BAKY, A., THYSELIUS, L., 2005. Municipal solid waste management from a systems perspective. *Journal of Cleaner Production*. 13, 241–252.

ESTADO DE SÃO PAULO, 2009a. Cenários Ambientais 2020. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo.

ESTADO DE SÃO PAULO, 2009b. Economia Verde: Desenvolvimento, Meio Ambiente e Qualidade de Vida. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Cetesb. São Paulo.

ESTADO DE SÃO PAULO, 2011. Relatório de Qualidade Ambiental 2010. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo, 2011

ESTADO DE SÃO PAULO, 2013. Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Cetesb. São Paulo.

ESTADO DE SÃO PAULO, 2014. Logística Reversa. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente. São Paulo.

ESTADO DE SÃO PAULO, 2015. Plano de resíduos sólidos do estado de São Paulo. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo, Coordenadoria de Planejamento Ambiental, CETESB. 1a ed. – São Paulo.

ESTADO DE SÃO PAULO, 2016. Inventário Estadual de Resíduos Sólidos Domiciliares. Governo do Estado de São Paulo, Secretaria de Estado do Meio Ambiente, Cetesb. São Paulo.

EU – EUROPEAN UNION. Directive 2002/95/EC of the European parliament and of the council of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. 2002b. 2017 Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32002L0095> Acessado em: 03.04.2017.

EU – EUROPEAN UNION. Directive 2002/96/EC of the European parliament and of the council of 27 January 2003 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). 2002a. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32002L0096>> Acessado em: 01.04.2017.

EU – EUROPEAN UNION. Directive 2011/65/EU of the European parliament and of the council of 27 January 2011 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment. 2011. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32011L0065>>. Acessado em: 03.04.2017.

EU – EUROPEAN UNION 2008. In: Official Journal of the European Communities. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:52008->> Acessado em: 03.04.2017.

EU – EUROPEAN UNION. Directive 2012/19/EU of the European parliament and of the council of 4 July 2012 on waste electrical and electronic equipment (WEEE). 2012. Disponível em: <<http://eur-lex.europa.eu/legal>> Acessado em: 03.04.2017.

EUROPEAN COMMISSION, 2012. Waste Prevention – Handbook: Guidelines on Waste Prevention Programmes, October, 2012.

EUROPEAN COMMISSION, 2009. Green Paper on the Management of Bio-waste in the

EUROPE-Lex. Acesso ao direito da União Europeia. Directiva 2008/98/CE do Parlamento Europeu e do Conselho, de 19 de Novembro de 2008, relativa aos resíduos e que revoga certas diretivas. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=PT> Acessado em 23.06.2016.

EUROPE-Lex. Acesso ao direito da União Europeia. Directiva 75/442/CEE do Conselho, de 15 de Julho de 1975, relativa aos resíduos. Disponível em: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31975L0442&from=PT>. Acessado em 23.06.2016.

EUROSTAT, 2014. Waste generated and treated in Europe. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities - Environment Statistics.

FANTONI, M; BLENGINI, G. A., 2010. LCA of Integrated Municipal Solid Waste Management: A Case Study in Torino and Cuneo, Italy. In: Congresso Brasileiro de Gestão em Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, II, Florianópolis.

FERRAZ, José Lázaro. Modelo para avaliação da gestão municipal integrada de resíduos sólidos urbanos. 2007. 241p. Tese (Doutorado) - Universidade de Campinas, Campinas, 2007.

FERREIRA, J. V. R., 2004. Gestão Ambiental: Análise de Ciclo de Vida de Produtos. Instituto Politécnico de Viseu. Disponível em: <https://xa.yimg.com/kq/groups/9471062/601947455/name/ACV.pdf> Acessado em 24.01.2017

FERREIRA, João Alberto; ANJOS, Luiz Antônio, 2001. Aspectos de saúde coletiva e ocupacional associados à gestão dos resíduos sólidos municipais. Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz. Cad. Saúde Pública [online]. 2001, vol.17, n.3, pp.689-696. ISSN 1678-4464.

FIELD, B. C., FIELD, M. K. Environmental Economics: An Introduction. 6 ed. New York, Mc Graw Hill Education/ Bookman. AMGH Editora Ltda, 2014.

FINNVEDEN G, HAUSCHILD MZ, EKVALL T, GUINÉE J, HEIJUNGS R, HELLWEG S, KOEHLER A, PENNINGTON D, SUH S, 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. Journal of Environmental Management. 91 (1). 1-21p. doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

FINNVEDEN, G., 2000. On the Limitations of Life Cycle Assessment and Environmental Systems Analysis Tools in General. The International Journal of Life Cycle Assessment. Vol 5. N° 4. 229-238 p.

FINNVEDEN, G., 2005. Life Cycle of Energy from Solid Waste - Part 1: General Methodology and Results. Journal of Cleaner Production. Stockholm, v. 13, p.213-299

FINNVEDEN, G., HAUSCHILD, M.Z., EKVALL, T., GUINEE, J., HEIJUNGS, R., HELLWEG, S., KOEHLER, A., PENNINGTON, D., SUH, S., 2009. Recent developments in life cycle assessment. Journal of Environmental Management. 91, 1–21.

FINNVEDEN, G; EKVALL, T., 1998. Life-cycle assessment as a decision-support tool - the case of recycling versus incineration of paper. Resources, Conservation and Recycling, Vol. 24. 235–256 p.

GENTIL, E.C., GALLO, D., CHRISTENSEN, T.H., 2011. Environmental evaluation of municipal waste prevention. Waste Management (Oxford) 31, 2371–2379.

GLUCH, P., BAUMANN, H., 2004. The life cycle costing (LCC) approach: a conceptual discussion of its usefulness for environmental decision-making. Building and Environment. 39, 571 – 580.

GOEDKOOPE *et al.* ReCiPe 2008: A life cycle impact assessment method which comprises harmonized category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation. Ruimte en Milieu Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. Jan. 2009.

GOUVEIA, N., 2010. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. *Ciênc. saúde coletiva* [online]. vol.17, n.6, pp.1503-1510. ISSN 1413-8123. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232012000600014>.

GRIPPI, Sidney, 2006. *Lixo: reciclagem e sua história: guia para as prefeituras brasileiras*. 2ed. Rio de Janeiro: Interciência.

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

GUINÉE JB, GORRÉE M, HEIJUNGS R, HUPPES G, KLEIJN R, DE KONING A, VAS OERS L, SLEESWIJK AW, SUH S, DE UDO DE HAES HA, BRUIJN JA, VAN DUIN R, HUIJBREGTS MAJ, 2002. Handbook on life cycle assessment. Operational guide to the ISO standards. I:

GUINÉE, J. B., HEIJUNGS, R., HUPPES, G., ZAMAGNI, A., MASONI, P., BUOMANICI, R., EKVALL, T., Rydberg, T. Life cycle assessment: Past, presente and future. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n.1, p. 90-96, 2011.

HAUSCHILD, M.; JESWIET, J.; ALTING, L., 2005. From Life Cycle Assessment to Sustainable Production: Status and Perspectives, *Annals of the CIRP* 54/2.

HEIJUNGS R, SUH S., 2002. *The computational structure of life cycle assessment*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. The Netherlands.

HEIJUNGS, R., GUINEE, J.B., 2007. Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*. 27, 997–1005.

HERTWICH, E., VAN DER VOET, E., SUH, S., TUKKER, A., HUIJBREGTS M., KAZMIERCZYK, P., LENZEN, M., MCNEELY, J., MORIGUCHI, Y. Disponível em: [http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/PDFs/PriorityProductsAndMaterials\\_Report.pdf](http://www.unep.org/resourcepanel/Portals/24102/PDFs/PriorityProductsAndMaterials_Report.pdf). Acessado em 13.02.2016.

HONG, J.; XIANGZHI, L.; ZHAOJIE, C., 2010. Life cycle assessment of four municipal solid waste management scenarios in China. *Waste Management*. Vol 30. 2362-2369 p.

HUNKELER D, LICHTENVORT K, REBITZER G (eds.) (2008) *Environmental life cycle costing*. SETAC, Pensacola, FL (US) in collaboration with CRC Press, Boca Raton, FL, USA

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatísticas, 2010a. *Censo 2010*. Brasília.

IBGE—Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010b. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Brasília. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB>. Acessado em 13.02.2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2015. Contas Regionais do Brasil 2010 – 2013. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94952.pdf> Acessado em 13.02.2016.

IBICT – Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia, 2016. Guia Qualidata: requisitos de qualidade de conjuntos de dados para o Banco Nacional de Inventários do Ciclo de Vida. Elaborado por Thiago Oliveira Rodrigues, *et al.* – Brasília: Ibict, 2016. ISBN: 978-85-7013-119-5

ILCD - International Reference Life Cycle Data System Handbook – General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance (2010a). European Commission (EC), Joint Research Center (JRC), Institute for Environment and Sustainability (IES) 1st. edition March 2010. ISBN 978-92-79-19092-6, doi: 10.2788/38479. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 417 p.

ILCD - International Reference Life Cycle Data System Handbook – Nomenclature and other conventions (2010b). European Commission (EC), Joint Research Center (JRC), Institute for Environment and Sustainability (IES) 1st. edition 2010. Publications Office of the European Union, Luxembourg. 58 p.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. Waste: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5, 2006, Disponível em from: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html> Acessado em 13.02.2016.

IPEA – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2010. Pesquisa sobre Pagamento por Serviços Ambientais Urbanos para Gestão de Resíduos Sólidos. Brasília. Disponível em :[http://www.mma.gov.br/estruturas/253/\\_arquivos/estudo\\_do\\_ipea\\_253.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_arquivos/estudo_do_ipea_253.pdf). Acessado em 23.02.2013.

IPT, 2008. Plano de Bacia da Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10), 2008. Relatório Técnico nº 104.269-205. Disponível em: [http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7099/smt\\_rpb.pdf](http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents/7099/smt_rpb.pdf). Acessado em 24.01.2017.

IPT/CEMPRE, 2010. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. São Paulo. Disponível em: <http://cempre.org.br/artigo-publicacao/manuais#ctrl-1> Acessado em

IRALDO, F., FACHERIS, C, NUCCI, B., 2017. Is product durability better for environment and for economic efficiency? A comparative assessment applying LCA and LCC to two energy-intensive products. Journal of Cleaner Production 140 (2017) 1353 e 1364.

IRIARTE, A., GABARRELL, X., RIERADEVALL, J., 2009. LCA of selective waste collection systems in dense urban areas. *Waste Management*, 29, 903-914.

ISO – International Organization for Standardization, 2006. ISO 14040 International Standard. In: *Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and framework*. ISO, Geneva, CH.

JACOBI, Pedro. (Org). *Gestão Compartilhada dos Resíduos Sólidos no Brasil: inovação com inclusão social*. São Paulo: Annablume, 2006.

JUNG J, VON DER ASSEN N, BARDOW A, 2013. Comparative LCA of multi-product processes with non-common products: a systematic approach applied to chlorine electrolysis technologies. *Int J Life Cycle Assess*, 18, 828–839.

JUNGBLUTH, N., CHUDACOFF, M., DAURIAT, A., DINKEL, F., DOKA, G., FAIST EMMENEGGER, M., GNANSOUNOU, E., KLJUN, N., SCHLEISS, K., SPIELMANN, M., STETTLER, C., SUTTER, J. 2007: *Life Cycle Inventories of Bioenergy*. ecoinvent report No. 17, Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf, CH.

KIRCHHERR, J., REIKE, D., HEKKERT, M., 2017. Conceptualizing the circular economy: An analysis of 114 definitions. *Resources, Conservation & Recycling* 127 (2017) 221–232.

KLÖPPFER W (2008) Life cycle sustainability assessment of products. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 13(2):89–94

KORONEOS, C.J., NANAKI, E.A., 2012. Integrated solid waste management and energy production – a life cycle assessment approach: the case study of the city of Thessaloniki. *Journal of Cleaner Production*. 27, 141–150.

KURISO, K.H., BORTOLETO, A.P., 2011. Comparison of waste prevention behaviors among three Japanese megacity regions in the context of local measures and socio-demographics. *Waste Management*, 31, 1441-1449.

LANER, D., RECHBERGER, H., 2009. Quantitative evaluation of waste prevention on the level of small and medium sized enterprises (SMEs). *Waste Management*, 29, 606–613.

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

LAURENT, A., CLAVREUL, J., BERNSTAD, A., BAKAS, I., NIERO, M., GENTIL, E., CHRISTENSEN, T.H., HAUSCHILD, M.Z., 2014b. Review of LCA applications to solid waste management systems – Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34, 573–590.

LAURIDSEN, JØRGENSEN, 2010. Sustainable transition of electronic products through waste policy. *Res. Policy* 39, 486–494/10564.

LAZAREVIC, D., BUCLET, N., BRANDT, N., 2012. The application of life cycle thinking in the context of European waste policy. *Jouranal of Cleaner Production*. 29–30, 199–207.

LCA in perspective. Iia: Guide. Iib: Operational annex. III: Scientific background. Kluwer Academic Publishers, ISBN 1-4020-0228-9, Dordrecht, 692 pp.

LEME, M. M. V. *et al.*, 2010. Avaliação Ambiental das Opções Tecnológicas para Geração de Energia Através dos Resíduos Sólidos Urbanos: Estudo de Caso. In: Congresso Brasileiro de Gestão em Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, II, Florianópolis.

LUND, H., MATHIESEN, B.V., CHRISTENSEN, P. Energy system analysis of marginal electricity supply in consequential LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, n.15, p. 260-271, 2010.

MANTOVANI, V.A.; MANCINI, S.D.; BARROS, T.R.; FERRAZ, J.L., 2016. Evaluation and Quantification of Household Wastes Sent for Recycling Through a Selective Waste Collection System. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*, v.42, p.116-128.

MANTOVANI, V.A.; MANCINI, S.D.; NOGUEIRA, A.R., 2013. Avaliação De Ciclo De Vida: Uma Ferramenta para a Gestão Adequada de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Congresso Brasileiro Engenharia Sanitária e Ambiental, 27°, Goiânia/GO.Brasil.

McDougall, F., White, P., Franke, M., Hindle, P., 2001. *Integrated Solid Waste Management: a Life Cycle Inventory*. 2ed. Iowa, Victoria e Berlin: Blackwell Science.

MARTINEZ-SANCHEZ, V. *et al.*, 2016. Life-Cycle Costing of Food Waste Management in Denmark: Importance of Indirect Effects. *Environmental science & technology*, 50(8), pp.4513–4523.

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

MCTI – Ministério de Ciência, Tecnologia e Inovação, 2014. Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa. 2° edição. Disponível em: [http://www.mct.gov.br/upd\\_blob/0235/235580.pdf](http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf) Acesso em 28.04.2017.

MEDEIROS, G. A.; REIS, F. A. G. V.; SIMONETTI, F. D.; BATISTA, G.; MONTEIRO, T.; CAMARGO, V.; SANTOS, L. F. S.; RIBEIRO, L. F. M. . Diagnóstico da qualidade da água e do solo no lixão de Engenheiro Coelho, no Estado de São Paulo. *Engenharia Ambiental (Online)*, v. 5, p. 169-186, 2008a.

MEDEIROS, G. A.; REIS, F. A. G. V.; Costa, F. B.; BENAGLIA, G. C.; SCOLARI, M. C.; FIORINI, P. A.; MIRANDA, P. A. M. ; PASSONI, V. Diagnóstico do lixão do município de Vargem Grande do Sul, no estado de São Paulo. *Engenharia Ambiental (Online)*, v. 5, p. 1-16, 2008b.

MEDEIROS, G. A.; REIS, F. A. G. V.; MENEZES, P. H. B. J.; SANTOS, L. A.; NEVES, C. A. O.; NUNES, M. H. M.; DAVI, E.; ANSELMO, L. S.; SILVA, A. Diagnóstico do aterro do município de Poços de Caldas, no estado de Minas Gerais, Brasil. *Engenharia Ambiental (Online)*, v. 6, p. 3-15, 2009a.

MEDEIROS, G. A.; REIS, F. A. G. V.; SOUZA JUNIOR, A. P.; GIRALDI, B.; SILVA, R. B. Diagnóstico ambiental do aterro do município de Andradas, no estado de Minas Gerais. *Engenharia Ambiental (Online)*, v. 6, p. 532-543, 2009b.

MENDES, H. M. R. Análise de experiências internacionais com a logística reversa de eletroeletrônicos: comparação com a realidade brasileira e recomendações. 2017. 165 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental e Sustentabilidade) – Uninove, São Paulo, 2017.

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K., 2003. Assessment of Environmental Impact of Management Measures for the Biodegradable Fraction of Municipal Solid Waste in São Paulo City. *Waste Management*. vol. 23. 403-409 p.

MENDES, M. R.; ARAMAKI, T.; HANAKI, K., 2004. Comparison of the Environmental Impact of Incineration and Landfilling in São Paulo City as determined by LCA. *Resources, Conservation and Recycling*. vol 41. 47-63p.

MENDES, N.C., BUENO, C., OMETTO, A.R., 2013. Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida: revisão dos principais métodos. *Production*, xx(x), xx-xx. <http://dx.doi.org/10.1590/0103-6513.153213>.

MERRILD, H., LARSEN, A.W., CHRISTENSEN, T.H., 2012. Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: the importance of efficient energy recovery and transport distances. *Waste Management*, 32, 1009 – 1018.

MOTTA, Ronaldo Seroa., 2006. *Economia Ambiental*. Rio de Janeiro, Editora FGV.

MOURA, Luiz Antônio Abdalla., 2006. *Economia Ambiental: gestão de custos e investimentos*. 3ed. São Paulo: Editora Juarez de Oliveira.

MUNIZ, Vivian Carolina Ferreira., 2012. Análise da fundamentação da avaliação do ciclo de vida consequencial. ed.rev. Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química. São Paulo. 87 p.

NESSI, S., RIGAMONTI, L., GROSSO, M., 2012. LCA of waste prevention activities: a case study for drinking water in Italy. *Journal of Environmental Management*. 108, 73–83.

NESSI, S., RIGAMONTI, L., GROSSO, M., 2013. Discussion on methods to include prevention activities in waste management LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 18, 1358–1373.

NOGUEIRA, A. R., 2012. Modelagem de Sistemas de Produto em Estudos de ACV Abrangendo e Reaproveitamento de Rejeitos. 86 f. Dissertação - (Mestrado em Engenharia) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. 2012.

NORRIS, G. A., 2001. Integrating life cycle cost analysis and LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*. 6(2):118–120

OECD, 2000. Organisation for Economic Co-operation and Development. Strategic Waste Prevention OECD Reference Manual. ENV/ EPOC/ PPC (2000) 5/ FINAL. Disponível em: [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=en/epoc/ppc\(2000\)5/final](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=en/epoc/ppc(2000)5/final). Acessado em: 27.09.2017.

OCDE, 2005. “Working Group on Waste Prevention and Recycling - ANALYTICAL FRAMEWORK FOR EVALUATING THE COSTS AND BENEFITS OF EXTENDED PRODUCER RESPONSIBILITY PROGRAMMES”. Disponível em: [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=en/epoc/wgwpr\(2005\)6/final](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?doclanguage=en&cote=en/epoc/wgwpr(2005)6/final) Acessado em 10 de outubro de 2017.

OECD, 2016a. Extended Producer Responsibility: Updated Guidance for Efficient Waste Management, OECD Publishing, Paris. DOI: <http://dx.doi.org/10.1787/9789264256385-en>.

OECD, 2016b. "Municipal waste generation and treatment", OECD Environment Statistics (database). Disponível em: <https://www.oecd.org/environment/waste/Extended-producer-responsibility-Policy-Highlights-2016-web.pdf> Acessado em 10 de outubro de 2017.

OLIVEIRA, B. O. S.; TUCCI, C. A. F.; NEVES JÚNIOR, A. F.; SANTOS, A. A. Avaliação dos solos e das águas nas áreas de influência de disposição de resíduos sólidos urbanos de Humaitá, Amazonas. *Engenharia Sanitária e Ambiental (Online)*, v. 21, p. 593-601, 2016.

OLIVEIRA, U. R. Contribuições para a melhoria da gestão de resíduos de eletroeletrônicos no Brasil, no contexto da sustentabilidade ambiental. 2016. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia de Produção) – Faculdade de Engenharia do Campus de Guaratinguetá, Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2016

OTHMAN, S. N., 2003. Review on life cycle assessment of integrated solid waste management in some Asian countries. *Journal of Cleaner Production*, Stockholm, v. 41, p. 251-262.

PAES, M. X., 2013. Inventário do Ciclo de Vida do Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos do Município de Piedade/SP e Projeções de Cenários para Avaliação De Impactos Ambientais. 122 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Faculdade de Engenharia de Bauru, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. 2013.

PAES, M.X., GIANELLI, B.F., KULAY, L.A., MEDEIROS, G.A., MANCINI, S.D., 2014. Life Cycle Assessment Applied to Municipal Solid Waste Management: A Case Study. *Environment and Natural Resources Research*. Vol. 4, N°. 4, p 169 – 177.

PAES, M. X., MANCINI, S. D., MEDEIROS, G. A., BORTOLETO, A. P., KULAY, L. A., 2018. Life cycle assessment as a diagnostic and planning tool for waste management – a case study in a Brazilian municipality. *The Journal of Solid Waste Technology and Management*. No prelo 2018.

PAN, S. Y., ALEX DU, M., HUANG, T., LIU, I H., CHANG, E., CHIANG, P. C., 2015. Strategies on implementation of waste-to-energy (WTE) supply chain for circular economy system: a review. *Journal of Cleaner Production* 108 (2015) 409 – 421

PECORA, V. *et al.*, 2012. Comparação do Desempenho Ambiental de Alternativas para a Destinação de Resíduos Sólidos Urbanos com Aproveitamento Energético. In: Congresso Brasileiro de Gestão em Ciclo de Vida de Produtos e Serviços, III, Maringá/PR. Brasil.

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

PIRES, A.; CHANG, N-B.; MARTINHO, G., 2011. Reliability-based life cycle assessment for future solid waste management alternatives in Portugal. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16, pp. 316-337.

PMS – PREFEITURA MUNICIPAL DE SOROCABA – SP, 2014. Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos do município de Sorocaba – SP. Versão Preliminar (R-3) [Sorocaba Municipal Government. Municipal Plan of Solid Waste Management – Preliminary Version], SHS Consultoria e Projetos de Engenharia Ltda. – EPP, Sorocaba – SP. 420 p.

PMS, PREFEITURA MUNICIPAL DE SOROCABA – SP, 2016. Lei nº 11.477, de 20 de dezembro de 2016. Institui a Política Municipal sobre Mudanças Climáticas (PMMC), e dá outras providências. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/a/sp/s/sorocaba/lei-ordinaria/2016/1148/11477/lei-ordinaria-n-11477-2016-institui-a-politica-municipal-sobre-mudancas-climaticas-pmmc-e-da-outras-providencias> Acessado em 23.06.2017.

REBITZER, G.; EKVALL, T.; FRISCHKNECHT, R.; HUNKELER, D.; NORRIS, G.; RYDBERG, T.; SCHMIDT W. P.; SUH, S.; WEIDEMA, B. P.; PENNINGTON, D.W., 2004. Part 1: framework, goal and scope definition, inventory analysis, and applications. *Environment International*, 30, pp. 701-720.

REICH, M. C., 2005. 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*. 13 (2005) 253–263.

REICH, M.C., 2005. 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*. 13, 253–263.

RESTREPO, J. D. C., MORALES-PINZÓN, T. Urban metabolism and sustainability: Precedents, genesis and research perspectives. *Resources, Conservation & Recycling* 131 (2018) 216–224.

ROMEIROA. R.; REYDON, B. P.; LEONARDI, M. L. A., 2001. *Economia do meio ambiente: teoria, políticas e a gestão de espaços regionais*. Campinas, SP: Unicamp. IE.

SALHOFER, S., SCHNEIDER, F., OBERSTEINER, G., 2007. The ecological relevance of transport in waste disposal systems in Western Europe. *Waste Management*, 27, S47–S57.

SANDÉN, B. A., KARLSTRÖM, M. Positive and negative feedback in consequential life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, n.15, p. 1469-1481, 2007.

SANTOS, I. F. S., VIEIRA, N. D. B., NOBREGA, L. G. B., BARROS, R. M., FILHO, G. L. T. Assessment of potential biogas production from multiple organic wastes in Brazil: Impact on energy generation, use, and emissions abatement. *Resources, Conservation & Recycling* 131 (2018) 54–63.

SANTOS, Maria Cecília Loschiavo. (Org), 2014. *Design, Resíduo & Dignidade*. São Paulo: Editora Olhares.

SAUVÉ, S., BERNARD, S., SLOAN, P., 2016. Environmental sciences, sustainable development and circular economy: Alternative concepts for trans-disciplinary research. *Environmental Development* 17 (2016) 48 – 56

SEO, E.S.M.; KULAY, L.A.; 2006a. Avaliação do Ciclo de Vida: Ferramenta Gerencial para Tomada de Decisão. São Paulo: Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente –v.1, n.1, art 4.

SEO, E.S.M.; KULAY, L.A.; 2006b. Orientações Conceituais para Elaboração de Inventário de Ciclo de Vida. São Paulo: Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente –v.1, n.1, art 5.

- SILVA, A., ROSANO, M., STOCKER, L., GORISSEN, L., 2017. From waste to sustainable materials management: Three case studies of the transition journey. *Waste Management* 61 (2017) 547–557
- SILVA, G. A., YOKOTE, A. Y. e RIBEIRO, P. H., 2002. Desenvolvimento de banco de dados brasileiro para avaliação de ciclo de vida. *Global Conference – Building a sustainable world*. São Paulo, 2002.
- SILVA, G. A.; KULAY, L. 2003. Environmental Performance Comparison of Wet and Thermal Routes for Phosphate Fertilizer Production Using LCI – A Brazilian Experience. In: *InLCA/LCM – Life Cycle Assessment/Life Cycle Management: a bridge to a sustainable future*. Seattle.
- SINISGALLI, P. A. D. A. Valoração dos danos ambientais de hidrelétricas: estudos de caso. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.
- SNIS - Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico. Diagnostico do Manejo de Resíduos Sólidos, 2017. Brasil, Brasília, DF, 2015. Disponível em <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos> (Acessado em 16 de setembro de 2017).
- SOARES, F. R., 2016. Impacto Ambiental de Tecnologias de Tratamento e Aproveitamento Energético de Resíduos Sólidos Urbanos. Jundiaí.SP. Paco Editorial. ISBN: 978-85-462-0592-9
- SONNEMAN, G., 2002. Environmental damage estimations in industrial process chains – Methodology development with case study on waste incineration and special focus on humanhealth. Tese (doutorado) - Tarragona. 332p. Universitat Rovira i Virgili – Espanha.
- SONNEMANN, GUIDO; MARGNI, MANUELI (Editor), 2015. *Life Cycle Management (LCA Compendium – The Complete World of Life Cycle Assessment)* 1st ed. Springer. ISBN-10: 9401772207 ISBN-13: 978-9401772204
- SONNEMANN, G.; MASSARI, S.; BALKAU, F.; 2017. *Life Cycle Approaches to sustainable regional development*. New York, NY: Routledge Taylor & Francis Group, 2017.
- SORA, Y., KIYO, H. K., HANAKI, K., 2011. Life cycle impact assessment and interpretation of municipal solid waste management scenarios based on the midpoint and endpoint approaches. *International Journal of Life Cycle Assessment* (2011) 16, 652-668.
- SOUZA, Roberta Fernanda da Paz, 2008. Economia do Meio Ambiente: Aspectos teóricos da economia ambiental e da economia ecológica. In: *XLVI Congresso da Sociedade Brasileira de Economia, Administração e Sociologia Rural*. Rio Branco- Acre.
- SWARR, T. E.; HUNKELER, D.; KLÖPFER, W.; PESONEN, H. L.; CIROTH, A.; BRENT, A.C; PAGAN, R., 2011. Environmental life-cycle costing: a code of practice. *International Journal of Life Cycle Assessment*. (2011) 16:389–391.

TERSA, 2014. Informe Anual 2014. Barcelona, Catalunya, Espanha. Disponível em: [http://www.teresa.cat/es/publicaciones\\_1216](http://www.teresa.cat/es/publicaciones_1216). Acessado em 24.01.2017

TILLMAN, A. M. Significance of decision-making for LCA methodology. *Environmental Impact Assessment Review*, n.20, p. 113-123, 2000.

UE (UNIÃO EUROPEIA), 2017. Circular Economy -European Circular Economy Stakeholder Platform. Disponível em: [http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/circular-economy/index_en.htm) Acessado em 16 de setembro de 2017.

UNEP, 2007. Life Cycle Management: A Businesss Guide to Sustainability. Disponível em: <http://www.unep.org/pdf/dtie/DTI0889PA.pdf> Acessado em 24.01.2017.

UNEP, 2010. Assessing the Environmental Impacts of Consumption and Production: Priority Products and Materials. A Report of the Working Group on the Environmental Impacts of Products and Materials to the International Panel for Sustainable Resource Management. Disponível em: [http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1262xPA-PriorityProductsAndMaterials\\_Report.pdf](http://www.unep.fr/shared/publications/pdf/DTIx1262xPA-PriorityProductsAndMaterials_Report.pdf) Acessado em 17 de setembro de 2017.

UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, 2011a. Towards a Life Cycle Sustainability Assessment - Making informed choices on products. Disponível em <http://www.lifecycleinitiative.org/wp-content/uploads/2012/12/2011%20-%20Towards%20LCSA.pdf> Acessado em 23.06.2016.

UNEP, 2011b. Decoupling natural resource use and environmental impacts from economic growth a report of the working group on decoupling to the international resource panel. Disponível em from <https://sustainabledevelopment.un.org/index.php?page=view&type=400&nr=151&menu=1515> Acessado em 17 de setembro de 2017.

UNEP, 2011c. Towards a Green Economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication. Disponível em: [www.unep.org/greeneconomy](http://www.unep.org/greeneconomy) Acessado em 17 de setembro de 2017. ISBN: 978-92-807-3143-9

WALTER R. STAHEL, WALTER R., 2016. Circular economy - A new relationship with our goods and materials would save resources and energy and create local jobs, explains. *Nature*, vol. 531; 435-438

WEIDEMA, B. Market information in life Cycle assessment. Environmental Project n. 863. Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark, 2003.

WINKLER, J., BILITEWSKI, B., 2007. Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste Management*. (Oxford) 27, 1021–1031.

WITTMAYER, M.; LANGER, S.; SAWILLA, B., 2009. Possibilities and limitations of life cycle assessment (LCA) in the development os waste utilization systems – Applied examples for a region in Northern Germany, *Waste Management*. vol. 29. 1732-1738 p.

WOODWARD, D.G., 1997. Life cycle costing--theory, information acquisition and Application. *International Journal of Project Management*, Vol. 15, No. 6, pp. 335-344.

WORLD BANK, 2013. *What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management*. Disponível em: <http://go.worldbank.org/BCQEP0TMO0> Acessado em 13.02.2016.

XARÁ, S.; SILVA, M.; ALMEIDA, M. F.; COSTA, C., 2001. A aplicação da análise do ciclo de vida no planejamento da gestão integrada de resíduos sólidos urbanos. In *International Chemical Engineering Conference, 8th, - CHEMPOR 2001*, Aveiro, Portugal. Set, Aveiro, Portugal. 1467-1474 p.

XU, L., ZHANG, X., LING, M. Spillover effects of household waste separation policy on electricity consumption: Evidence from Hangzhou, China. *Resources, Conservation & Recycling* 129 (2018) 219–231.

ZANIN, M.; MANCINI, S. D., 2009. *Resíduos plásticos e reciclagem: aspectos gerais e tecnologias*. São Carlos: EdUFSCar. 143p.

## APÊNDICE A – Cálculos do ICV das unidades de tratamento de RSU para todos os Cenários

**Tabela 11:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C1”.

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	0,00	0,00	139.789,55	0,00
Energia (KWh)	474.496,35	0,00	0,00	34.947,39	0,00
Água (m <sup>3</sup> )	41.945,80	0,00	0,00	10.002,80	0,00
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões Atmosféricas</b>					
CH <sub>4</sub> – metano (kg)	0,00	0,00	0,00	6.240.605,00	0,00
N <sub>2</sub> O – óxido nitroso (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NH <sub>3</sub> – amoníaco (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SO <sub>2</sub> – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Emissões líquidas</b>					
Efluentes (m <sup>3</sup> )	0,00	0,00	0,00	49.211,63	0,00
<b>Geração de resíduos</b>					
Rejeitos ou cinzas	51,07*	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

**Tabela 12:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C2”

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	188.514,11	0,00	88.366,21	0,00
Energia (KWh)	773.770,16	328.239,36	0,00	22.091,55	0,00
Água (m³)	246.246,52	707,37	0,00	6.323,14	0,00
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões atmosféricas</b>					
CH4 – metano (kg)	0,00	59.419,08	0,00	1.926.488,75	0,00
N2O – óxido nitroso (kg)	0,00	2.688,01	0,00	0,00	0,00
NH3 – amoníaco (kg)	0,00	70.737,00	0,00	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SO2 – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	201.600,45	0,00	0,00	0,00
<b>Emissões líquidas</b>					
Efluentes (m³)	196.997,21	0,00	0,00	31.108,51	0,00
<b>Resíduos sólidos</b>					
Rejeitos ou cinzas	299,79*	9.195,81	0,00	0,00	0,00
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	7.073,70	0,00	0,00	0,00
Geração de Energia (KWh)	0,00	0,00	0,00	7.438.992,00	0,00

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

**Tabela 13:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C3”

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	188.514,11	186.934,02	0,00	12.976,90
Energia (KWh)	773.770,16	328.239,36	2.372.624,10	0,00	4.362.447,15
Água (m³)	246.246,52	707,37	6.162,66	0,00	28.837,56
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões atmosféricas</b>					
CH4 – metano (kg)	0,00	59.419,08	122.739,65	0,00	0,00
N2O – óxido nitroso (kg)	0,00	2.688,01	1.797,44	0,00	0,00
NH3 – amoníaco (kg)	0,00	70.737,00	11.811,77	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	736,28
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	6.871,93
SO2 – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	2.454,26
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,34
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	3.435.964,00
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	201.600,45	44.165,73	0,00	9.939,75
<b>Emissões líquidas</b>					
Efluentes (m³)	196.997,21	0,00	1.540,67	0,00	25.953,80
<b>Resíduos sólidos</b>					
Rejeitos ou cinza (t)	299,79*	9.195,81	21.055,76	0,00	14.909,63
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	7.073,70	15.406,65	0,00	0,00
Geração de Energia (KWh)	0,00	0,00	7.847.120,20	0,00	9.629.561,60

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

**Tabela 14:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C4”

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	323.528,34	0,00	57.575,39	0,00
Energia (KWh)	1.069.942,7	563.325,08	0,00	14.393,85	0,00
Água (m³)	340.501,20	1.213,99	0,00	4.119,87	0,00
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões Atmosféricas</b>					
CH4 – metano (kg)	0,00	101.975,16	0,00	944.052,27	0,00
N2O – óxido nitroso (kg)	0,00	4.613,16	0,00	0,00	0,00
NH3 – amoníaco (kg)	0,00	121.399,00	0,00	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SO2 – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	345.987,15	0,00	0,00	0,00
<b>Emissões líquidas</b>					
Efluentes (m³)	272.400,80	0,00	0,00	20.268,89	0,00
<b>Geração de resíduos</b>					
Rejeitos ou cinzas	414,55*	15.781,87	0,00	0,00	0,00
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	12.139,90	0,00	0,00	0,00
Geração de Energia (KWh)	0,00	0,00	0,00	4.846.908,0	0,00

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

**Tabela 15:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C5”

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	323.528,34	94.702,61	0,00	10.028,73
Energia (KWh)	1.069.942,7	563.325,08	1.201.994,6	0,00	3.371.360,08
Água (m³)	340.501,20	1.213,99	3.122,06	0,00	22.286,07
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões Atmosféricas</b>					
CH4 – metano (kg)	0,00	101.975,16	62.181,11	0,00	0,00
N2O – óxido nitroso (kg)	0,00	4.613,16	910,60	0,00	0,00
NH3 – amoníaco (kg)	0,00	121.399,00	5.983,96	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	569,01
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	5.310,72
SO2 – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	1.896,69
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	2.655.360,96
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	345.987,15	22.374,79	0,00	7.681,58
<b>Emissões Líquidas</b>					
Efluentes (m³)	272.400,80	0,00	780,52	0,00	20.057,46
<b>Resíduos Sólidos</b>					
Rejeitos ou cinzas	414,55*	15.781,87	10.667,05	0,00	11.522,37
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	12.139,90	7.805,16	0,00	0,00
Geração de Energia (KWh)	0,00	0,00	3.975.428,16	0,00	7.441.859,83

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

**Tabela 16:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C6”

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	323.528,34	94.702,61	0,00	10.028,73
Energia (KWh)	1.069.942,7	563.325,08	1.201.994,6	0,00	3.371.360,08
Água (m³)	340.501,20	1.213,99	3.122,06	0,00	22.286,07
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões Atmosféricas</b>					
CH4 – metano (kg)	0,00	101.975,16	62.181,11	0,00	0,00
N2O – óxido nitroso (kg)	0,00	4.613,16	910,60	0,00	0,00
NH3 – amoníaco (kg)	0,00	121.399,00	5.983,96	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	569,01
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	5.310,72
SO2 – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	1.896,69
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	2.655.360,96
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	345.987,15	22.374,79	0,00	7.681,58
<b>Emissões Líquidas</b>					
Efluentes (m³)	272.400,80	0,00	780,52	0,00	20.057,46
<b>Resíduos Sólidos</b>					
Rejeitos ou cinzas	414,55*	15.781,87	10.667,05	0,00	11.522,37
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	12.139,90	7.805,16	0,00	0,00
Geração de Energia (KWh)	0,00	0,00	3.975.428,16	0,00	7.441.859,83

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

**Tabela 17:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C7”

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	323.528,34	94.702,61	0,00	13.736,52
Energia (KWh)	697.633,69	563.325,08	1.201.994,6	0,00	4.617.809,91
Água (m³)	222.016,65	1.213,99	3.122,06	0,00	30.525,61
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões Atmosféricas</b>					
CH4 – metano (kg)	0,00	101.975,16	62.181,11	0,00	0,00
N2O – óxido nitroso (kg)	0,00	4.613,16	910,60	0,00	0,00
NH3 – amoníaco (kg)	0,00	121.399,00	5.983,96	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	779,38
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	7.274,19
SO2 – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	2.597,92
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,36
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	3.637.093,60
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	345.987,15	22.374,79	0,00	10.521,59
<b>Emissões Líquidas</b>					
Efluentes (m³)	272.400,80	0,00	780,52	0,00	27.473,05
<b>Resíduos Sólidos</b>					
Rejeitos ou cinzas	270,30*	15.781,87	10.667,05	0,00	15.782,39
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	12.139,90	7.805,16	0,00	0,00
Geração de Energia (KWh)	0,00	0,00	3.975.428,16	0,00	10.193.243,47

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

**Tabela 18:** Dados de entrada e saída das unidades de destinação dos RSU para o “C8”

<b>Tratamento e Destinação</b>	<b>Triagem</b>	<b>Compostagem</b>	<b>TMB</b>	<b>Aterro</b>	<b>Incinerador</b>
<i>Entradas</i>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>	<b>Unidd/ano</b>
Diesel (L)	0,00	276.127,26	94.702,61	0,00	10.028,73
Energia (KWh)	1.069.942,7	480.790,69	1.201.994,6	0,00	3.371.360,08
Água (m³)	340.501,20	1.036,12	3.122,06	0,00	22.286,07
<i>Saídas</i>					
<b>Emissões Atmosféricas</b>					
CH4 – metano (kg)	0,00	87.034,48	62.181,11	0,00	0,00
N2O – óxido nitroso (kg)	0,00	3.937,27	910,60	0,00	0,00
NH3 – amoníaco (kg)	0,00	103.612,48	5.983,96	0,00	0,00
MP – material particulado (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	569,01
HCl – ácido clorídrico)	0,00	0,00	0,00	0,00	5.310,72
SO2 – óxido de enxofre (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	1.896,69
Hg – mercúrio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27
Cd + TL – cadmo + talio (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	0,27
PCDD/PCDF – dioxinas (kg)	0,00	0,00	0,00	0,00	2.655.360,96
COV – voláteis orgânicos (kg)	0,00	295.295,57	22.374,79	0,00	7.681,58
<b>Emissões Líquidas</b>					
Efluentes (m³)	272.400,80	0,00	780,52	0,00	20.057,46
<b>Resíduos Sólidos</b>					
Rejeitos ou cinzas	414,55*	13.469,62	10.667,05	0,00	11.522,37
<b>Recuperação de materiais e energia</b>					
Composto (t)	0,00	10.361,25	7.805,16	0,00	0,00
Geração de Energia (KWh)	0,00	0,00	3.975.428,16	0,00	7.441.859,83

Fonte: Autoria própria

\*os fluxos de RSU do ICV que apresentarem menos de 1% do total de RSU gerados, não serão considerados para efeito de AICV.

Conforme demonstrado pela Tabela 7 do item 8.4 (Substituição de Cargas Ambientais), a seguir, nas Tabelas 19, 20, 21 e 22, são apresentados os consumos de energia e água e as emissões de GEE a partir dos processos de produção primária e da reciclagem, para: C1 (que estava em operação no ano de 2014); C2 e C3 com os mesmos índices de aproveitamento de RSU; C4, C5, C6 e C8 também com os mesmos índices de reaproveitamento; além do C7 que envia todos os resíduos plásticos e papéis para o incinerador.

**Tabela 19:** Consumos totais energia e água e emissões CO<sub>2</sub>eq. para a UF adotada – “C1”.

Geração, Produção e Reciclagem	Produção Primária			Reciclagem			Totais Consumos Anuais	
	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/ano	
<b>Metais</b>								
Energia (MWh)	17,60	7.132,12	125.525,31	0,70	558,00	390,60	125.915,91	<b>Total do Consumo de Energia</b>
Água (m <sup>3</sup> )	31,15	7.132,12	222.165,54	12,46	558,00	6.952,68	229.118,22	
GEE (t CO <sub>2</sub> )	5,10	7.132,12	36.373,81	0,02	558,00	11,16	36.384,97	
<b>Vidro</b>								
Energia (MWh)	4,83	8.915,15	43.060,17	4,19	1.055,00	4.420,45	47.480,62	<b>Total do Consumo de Agua</b>
Água (m <sup>3</sup> )	1,00	8.915,15	8.915,15	0,50	1.055,00	527,50	9.442,65	
GEE (t CO <sub>2</sub> )	0,60	8.915,15	5.349,09	0,35	1.055,00	369,25	5.718,34	
<b>Papel</b>								
Energia (MWh)	4,98	28.528,48	142.071,83	1,47	2.110,00	3.101,70	145.173,53	<b>Total de Emissões CO<sub>2</sub>eq</b>
Água (m <sup>3</sup> )	40,50	28.528,48	1.155.403,44	29,20	2.110,00	61.612,00	1.217.015,44	
GEE (t CO <sub>2</sub> )	0,28	28.528,48	7.987,97	0,01	2.110,00	21,10	8.009,07	
<b>Plástico</b>								
Energia (MWh)	6,74	16.047,27	108.158,60	1,44	1.179,00	1.697,76	109.856,36	
Água (m <sup>3</sup> )	1,95	16.047,27	31.292,18	1,50	1.179,00	1.768,50	33.060,68	
GEE (t CO <sub>2</sub> )	1,94	16.047,27	31.131,70	0,41	1.179,00	483,39	31.615,09	
<b>Total RSU</b>	60.623,02			4.902,00				

Fonte: Autoria própria

**Tabela 20:** Consumos totais energia e água e emissões CO<sup>2</sup>eq. para a UF adotada – “C2” e “C3”

Geração, Produção e Reciclagem	Produção Primária			Reciclagem			Totais Consumo Anuais	
	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/ano	
<b>Alumínio</b>								
<b>Energia (MWh)</b>	17,60	3.798,86	66.859,94	0,70	3.891,14	2.723,80	69.583,73	<b>Total do Consumo de Energia</b> <b>282.645,84</b>
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	31,15	3.798,86	118.334,49	12,46	3.891,14	48.483,60	166.818,09	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	5,10	3.798,86	19.374,19	0,02	3.891,14	77,82	19.452,01	
<b>Vidro</b>								
<b>Energia (MWh)</b>	4,83	4.925,18	23.788,64	4,19	5.044,83	21.137,82	44.926,46	<b>Total do Consumo de Água</b> <b>1.270.304,57</b>
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	1,00	4.925,18	4.925,18	0,50	5.044,83	2.522,41	7.447,60	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	0,60	4.925,18	2.955,11	0,35	5.044,83	1.765,69	4.720,80	
<b>Papel</b>								
<b>Energia (MWh)</b>	4,98	15.145,30	75.423,59	1,47	15.513,20	22.804,41	98.227,99	<b>Total de Emissões de CO<sup>2</sup>eq</b> <b>48.651,35</b>
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	40,50	15.145,30	613.384,61	29,20	15.513,20	452.985,47	1.066.370,08	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	0,28	15.145,30	4.240,68	0,01	15.513,20	155,13	4.395,82	
<b>Plástico</b>								
<b>Energia (MWh)</b>	6,74	8.509,78	57.355,90	1,44	8.716,49	12.551,75	69.907,65	
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	1,95	8.509,78	16.594,07	1,50	8.716,49	13.074,74	29.668,80	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	1,94	8.509,78	16.508,97	0,41	8.716,49	3.573,76	20.082,73	
<b>Total RSU</b>	32.379,12			33.165,66				

Fonte: Autoria própria

**Tabela 21:** Consumos totais energia e água e emissões CO<sup>2</sup>eq. para a UF adotada – “C4, C5, C6 e C8”

Geração, Produção e Reciclagem	Produção Primária			Reciclagem			Totais Consumos Anuais	
	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/ano	
<b>Energia (MWh)</b>	17,60	2.078,40	36.579,84	0,70	5.611,60	3.928,12	40.507,96	<b>Total do Consumo de Energia</b> <b>207.640,36</b>
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	31,15	2.078,40	64.742,16	12,46	5.611,60	69.920,54	134.662,70	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	5,10	2.078,40	10.599,84	0,02	5.611,60	112,23	10.712,07	
<b>Vidro</b>								
<b>Energia (MWh)</b>	4,83	2.694,60	13.014,92	4,19	7.275,41	30.483,97	43.498,89	<b>Total do Consumo de Água</b> <b>1.157.790,62</b>
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	1,00	2.694,60	2.694,60	0,50	7.275,41	3.637,71	6.332,31	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	0,60	2.694,60	1.616,76	0,35	7.275,41	2.546,39	4.163,15	
<b>Papel</b>								
<b>Energia (MWh)</b>	4,98	8.286,10	41.264,78	1,47	22.372,40	32.887,43	74.152,21	<b>Total de Emissões CO<sup>2</sup>eq</b> <b>31.605,13</b>
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	40,50	8.286,10	335.587,05	29,20	22.372,40	653.274,08	988.861,13	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	0,28	8.286,10	2.320,11	0,01	22.372,40	223,72	2.543,83	
<b>Plástico</b>								
<b>Energia (MWh)</b>	6,74	4.655,75	31.379,76	1,44	12.570,52	18.101,55	49.481,30	
<b>Água (m<sup>3</sup>)</b>	1,95	4.655,75	9.078,71	1,50	12.570,52	18.855,78	27.934,49	
<b>GEE (t CO<sup>2</sup>)</b>	1,94	4.655,75	9.032,16	0,41	12.570,52	5.153,91	14.186,07	
<b>Total RSU</b>	17.714,85			47.829,93				

Fonte: Autoria própria

**Tabela 22:** Consumos totais energia e água e emissões CO<sup>2</sup>eq. para a UF adotada – “C7”

Geração, Produção e Reciclagem	Produção Primária			Reciclagem			Totais Consumos Anuais	
	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/t	tRSU/ano	Unidd/ano	Unidd/ano	
<b>Metais</b>								
Energia (MWh)	17,60	2.078,40	36.579,84	0,70	5.611,60	3.928,12	40.507,96	<b>Total do Consumo de Energia</b> <b>352.691,54</b>
Água (m <sup>3</sup> )	31,15	2.078,40	64.742,16	12,46	5.611,60	69.920,54	134.662,70	
GEE (t CO <sup>2</sup> )	5,10	2.078,40	10.599,84	0,02	5.611,60	112,23	10.712,07	
<b>Vidro</b>								
Energia (MWh)	4,83	2.694,60	13.014,92	4,19	7.275,41	30.483,97	43.498,89	<b>Total do Consumo de Agua</b> <b>1.415.444,67</b>
Água (m <sup>3</sup> )	1,00	2.694,60	2.694,60	0,50	7.275,41	3.637,71	6.332,31	
GEE (t CO <sup>2</sup> )	0,60	2.694,60	1.616,76	0,35	7.275,41	2.546,39	4.163,15	
<b>Papel</b>								
Energia (MWh)	4,98	30.638,48	152.579,63	1,47	0,00	0,00	152.579,63	<b>Total de Emissões CO<sup>2</sup>eq</b> <b>56.872,96</b>
Água (m <sup>3</sup> )	40,50	30.638,48	1.240.858,44	29,20	0,00	0,00	1.240.858,44	
GEE (t CO <sup>2</sup> )	0,28	30.638,48	8.578,77	0,01	0,00	0,00	8.578,77	
<b>Plástico</b>								
Energia (MWh)	6,74	17.226,27	116.105,06	1,44	0,00	0,00	116.105,06	
Água (m <sup>3</sup> )	1,95	17.226,27	33.591,23	1,50	0,00	0,00	33.591,23	
GEE (t CO <sup>2</sup> )	1,94	17.226,27	33.418,96	0,41	0,00	0,00	33.418,96	
<b>Total RSU</b>	52.637,75			12.887,01				

Fonte: Autoria própria

## APÊNDICE B - Toneladas de RSU Transportadas e Consumos de Diesel

**Tabela 23:** Toneladas de RSU Transportadas e Destinadas e seus respectivos Consumos de Diesel.

Cenários	Unidades	Compostagem	Digestão Anaeróbica	Triagem e Reciclagem	Aterro Sanitário	Incinerador	Total
<b>C 1</b>	t.RSU.Transportados	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>6.205</b>	<b>178.303</b>	<b>0</b>	184.508
	Litros.Diesel	0	0	43.807	417.229	0	461.036
<b>C2</b>	t.RSU.Transportados	<b>35.369</b>	<b>0</b>	<b>36.427</b>	<b>112.712</b>	<b>0</b>	184.508
	Litros.Diesel	249.702	0	257.175	263.746	0	770.622
<b>C3</b>	t.RSU.Transportados	<b>35.369</b>	<b>51.356</b>	<b>36.427</b>	<b>0</b>	<b>61.357</b>	184.508
	Litros.Diesel	249.702	120.172	257.175	0	143.574	770.622
<b>C4</b>	t.RSU.Transportados	<b>60.700</b>	<b>0</b>	<b>50.370</b>	<b>73.438</b>	<b>0</b>	184.508
	Litros.Diesel	428.538	0	355.612	171.845	0	955.996
<b>C5</b>	t.RSU.Transportados	<b>60.700</b>	<b>26.017</b>	<b>50.370</b>	<b>0</b>	<b>47.417</b>	184.504
	Litros.Diesel	428.538	60.880	355.612	0	110.956	955.987
<b>C6</b>	t.RSU.Transportados	<b>60.700</b>	<b>26.017</b>	<b>50.370</b>	<b>0</b>	<b>47.417</b>	184.504
	Litros.Diesel	142.037	60.880	117.866	0	110.956	431.739
<b>C7</b>	t.RSU.Transportados	<b>60.700</b>	<b>26.017</b>	<b>32.843</b>	<b>0</b>	<b>64.948</b>	184.508
	Litros.Diesel	142.037	60.880	76.852	0	151.979	431.748
<b>C8</b>	t.RSU.Transportados	<b>51.806</b>	<b>26.017</b>	<b>50.370</b>	<b>0</b>	<b>47.417</b>	175.611
	Litros.Diesel	121.227	60.880	117.866	0	110.956	410.929

## APÊNDICE C – Cálculos do Custeio do Ciclo de Vida

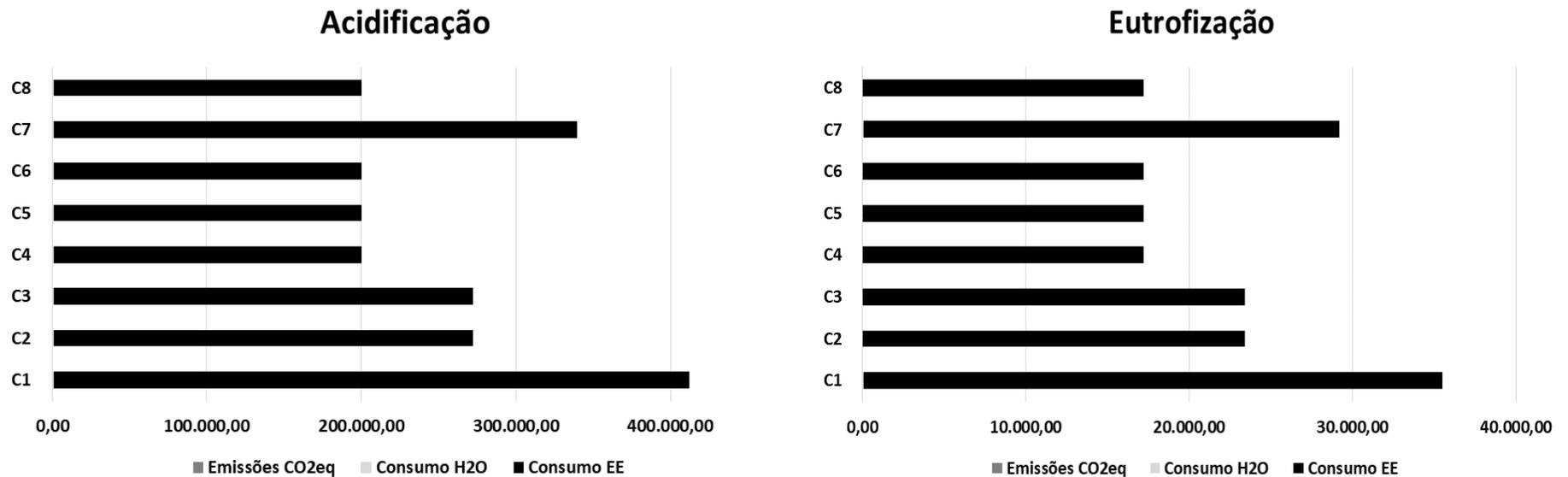
Tabela 24: Cálculos do CCV para todos os cenários.

	R\$/unidade	C1		C2		C3		C4	
		Total Unidade	R\$ Total						
<b>Externalidade PP + R</b>									
Energia (MWh)	266,80	428.426,43	114.304.170,64	282.645,84	75.409.909,49	282.645,84	75.409.909,49	207.640,36	55.398.446,90
Agua (m <sup>3</sup> )	0,80	1.488.636,98	1.190.909,59	1.270.304,57	1.016.243,66	1.270.304,57	1.016.243,66	1.157.790,62	926.232,50
CO <sup>2</sup> eq (ton)	21,70	81.727,48	1.773.486,32	48.651,35	1.055.734,39	48.651,35	1.055.734,39	31.605,13	685.831,23
<b>Sub total</b>			<b>117.268.566,55</b>		<b>77.481.887,54</b>		<b>77.481.887,54</b>		<b>57.010.510,63</b>
<b>Externalidds SGRSU</b>									
Energia (MWh)	266,80	509,44	135.918,59	1.124,10	299.909,88	7.837,08	2.090.932,94	1.647,66	439.595,69
Agua (m <sup>3</sup> )	0,80	51.948,60	41.558,88	253.277,03	202.621,62	281.954,11	225.563,29	345.835,06	276.668,05
CO <sup>2</sup> eq (ton)	21,70	174.514,06	3.786.955,10	70.885,73	1.538.220,34	31.183,06	676.672,40	47.035,27	1.020.665,36
<b>Sub total</b>			<b>3.964.432,57</b>		<b>2.040.751,85</b>		<b>2.993.168,63</b>		<b>1.736.929,10</b>
<b>Total Externalidades</b>			<b>121.232.999,12</b>		<b>79.522.639,38</b>		<b>80.475.056,17</b>		<b>58.747.439,72</b>
<b>Custos SGRSU</b>									
Coleta comum (ton)	213,00	178.303,00	37.978.539,00	148.080,50	31.541.146,50	148.080,50	31.541.146,50	134.137,50	28.571.287,50
Coleta seletiva (ton)	772,46	6.205,00	4.793.114,30	36.427,00	28.138.400,42	36.427,00	28.138.400,42	50.370,00	38.908.810,20
<b>Sub total</b>			<b>42.771.653,30</b>		<b>59.679.546,92</b>		<b>59.679.546,92</b>		<b>67.480.097,70</b>
Triagem (ton)	178,33	6.205,00	1.106.537,65	36.427,00	6.496.026,91	36.427,00	6.496.026,91	50.370,00	8.982.482,10
Compostagem (ton)	140,00	0,00	0,00	35.368,50	4.951.590,00	35.368,50	4.951.590,00	60.699,50	8.497.930,00
TMB (ton)	137,00	0,00	0,00	0,00	0,00	51.355,50	7.035.703,50	0,00	0,00
Incinerador (ton)	200,00	0,00	0,00	0,00	0,00	61.356,50	12.271.300,00	0,00	0,00
Aterro (ton)	100,00	178.303,00	17.830.300,00	112.712,00	11.271.200,00	0,00	0,00	73.438,00	7.343.800,00
<b>Sub total</b>			<b>18.936.837,65</b>		<b>22.718.816,91</b>		<b>30.754.620,41</b>		<b>24.824.212,10</b>
<b>Sub total</b>			<b>61.708.490,95</b>		<b>82.398.363,83</b>		<b>90.434.167,33</b>		<b>92.304.309,80</b>
Energia Gerada (KWh)	0,333	0,00	0,00	7.438.992,00	2.477.184,34	17.476.681,80	5.819.735,04	4.846.908,00	1.614.020,36
<b>Total Custo SGRSU</b>			<b>61.708.490,95</b>		<b>79.921.179,49</b>		<b>84.614.432,29</b>		<b>90.690.289,44</b>
<b>CUSTOS PARA SOCIEDD</b>			<b>182.941.490,07</b>		<b>159.443.818,88</b>		<b>165.089.488,46</b>		<b>149.437.729,16</b>

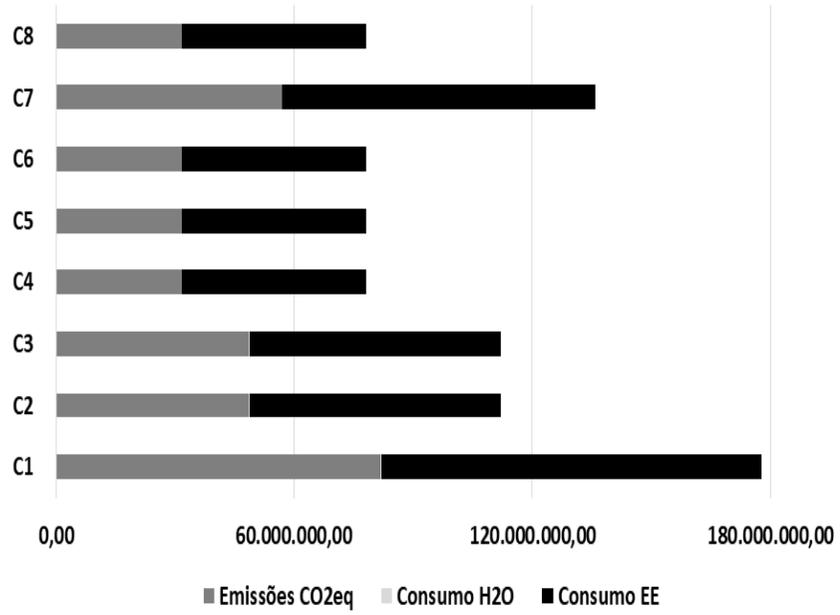
		C5		C6		C7		C8	
	R\$/unidade	Total Unidade	R\$ Total						
<b>Externalidade PP + R</b>									
Energia (MWh)	266,80	207.640,36	55.398.446,90	207.640,36	55.398.446,90	352.691,54	94.098.102,87	207.640,36	55.398.446,90
Agua (m³)	0,80	1.157.790,62	926.232,50	1.157.790,62	926.232,50	1.415.444,67	1.132.355,74	1.157.790,62	926.232,50
CO²eq (ton)	21,70	31.605,13	685.831,23	31.605,13	685.831,23	58.872,69	1.277.537,37	31.605,13	685.831,23
<b>Sub total</b>			<b>57.010.510,63</b>		<b>57.010.510,63</b>		<b>96.507.995,98</b>		<b>57.010.510,63</b>
<b>Externalidds SGRSU</b>									
Energia (MWh)	266,80	6.206,62	1.655.926,22	6.206,62	1.655.926,22	7.080,76	1.889.146,77	6.124,09	1.633.907,21
Agua (m³)	0,80	367.123,32	293.698,66	367.123,32	293.698,66	256.878,31	205.502,65	366.945,45	293.556,36
CO²eq (ton)	21,70	29.141,33	632.366,86	24.900,79	540.347,14	24.439,83	530.344,31	23.475,58	509.420,09
<b>Sub total</b>			<b>2.581.991,73</b>		<b>2.489.972,02</b>		<b>2.624.993,73</b>		<b>2.436.883,66</b>
<b>Total Externalidades</b>			<b>59.592.502,36</b>		<b>59.500.482,64</b>		<b>99.132.989,71</b>		<b>59.447.394,29</b>
<b>Custos SGRSU</b>									
Coleta comum (ton)	213,00	134.137,50	28.571.287,50	134.137,50	28.571.287,50	134.137,50	28.571.287,50	125.244,24	26.677.023,12
Coleta seletiva (ton)	772,46	50.370,00	38.908.810,20	50.370,00	10.728.810,00	50.370,00	10.728.810,00	50.370,00	10.728.810,00
<b>Sub total</b>			<b>67.480.097,70</b>		<b>39.300.097,50</b>		<b>39.300.097,50</b>		<b>37.405.833,12</b>
Triagem (ton)	178,33	50.370,00	8.982.482,10	50.370,00	8.982.482,10	32.842,70	5.856.838,69	50.370,00	8.982.482,10
Compostagem (ton)	140,00	60.699,50	8.497.930,00	60.699,50	8.497.930,00	60.699,50	8.497.930,00	51.806,24	7.252.873,60
TMB (ton)	137,00	26.017,20	3.564.356,40	26.017,20	3.564.356,40	26.017,20	3.564.356,40	26.017,20	3.564.356,40
Incinerador (ton)	200,00	47.417,16	9.483.432,00	47.417,16	9.483.432,00	64.948,10	12.989.620,00	47.417,16	9.483.432,00
Aterro (ton)	100,00		0,00		0,00		0,00		0,00
<b>Sub total</b>			<b>30.528.200,50</b>		<b>30.528.200,50</b>		<b>30.908.745,09</b>		<b>29.283.144,10</b>
<b>Sub total</b>			<b>98.008.298,20</b>		<b>69.828.298,00</b>		<b>70.208.842,59</b>		<b>66.688.977,22</b>
Energia Gerada (KWh)	0,333	10.210.089,91	3.399.959,94	10.210.089,91	3.399.959,94	12.961.473,55	4.316.170,69	10.210.089,91	3.399.959,94
<b>Total Custo SGRSU</b>			<b>94.608.338,26</b>		<b>66.428.338,06</b>		<b>65.892.671,90</b>		<b>63.289.017,28</b>
<b>CUSTOS PARA SOCIEDD</b>			<b>154.200.840,62</b>		<b>125.928.820,70</b>		<b>165.025.661,61</b>		<b>122.736.411,57</b>

**APÊNDICE D** – Aspectos ambientais (emissões de CO<sub>2</sub>eq. e consumos de água e energia) dos processos de produção primária e reciclagem, para todos Cenários.

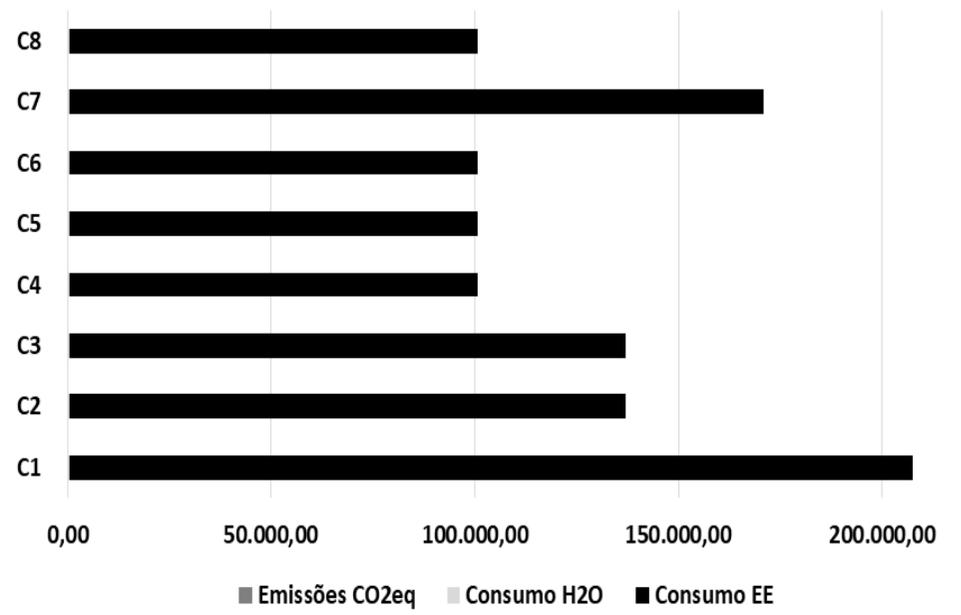
**Figura 20:** Contribuição das atividades e aspectos ambientais (emissões de CO<sub>2</sub>eq. e consumos de água e energia) advindos do método de expansão de fronteiras e substituição de cargas ambientais, dos processos de produção primária e reciclagem dos resíduos, para cada um dos Cenários.



### Mudanças Climáticas



### Material Particulado



### Toxicidade Humana

