

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
PRODUÇÃO

MODELAGEM E SIMULAÇÃO A EVENTOS
DISCRETOS EM LOGÍSTICA REVERSA E
DESTINAÇÃO FINAL DE MATERIAIS
RECICLÁVEIS

Raquel Lopes de Oliveira

Qualificação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção como requisito parcial à obtenção do título de *Doutor em Engenharia de Produção*

Linha de Pesquisa:

Sistemas de Produção e Logística

Orientador: Prof. Renato da Silva Lima, Dr.

Coorientador: Prof. José Arnaldo Barra Montevechi, Dr.

Itajubá, Outubro 2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DE ITAJUBÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE
PRODUÇÃO

MODELAGEM E SIMULAÇÃO A EVENTOS
DISCRETOS EM LOGÍSTICA REVERSA E
DESTINAÇÃO FINAL DE MATERIAIS
RECICLÁVEIS

Raquel Lopes de Oliveira

Banca Examinadora:

Prof. Renato da Silva Lima, Dr. (Orientador)

Prof. José Arnaldo Barra Montevechi, Dr.(Coorientador)

Prof. Fernando Augusto Silva Marins, Dr.

Prof. Marcelo Montaña, Dr.

Prof. Fabiano Leal, Dr.

Prof. Fábio Favaretto, Dr.

Itajubá, Outubro 2015

“Dedico este trabalho a Deus, que me fortaleceu em todos os momentos e me permitiu esta conquista. Aos meus pais, irmãos e amigos, pela distância inevitável.

Ao meu querido noivo, Afrânio, que tornou essa caminhada mais agradável e segura, assim como à minha sogra, que me ajudou de diversas maneiras. Aos amigos Anna Paula, Henrique, Julian e Jhon, que tive o prazer de conhecer”.

“se eu consegui enxergar mais longe é porque me apoiei em ombros de gigantes”

Isaac Newton.

AGRADECIMENTOS

Um agradecimento especial ao meu orientar Prof. Renato Lima que me acompanhou durante o mestrado e agora no doutorado, por quem tenho grande respeito e admiração. Ao meu coorientador, Prof. José Arnaldo, pelo auxílio e sugestões.

Ao Instituto de Engenharia de Produção e Gestão da UNIFEI, na figura de seus professores e colaboradores, bem como aos colegas do Instituto com os quais tive a oportunidade de trocar experiências e contar com seus auxílios, em especial os alunos Renato Pontes, Rafael Miranda, Liliane Dolores e Andriani Tavares. Ao professor Edson Pamplona. Ao funcionário Ivan Carvalho (INTECOOP/UNIFEI - Incubadora Tecnológica de Cooperativas Populares) e a ACIMAR (Associação de Catadores Itajubenses de Materiais Recicláveis).

Aos consultores da empresa Tetra Pak, Nícia Mafra e Paulo Ribeiro, e ao diretor da empresa INNOVA Energias Renováveis, Fernando Reichert, pelo tempo e informações concedidas que foram importantes para o andamento deste trabalho.

Aos meus pais - Vicente Leonel e Rosimar - familiares e amigos de Campo Belo/MG, que torceram por mim e me apoiaram para não desistir diante das dificuldades encontradas. Ao meu namorado e amigo Afrânio, uma benção de Deus em minha vida.

Às agências de fomento CAPES, FAPEMIG e CNPq que permitiram a participação em congressos, subsidiaram projetos de pesquisa associados a esse trabalho e concederam uma bolsa de estudo. E aos membros da banca examinadora pelas contribuições.

RESUMO

A busca por soluções para a minimização, tratamento e correta disposição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) passou a ser o foco de inúmeras discussões no cenário mundial e brasileiro. Como consequência foi implementada no Brasil a Política Nacional dos Resíduos Sólidos, que inclui a Logística Reversa (LR), com o intuito de promover a reciclagem dos materiais pós-consumo, assim como outras alternativas de destinação como a disposição final em aterros e a incineração com recuperação energética. Entretanto, tais opções devem ser analisadas e planejadas visando à sustentabilidade social, ambiental e econômica do sistema como um todo. Porém, devido à presença de inúmeras variáveis no sistema de gestão de RSU e de incertezas inerentes ao processo, equacionar e compreender as inter-relações e impactos de mudanças não é uma tarefa fácil. Neste contexto, vê-se a oportunidade de utilizar a Simulação a Eventos Discretos como método para análise e auxílio à tomada de decisão, uma vez que esta permite observar o comportamento de um modelo ao se fazer alterações nos parâmetros de suas variáveis, sem a necessidade de uma interferência no sistema real. Assim, o objetivo desta pesquisa é utilizar a modelagem e simulação computacional no âmbito dos Resíduos Sólidos Urbanos potencialmente recicláveis para auxiliar na tomada de decisão e analisar a sustentabilidade da logística reversa e formas de destinação final adequadas. Para tanto, foi mapeado o caso das Embalagens Longa Vida (ELVs) pós-consumo e também se utilizou a técnica de Projeto de Experimentos (Design of Experiments - DOE) para auxiliar a análise das variáveis. A ideia central foi apresentar um método geral de análises que pode vir a ser utilizado para diversos tipos de materiais. Destaca-se também, como originalidade deste trabalho, a análise dos cenários feitas a partir da localização destes no modelo de sustentabilidade adotado “*triple bottom line*”. Como resultados, pôde-se verificar a contribuição da modelagem e simulação, uma vez que esta permitiu incluir no modelo computacional as diversas variáveis presentes no sistema de LR e de destinação final de RSU e possibilitou a realização de análises com diversos cenários. A reciclagem apresentou-se como a melhor opção para cinco dos dezesseis cenários analisados sob a perspectiva conjunta dos pilares econômico, ambiental e social. A incineração, devido principalmente ao alto poder calorífico das ELVs, mostrou-se como uma alternativa viável economicamente e o aterro, apesar de ser a opção mais utilizada no Brasil, não se mostrou a mais adequada sob a perspectiva ambiental. No geral, cada alternativa tem suas vantagens e desvantagens, conforme a ótica de análise e interesses envolvidos, e a utilização de métodos de planejamento direcionados à racionalização ajudará a encontrar as melhores alternativas de acordo as características dos materiais sob avaliação.

Palavras-chave: Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos; Logística Reversa; *Triple Bottom Line*; Modelagem e Simulação a Eventos Discretos.

ABSTRACT

The search for solutions for minimization, treatment and proper disposal of Municipal Solid Waste (MSW) has become the focus of numerous discussions on global and Brazilian scene. As a consequence it was implemented the National Policy of Solid Waste, which includes the Reverse Logistics (RL), in order to promote the post-consumer materials recycling, as well as other disposal alternatives as landfill and incineration with energy recovery. However, such options should be analyzed and planned aiming social, environment and economic sustainability of the system as a whole. Although, due to numerous variables in MSW management system and uncertainties inherent to the process, understanding the interrelationships and impacts of change is not an easy task. In that context, there is the opportunity to use the Discrete-Event Simulation as a method for analysis and support decision-making, since it allows observing the behavior of a model by making changes in the parameters of their variables without the need to interfere in the real system. Thus, the objective of this research is to use modeling and computational simulation within the scope of the potentially recyclable Municipal Solid Waste to support decision-making and to analyze the sustainability of reverse logistics and proper ways of disposal. Therefore, the case of post-consumer aseptic carton packages was mapped and also the Design of Experiments technique (DOE) to aid the analysis of variables was used. The main idea was to present a general analysis method that might be used for different types of materials. It also stands out as originality of this study, the analysis of scenarios made from the location of these in the adopted sustainability model "triple bottom line". As a result, it could be verified the contribution of modeling and simulation with simulated scenarios, since this allowed including in the computational model the various variables in the RL system and the disposal of MSW and enabled the analysis of different scenarios. The recycling turned out to be the best option for five of the sixteen scenarios analyzed under the joint perspective of economic, environmental and social pillars. The incineration, primarily due to the high calorific of aseptic carton packages, was an economically viable alternative and the landfill, despite being the most used option in Brazil, was not the most appropriate under the environmental perspective. Overall, each alternative has its advantages and disadvantages due to the optical analysis and interests involved, and the use of planning methods aimed at rationalizing will help to find the best alternatives according to the characteristics of the materials under evaluation.

Keywords: Municipal Solid Waste Management; Reverse Logistics; Triple Bottom Line; Modeling and Discrete-Event Simulation.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Classificação da pesquisa	21
Figura 1.2 - Sequência de passos para um projeto de simulação	23
Figura 2.1 - Fluxo dos materiais definidos pela PNRS	32
Figura 2.2 - Gravimetria do total de RSU coletado no Brasil	36
Figura 2.3 - População total e quantidade de RSU gerada no Brasil.....	36
Figura 2.4 - Geração de RSU por região	38
Figura 2.5 - Existência de cobrança pelos serviços de limpeza pública.....	38
Figura 2.6 - Porcentagem de formas de destinação dos RSU.....	41
Figura 2.7 - Situação de Tratamento e/ou Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos em Minas Gerais 2013.....	50
Figura 2.8 - População Urbana e número de Municípios por tipo de Destinação Final em Minas Gerais.....	51
Figura 2.9 - Impactos Ambientais Cumulativos.....	52
Figura 2.10 - Cadeia Reversa da Reciclagem.....	61
Figura 2.11 - Modelo de Sustentabilidade <i>triple bottom line</i>	63
Figura 2.12 - Modelo de Valor Sustentável.....	68
Figura 2.13 - Conexão entre a vantagem competitiva e questões Sociais.....	69
Figura 2.14 - Visão Integrada da Sustentabilidade - <i>Single Bottom Line</i>	71
Figura 2.15 - Existência do serviço de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares, por qualquer modalidade, nos municípios participantes do SNIS-RS 2013 -Brasil	74
Figura 2.16 - Composição embalagens longa vida.....	78
Figura 2.17 - Quantidade de trabalhos sobre aplicação da simulação computacional na LR ..	87
Figura 2.18 - Distribuição dos artigos conforme o setor de aplicação do estudo.....	89
Figura 2.19 - <i>Softwares</i> /linguagens utilizadas nos trabalhos de LR e Simulação	91
Figura 3.1 - Modelo conceitual.....	93
Figura 3.2 - Tela do ProModel [®] com o modelo desenvolvido	106
Figura 3.3 - Tela do ProModel [®] com a lógica de término e Macros.....	107
Figura 3.4 - Tela do ProModel [®] com os resultados das variáveis.....	107
Figura 4.1 - Visão geral dos grupos de cenários	109

Figura 4.2 - Porcentagem dos custos mensais relativos ao sistema de disposição final Aterro Sanitário.....	110
Figura 4.3 - Fatorial Fracionado: Ordenação dos fatores e interações que mais impactam no EVA [®] Incineração	112
Figura 4.4 - Fatorial Fracionado dos fatores do EVA [®] Incineração	114
Figura 4.5 - Fatorial Completo: Ordenação dos fatores e interações que mais impactam no EVA [®] Incineração.....	114
Figura 4.6 - Efeito dos fatores sobre o EVA [®] Incineração	115
Figura 4.7 - Porcentagem dos custos mensais relativos ao sistema de Incineração	118
Figura 4.8 - Fatorial Fracionado: Ordenação dos fatores e interações que mais impactam no EVA [®] Reciclagem	119
Figura 4.9 - Evolução do EVA [®] conforme os preços de venda das ELVs.....	123
Figura 4.10 - Efeito dos fatores sobre o EVA [®] Reciclagem.....	124
Figura 4.11 - Média dos valores do EVA [®] Reciclagem	124
Figura 4.12 - Custos mensais relativos a cadeia de reciclagem	126
Figura 4.13 - Modelo de Sustentabilidade <i>triple bottom line</i>	131
Figura 4.14 - Cenários com análises da Sustentabilidade	132
Figura 4.15 - Localização dos Cenários no Modelo de Sustentabilidade <i>triple bottom line</i> .	140

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Variáveis do modelo.....	104
Tabela 4.1 - Cenários Incineração 2, 3, 4 e 5	116
Tabela 4.2 - Cenários Reciclagem 6, 7, e 8	120
Tabela 4.3 - Cenários Reciclagem 9 - 16.....	122
Tabela 4.4 - Cenários Reciclagem 17 - 20.....	125
Tabela 4.5 - Produtividade da associação de catadores.....	127
Tabela 4.6 - Cenários Reciclagem sem intermediário 21 - 25.....	128
Tabela 4.7 - Cenários Reciclagem sem intermediário e sob ponto de vista empresarial 26 - 30	129
Tabela 4.8 - Pilares da sustentabilidade com fatores favoráveis na incineração e na reciclagem	133
Tabela 4.9 - Análise da sustentabilidade com fatores favoráveis na incineração e na reciclagem.....	134
Tabela 4.10 - Análise da Sustentabilidade com fatores desfavoráveis na incineração e favoráveis na reciclagem	136
Tabela 4.11 - Análise da sustentabilidade com fatores desfavoráveis na incineração e na reciclagem.....	137
Tabela 4.12 - Análise da sustentabilidade com fatores prováveis na incineração e na reciclagem.....	138
Tabela 4.13 – Comparação dos cenários simulados no modelo de sustentabilidade <i>triple bottom line</i>	139

LISTA DE QUADROS

Quadro 2.1 - Classificação dos resíduos sólidos	28
Quadro 2.2 - Síntese dos principais autores seminais da LR.....	54
Quadro 2.3 - Conceitos das três dimensões da sustentabilidade	65
Quadro 2.4 - Temas abordados nos trabalhos que utilizam simulação aplicada em LR	88

LISTA DE ABREVIATURAS

ACIMAR	Associação de Catadores Itajubenses de Materiais Recicláveis
ACV	Análise do Ciclo de Vida
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CO ₂ Eq	Dióxido de Carbono equivalente
DS	Desenvolvimento Sustentável
EVA [®]	<i>Economic Value Added</i>
DOE	<i>Design of Experiments</i>
GEE	Gases de Efeito Estufa
GRSU	Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos
IBAM	Instituto Brasileiro de Administração Municipal
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDEF-SIM	Integrated Definition Methods - Simulation
ELVs	Embalagens Longa Vida
FEAM	Fundação Estadual do Meio Ambiente
LR	Logística Reversa
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
RSU	Resíduos Sólidos Urbanos
SED	Simulação a Eventos Discretos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
UE	União Europeia

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	10
1.1 Objetivos.....	15
1.2 Justificativas	15
1.3 Metodologia de Pesquisa	20
1.3.1 Classificação da Pesquisa	20
1.3.2 Etapas de uma Pesquisa com Modelagem e Simulação	22
1.4 Estrutura da tese.....	25
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	27
2.1 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos	27
2.1.1 Legislações e a Política Nacional de Resíduos Sólidos.....	28
2.1.2 Geração e características dos RSU	35
2.1.2 Destinação Final dos RSU.....	40
2.1.3 Panorama Minas Gerais.....	47
2.2 Logística Reversa	52
2.2.1 Conceito e histórico da Logística Reversa	54
2.2.2 Modelos de Sustentabilidade	62
2.2.3 A Coleta Seletiva e os Catadores de Materiais Recicláveis	72
2.2.4 Embalagens Longa vida.....	78
2.3 Modelagem e Simulação	81
2.3.1 Simulação na Logística Reversa.....	85
3. DESENVOLVIMENTO DA MODELAGEM E SIMULAÇÃO.....	92
3.1 Concepção do Modelo	92
3.1.1. Modelo Conceitual e Validação	92
3.1.2 Dados de entrada	96
3.1.2 Implementação do Modelo Computacional.....	106
4. SIMULAÇÕES E ANÁLISES.....	108
4.1 Alternativa Aterro Sanitário	108
4.2 Alternativa Incineração.....	111
4.3 Alternativa Reciclagem	118
4.4 Comparações de cenários sob a ótica dos três pilares da Sustentabilidade.....	130
4.4.1 Cenários com fatores favoráveis para a incineração e para a reciclagem	133

4.4.2 Cenários com fatores desfavoráveis para incineração e favoráveis para reciclagem	136
4.4.3 Cenários com fatores desfavoráveis para a incineração e para a reciclagem	137
4.4.4 Cenários com fatores prováveis para a incineração e para a reciclagem.....	137
4.4.5 Localização dos Cenários no modelo Sustentabilidade <i>triple bottom line</i>	138
5. CONCLUSÕES.....	144
5.1 Conclusões a respeito das simulações	144
5.2 Conclusões conceituais.....	146
5.3 Resultados Práticos.....	148
5.4 Limitações da Pesquisa.....	149
5.5 Pesquisas Futuras.....	149
REFERÊNCIAS	152

1. INTRODUÇÃO

Até há pouco tempo, os produtos e embalagens que tinham finalizado sua vida útil eram considerados como um material sem utilidade, cujo descarte era realizado sem grandes preocupações, de preferência bem distante da fonte geradora e da sociedade. Porém, especialmente após a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (ECO92), a busca por soluções alternativas para a minimização, tratamento e disposição final dos resíduos passaram a ser um novo paradigma, visando ao Desenvolvimento Sustentável (DS) relacionado à gestão dos resíduos e à redução da contaminação do solo, do ar e da água (MARCHEZETTI, KAVISKI e BRAGA, 2011). Neste contexto, o sucesso de um programa de Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos (GRSU) está diretamente associado à integração do poder público e à participação da sociedade em seus vários segmentos, assim como à visão de que a GRSU é um processo dinâmico, em que soluções ou alternativas devem acompanhar as mudanças de atitudes e de hábitos, resultante da introdução de novos padrões de produção e de consumo.

Com o desenvolvimento econômico, a tendência é que a geração de Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) no país aumente, o que significa novos desafios de gestão. Com o padrão mais elevado de consumo e as pessoas vivendo mais tempo, aumenta a necessidade de investimentos na infraestrutura de distribuição de água, de redes de esgoto, de coleta e de destinação final adequada de resíduos. Porém, a tarefa não se restringe em encontrar caminhos técnica e economicamente viáveis para os materiais pós-consumo (originados do descarte depois de finalizado sua utilidade). Pois, como no caso da reciclagem, na ponta final da cadeia é necessário consolidar o parque industrial para que a demanda por materiais pós-consumo seja compatível com a maior escala da oferta de resíduos potencialmente recicláveis. A questão não se restringe a adotar tecnologias, às vezes inadequadas ao cenário brasileiro, mas deve-se também concentrar na melhor gestão, na qualificação e na busca inteligente e criativa de soluções viáveis (CEMPRE, 2013).

Responsabilizar o produtor pelo retorno e destinação ambientalmente correta de seus produtos e embalagens após o término de sua vida útil está se tornando cada vez mais comum em todo o mundo. Exemplos de regulamentações podem ser encontrados em países como Estados Unidos, Canadá, União Europeia e Japão (ALUMUR *et al.*, 2012). Especificamente em relação à legislação brasileira, foi aprovada a Lei 12.305, de 2 de agosto de 2010, juntamente com o Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010, que instituíram a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Dentre os princípios da PNRS, destacam-se a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, o princípio do poluidor-pagador e o reconhecimento do resíduo sólido reutilizável e reciclável como um bem econômico e de valor social, gerador de trabalho e renda. Como instrumento da PNRS, o governo enfatiza a utilização da coleta seletiva, da Logística Reversa (LR), que compreende as atividades necessárias para o retorno dos RSU ao setor empresarial para o reaproveitamento em ciclos produtivos, e do incentivo à criação de cooperativas/associações de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis (BRASIL, 2010).

Neste contexto, principalmente nas últimas duas décadas, muitas organizações têm procurado integrar os princípios da sustentabilidade nas tomadas de decisões a curto e longo prazo (AHI e SEARCY, 2015). No entanto, a sustentabilidade é uma questão que se estende além das fronteiras de uma empresa (SEURING e GOLD, 2013). Dentre os diversos conceitos usados para expressar essa combinação complexa da sustentabilidade no âmbito da cadeia de suprimentos, a LR tem um importante papel (GUARNIERI *et al.*, 2015).

Conforme a PNRS, a LR é considerada como uma alternativa para a GRSU e é descrita como instrumento de desenvolvimento econômico e social. Porém, a LR não é simplesmente a inversão da logística ou cadeia de suprimentos tradicional (MEADE, SARKIS e PRESLEY, 2007). Um exemplo disso é que mesmo empresas bem-sucedidas nas operações da logística direta podem não ser capazes de lidar de forma eficiente com o fluxo de materiais no sentido inverso (GENCHEV, RICHEY e GABLER, 2011; HOJAS BAENAS *et al.*, 2011). Diversos autores têm questionado sobre os benefícios ambientais da reciclagem, uma vez que há estudos que demonstram que um sistema de LR mal planejado pode, dentre outros impactos, aumentar o consumo de combustível fóssil e emissões de gases nocivos ao meio ambiente (WANG e HUA, 2006; RIBEIRO e MORELLI, 2009).

Um estudo do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA (2010) constatou que soma mais de R\$ 8 bilhões a quantidade de resíduos que é depositada nos aterros anualmente

no Brasil, na forma de materiais recicláveis que poderiam ser recuperados e gerar trabalho e renda. Porém, apesar dos avanços, Queiroz e Bakonyi (2010) afirmam que poucos municípios brasileiros conseguiram implantar com sucesso uma gestão integrada para a questão dos resíduos, seja por falta de recursos financeiros, ou até mesmo pela sucessão municipal, que acaba por não dar continuidade aos projetos de gestões anteriores.

Brasileiro e Martins Júnior (2010) também afirmam que a sustentabilidade econômica ainda não foi alcançada pela maioria dos programas de coleta seletiva existentes no Brasil. Besen (2011) destaca que estudos focados na sustentabilidade da coleta seletiva com inclusão social dos catadores de materiais recicláveis são escassos. Assim, mesmo que a GRSU esteja encontrando cada vez mais suporte nas legislações e nos avanços tecnológicos e científicos voltados para a implementação da LR e minimização dos impactos ambientais, ressalta-se a necessidade de se avaliar um gerenciamento mais eficiente e eficaz nesse sistema.

A técnica de Avaliação ou Análise do Ciclo de Vida (ACV), área de pesquisa já consolidada no campo da gestão ambiental, é encontrada em estudos para avaliar o desempenho da LR. Porém, Varžinskas, Staniškis e Knašyte (2012) que utilizaram em sua pesquisa a ACV no escopo da GRSU e da reciclagem, destacaram que devido ao foco essencialmente em questões ambientais, pesquisas futuras na área deveriam incorporar também variáveis do ponto de vista econômico e social, como preconiza o modelo de sustentabilidade *triple Bottom line* que estabelece a geração simultânea de benefícios ambientais, sociais e econômicos, conhecidos como os três pilares do DS. Por outro lado, Nikolao, Evangelinos e Allen (2013) citam que a maioria dos atuais modelos que tratam da sustentabilidade na LR foca principalmente em aspectos ambientais e econômicos. O autor destaca que alguns estudos têm incorporado recentemente um número limitado de aspectos sociais, mas muito ainda deve ser feito para que se possa medir a contribuição de uma empresa para o DS. Diabat, Kannan e Mathiyazhagan (2014) enfatizam que os preceitos do DS é uma solução para a redução de resíduos por meio da utilização eficaz dos recursos além de propiciar uma melhora o desempenho ambiental das indústrias.

Uma das questões centrais presentes na LR dos materiais pós-consumo com destino à reciclagem é que determinados materiais, como as latas de alumínio descartadas, apresentam custos menores quando recicladas se comparados aos custos de extração e produção com matéria-prima virgem. Por outro lado, produtos descartados que não possuem um valor de mercado tão alto, sob o ponto de vista econômico, sua reintrodução no ciclo produtivo pode

resultar em prejuízos financeiros. Ao se analisar o processo de retorno e reciclagem, assim como demais alternativas de destinação final para os RSU, sob o ponto de vista da sustentabilidade, não se deve considerar apenas o aspecto econômico como variável de decisão, mas aspectos sociais e ambientais também devem estar presentes na análise. Desta forma, ressalta-se que a GRSU precisa ser analisada de forma holística e considerar as questões sociais e ambientais presentes, por exemplo, na cadeia reversa para a reciclagem, premissas do DS.

Além da LR para a reciclagem, a PNRS descreve outras possibilidades de destinação final ambientalmente adequada para os resíduos, entre as quais se encontra a utilização de tecnologias visando à recuperação energética dos materiais. A incineração dos RSU com recuperação energética vem sendo incentivada em muitos países desenvolvidos e as emissões de poluentes atmosféricos, oriundos da queima, foram consideravelmente reduzidos devido ao desenvolvimento de novas tecnologias (LEME *et al.*, 2014). A PNRS também admite como alternativa de disposição final adequada os aterros sanitários, mas destaca a prioridade de antes ter sido esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação dos resíduos por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis.

Reichert e Mendes (2014) salientam que muitas das soluções que têm sido propostas para a GRSU trazem em si o equívoco de visões limitadas e isoladas, que não contemplam a questão dos resíduos do momento de sua geração até a disposição final, passando pelo seu tratamento. Estas soluções, mesmo sendo boas em princípio, não conseguem resolver o problema como um todo. Os autores ainda citam que cada município deverá buscar o desenvolvimento de seu próprio modelo para manejar os resíduos ou para criar um sistema integrado de gerenciamento, baseado nas características e peculiaridades locais, tendo uma visão sistêmica e analisando a sustentabilidade. Dentro deste contexto, vê-se uma oportunidade para a realização de pesquisas com uma visão abrangente, de modo a permitir a visualização do processo de GRSU como um todo e considerar suas peculiaridades. Para tanto, acredita-se que a modelagem e Simulação a Eventos Discretos (SED) pode ser uma alternativa efetiva para esse fim. Jahangirian *et al.* (2010) salientam a praticidade da simulação ao permitir analisar sistemas complexos como um todo, e não somente as partes. Ravi and Shankar (2015) também afirmam que a maioria da literatura disponível sobre LR consiste em estudos de casos específicos para alguns aspectos da LR, como a remanufatura, reciclagem etc.

Montevecchi *et al.* (2007) definem que a simulação é a importação da realidade para um ambiente controlado, onde seu comportamento pode ser estudado sob diversas condições, sem riscos físicos e/ou altos custos envolvidos. A SED tem sido utilizada de forma crescente para auxiliar à tomada de decisão, que por meio de modelagem, análise e projetos de sistemas, permite visualizar o impacto de mudanças de parâmetros no desempenho dos sistemas (CHO, 2005; BANKS *et al.*, 2009; GARZA-REYES *et al.*, 2010; SARGENT, 2011). Tako e Robinson (2012) salientam que a simulação é uma abordagem apropriada e amplamente aceita para analisar detalhadamente redes logísticas considerando a diversidade e quantidade dos dados de entrada. Miranda (2012) apresenta vários estudos que destacam que a simulação computacional tem sido utilizada de forma crescente para auxílio à tomada de decisões e é apontada como uma das técnicas de pesquisa mais utilizadas em vários setores, devido, principalmente, à sua versatilidade, flexibilidade e poder de análise.

Na gestão dos RSU, os tomadores de decisão precisam escolher entre as opções existentes, mas isso não é um procedimento fácil e nem rápido e soma-se a necessidade de combinar diversos critérios na avaliação. É preciso um método de seleção que possibilite contabilizar, por exemplo, economias de escala e custos ocultos (mais difíceis de identificar e analisar); analisar todo o sistema, e não somente a parte de tratamento e disposição final; estar ciente da presença do setor informal. As tecnologias utilizadas podem ser importadas, mas elas irão ser usadas localmente; podem ser doadas/financiadas, mas serão operadas e mantidas por recursos, mercados e cidadãos locais. A equipe de gestão de projetos deve ser capaz de preparar análises e identificar as implicações da implantação de certa tecnologia no âmbito do sistema global dos RSU (MAVROPOULOS, 2014).

Considerando que nem todas as variáveis de decisão tem igual importância na variável de resposta, uma análise de sensibilidade pode ser feita na simulação com o objetivo de selecionar as variáveis mais importantes daquelas que podem, até mesmo, ser eliminadas das análises mais detalhadas (MONTEVECHI, MIRANDA e FRIEND, 2012). Neste contexto, tem-se a técnica do Projeto de Experimentos (*Design of Experiments* - DOE), que segundo Montgomery (2005) trata-se de um teste ou uma série deste, onde são realizadas alterações propositalmente nas variáveis de entrada de um processo, ou ainda, de um sistema, de maneira que se possa observar e identificar as conseqüentes mudanças nas respostas das variáveis de saída.

Assim, devido às inúmeras variáveis presentes no contexto da GRSU, que envolvem decisões como LR e outras formas de destinação final para os materiais recicláveis, a seguinte

questão serviu de direcionamento para esta pesquisa: seria possível analisar as variáveis ambiental, social e econômica, pilares do modelo de sustentabilidade *triple bottom line*, com o auxílio do método da Modelagem e Simulação a Eventos Discretos, de forma a visualizar os impactos destas variáveis e suas inter-relações nas alternativas de LR e destinação final de resíduos de modo a analisar o sistema como um todo?

1.1 Objetivos

Com base nas considerações efetuadas, foram estabelecidos os objetivos geral e específicos do presente trabalho.

Objetivo geral: Utilizar a modelagem e simulação computacional no âmbito dos Resíduos Sólidos Urbanos potencialmente recicláveis para auxiliar na tomada de decisão e analisar a sustentabilidade da logística reversa e formas de destinação final adequadas.

Objetivos específicos:

- Mapear alternativas de destinação final e de cadeia reversa para o caso das Embalagens Longa Vida (ELVs) pós-consumo. Para este fim, será utilizada a técnica de modelagem conceitual “IDEF-SIM”;
- Medir, por meio do uso da técnica de Projeto de Experimentos (DOE), o grau de relevância de determinados parâmetros e seus impactos no sistema simulado;
- Realizar alterações nas variáveis mais relevantes do sistema por meio da criação de cenários no *software* de simulação adotado “Promodel”;
- Realizar análises do ponto de vista da sustentabilidade econômica, ambiental e social (modelo *triple bottom line*).

1.2 Justificativas

No que diz respeito à relevância do tema, segundo pesquisas da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2013), a geração média diária de RSU no Brasil foi de 209.280 toneladas em 2013, sendo a geração média *per capita* diária de 1,04 kg. Somente a Região Sudeste é responsável pela geração de 102.088 toneladas de resíduos diariamente, o que corresponde a 48,78% do total de resíduos gerados no país e uma geração *per capita* diária de 1,20 kg. Assim, aliado ao problema do esgotamento da vida útil dos aterros e as questões ambientais e sociais relacionadas à LR e reciclagem, estudar e analisar o presente tema, produtos/materiais pós-consumo, apresenta-se como uma

oportunidade efetiva de se entender e conhecer melhor as peculiaridades inerentes à área de estudo.

Especificamente sobre a LR, Frota Neto *et al.* (2008) destacaram a prioridade de se formular modelos mais gerais que permitam entender as características da LR, estabelecer estratégias, avaliar os resultados obtidos com as suas práticas, assim como fazer uso de ferramentas que auxiliem na tomada de decisão. Dentro do mesmo contexto, Lambert, Riopel e Abdul-Kader (2011) afirmam que a importância e impacto da LR são difíceis de avaliar e não existe um modelo único de referência que todas as organizações podem usar para torná-la mais eficiente, mas cada empresa deve encontrar uma solução que melhor se adapte à sua situação específica, que dentre outros, permita identificar pontos fortes e fracos de um sistema LR. Assim, conforme o quadro de crescente desenvolvimento no Brasil da LR, acredita-se ser útil trabalhar em pesquisas que foquem em analisar fluxos específicos da cadeia reversa de materiais recicláveis.

Xavier e Corrêa (2013, p.4) chamam a atenção para os *trade-offs* inerentes à LR, em que se verifica o conflito entre as questões econômicas e ambientais. Segundo estes autores, para que as cadeias de suprimentos de fato sejam otimizadas, é importante que as decisões sejam analisadas quanto aos impactos no desempenho da cadeia como um todo (“*end-to-end*”). Caso contrário, com decisões que considerem apenas o objetivo de otimizar subsectores, a cadeia como um todo poderá acabar subotimizada. Tal afirmação, de se ter uma visão holística do sistema, vai ao encontro dos princípios e objetivos descritos na PNRS - em que se enfatiza a importância de uma visão abrangente na gestão dos resíduos sólidos que considere as variáveis: ambiental, social, cultural, econômica, tecnológica e de saúde pública.

Ainda segundo Xavier e Corrêa (2013, p.169), em geral, a gestão das cadeias reversas ainda ocorre de forma desarticulada. Os custos mais relevantes da LR consistem provavelmente mais no custo da ausência de integração que efetivamente no custo do processo em si. Seuring e Gold (2013) destacam que um ponto de partida fundamental no debate sobre a gestão da sustentabilidade é a inclusão das partes interessadas (*stakeholders*) e a integração de suas respectivas demandas. Asif *et al.* (2013) também citam que o gerenciamento dos *stakeholders* é crucial para se alcançar um desempenho sustentável.

O que motivou a escolha do objeto de estudo - ELVs pós-consumo da cidade de Itajubá/MG - é o fato de que a cidade de Itajubá, com população 94.940 habitantes, é um caso representativo do cenário brasileiro, uma vez que dos 5.565 municípios brasileiros, 5.282

deles têm população de até 100.000 habitantes, o que representa 94,91% do total de municípios (IBGE, 2011). Dentro deste contexto, como no Brasil os municípios são os responsáveis pela gestão dos resíduos, há um quadro de não sustentabilidade econômica e de ineficiência no planejamento e gerenciamento, uma vez que, principalmente, os municípios de pequeno porte são muito dependentes do Governo Federal para repasses de verbas e pouco arrecadam com impostos/taxas municipais.

Outro ponto de destaque é que a cidade foi a primeira a firmar um consórcio público em Minas Gerais, com o apoio do Governo do Estado, para acabar com lixões. O Consórcio Intermunicipal dos Municípios da Microrregião do Alto Sapucaí (CIMASAS) é destaque em âmbito nacional, atraindo interesse dos governos de outros Estados e tem como objetivo fornecer destino final adequado (aterro sanitário) aos RSU produzidos pelos municípios que integram o consórcio. O CIMASAS foi estabelecido para atender as cidades instituidoras - Itajubá, Delfim Moreira, Wenceslau Brás, Piranguinho, Piranguçu e São José do Alegre. Em 2014 teve início um processo, que ainda está em andamento, de ampliação do consórcio para a inclusão de mais cinco cidades - Santa Rita do Sapucaí, Cachoeira de Minas, Brazópolis, Marmelópolis e Maria da Fé (ASSEMBLÉIA DE MINAS, 2014; RIERA, 2014).

A escolha das ELVs deve-se ao fato de que o setor vem apresentando altos índices de crescimento nos últimos anos. Doze bilhões de embalagens entram no mercado brasileiro anualmente (CEMPRE, 2013). Além disso, o setor possui uma tecnologia pioneira e exclusivamente brasileira para a reciclagem, conhecida como Projeto Plasma, o que evidencia o interesse do setor em alternativas para a questão das embalagens pós-consumo, que em sua maioria ainda tem como destinação final os aterros sanitários.

Pedroso e Zwicker (2007), que discutiram e analisaram a sustentabilidade do citado Projeto Plasma, destacam um ponto que merece mais atenção: a viabilidade da LR para trazer as embalagens dos pontos de consumo aos pontos de reciclagem, que envolve as atividades de coleta, separação, limpeza, prensagem e transporte. Os autores citam um problema recorrente na cadeia reversa brasileira, em que o preço de aquisição dos materiais não remunera adequadamente todos os elementos envolvidos no processo, tais como os catadores, os compradores intermediários e as empresas recicladoras. A pesquisa realizada por Pedroso e Zwicker (2007) teve como método de estudo o caso único, em que se detiveram exclusivamente na cadeia reversa do Projeto Plasma, não analisando outras possibilidades de

destinação para as ELVs e não utilizaram, como proposto neste trabalho, a modelagem e simulação computacional como método de análise para auxiliar na tomada de decisão.

A opção de se utilizar a modelagem e simulação deve-se à oportunidade de se demonstrar a viabilidade do método para análise e auxílio à tomada de decisão na área de estudo, considerando as diversas variáveis, suas inter-relações e variabilidade em um sistema de gestão de RSU, tais como, custos de coleta e transporte, emissões atmosféricas, preço de venda dos materiais e outras. Chwif e Medina (2010, p.8) salientam que a simulação consegue capturar com mais fidelidade a complexidade dos sistemas reais, devido, principalmente, a sua natureza dinâmica e probabilística. Hillier e Lieberman (2010) corroboram essa ideia afirmando que normalmente a simulação é usada quando o sistema real é muito complexo para ser analisado satisfatoriamente por um modelo matemático exato.

Morabito e Pureza (2010) afirmam que um dos principais desafios dos gestores é o da tomada de decisão para que um sistema opere da melhor forma possível. Nesses casos, a utilização de modelos permite a melhor compreensão desse ambiente, identificação dos problemas, formulação de estratégias e oportunidades e o apoio e sistematização do processo de tomada de decisões. Especificamente a respeito do uso conjunto da simulação e DOE, Montevechi *et al.* (2008) afirmam que o projeto experimental maximiza a utilidade das informações geradas pelas rodadas da simulação, minimizando o esforço do decisor. Isto porque possibilita a melhoria da performance do processo de simulação, pois pode-se evitar técnicas de tentativa e erro para alcançar soluções. Para Kleijnen *et al.* (2005), os benefícios da utilização do DOE englobam a melhora na performance de sistemas na busca de uma boa solução para a sua configuração, evitando um enfoque de tentativa e erro.

Em relação à contribuição acadêmica, pretende-se diminuir a lacuna existente na literatura de trabalhos que englobem especificamente os temas simulação e logística reversa. No segundo semestre de 2014, fez-se um levantamento bibliométrico de artigos publicados em periódicos indexados. As buscas foram realizadas na base de dados *Web of Science* e no Portal Periódicos da Capes utilizando as palavras-chave “*Reverse Logistics*” e “*simulation*”. Também foram realizadas buscas nos anais do congresso *Winter Simulation*, uma vez que o mesmo é considerado o principal evento internacional da área de modelagem e simulação. Como resultado, foram selecionados e revisados sete artigos do congresso *Winter simulation* e 68 publicações de periódicos, uma vez que esses trabalhos se mostraram consistentes com o

tema deste trabalho. Os resultados detalhados desta revisão bibliográfica estão descritos no tópico “2.3.2 Simulação na Logística Reversa”.

Adicionalmente, fez-se uma busca avançada por assunto no Portal Periódicos utilizando os termos “logística reversa” e “simulação”. No total, obtiveram-se quatro resultados, sendo que apenas um se tratava de um artigo indexado sobre um modelo de dinâmica de sistemas e indicadores de gestão para dimensionar o impacto do uso de material reciclado em uma indústria. Dentre a totalidade dos artigos encontrados, nenhum deles abordava a análise da LR e destinação final de produtos pós-consumo por meio do uso da SED, como proposto na presente tese. O fato de no Brasil haver uma expressiva presença dos catadores de materiais recicláveis na base da rede reversa já é uma característica não comumente encontrado nos trabalhos publicados em países como os Estados Unidos e na Europa em geral.

Pode-se concluir que a aplicação da SED no campo da LR é ainda pouco explorada. Muitas pesquisas que tratam sobre os temas GRSU e LR, e procuram responder questões como incertezas na LR, previsão e análise de cenários, foram conduzidas com foco em programação matemática, com modelos muitos complexos e que, conseqüentemente, podem dificultar ou até mesmo inviabilizar sua aplicação/reprodução em problemas práticos por parte dos gestores não especialistas. Outra característica dessas pesquisas é que muitas delas apresentam abrangência limitada, não considerando a cadeia reversa como um todo e variáveis do ponto de vista econômico, ambiental e social. Além disso, diferem da realidade brasileira da LR, onde há forte interação social devido à presença dos catadores de materiais recicláveis, por se tratar de publicações internacionais na maioria dos casos. Destaca-se também, como originalidade deste trabalho, a análise dos cenários feitas a partir da localização destes no modelo de sustentabilidade adotado “*triple bottom line*”.

Allesch e Brunner (2014) realizaram uma revisão bibliográfica com o foco em artigos que tratavam sobre a GRSU e métodos para a tomada de decisão. No total, 151 trabalhos foram analisados. Como conclusão do estudo, tem-se que aproximadamente 90% dos artigos revisados têm como foco a análise de impacto ambiental, 45% tratam de impactos econômicos e apenas 19% lidam com questões sociais. Poucos artigos consideraram conjuntamente os aspectos ambiental, e/ou econômico, e/ou social. Os artigos que focaram nos aspectos econômicos consideraram mais frequentemente a macroeconômica que os efeitos microeconômicos. Por fim, Leme *et al.* (2014) citam que uma abordagem de GRSU

integrada não depende de uma única ferramenta ou agente para resolver todos os problemas, mas racionalmente deve considerar o sistema como um todo e buscar soluções por meio do uso de vários métodos e colaboração entre os vários *stakeholders*.

1.3 Metodologia de Pesquisa

A metodologia de pesquisa, em um nível aplicado, examina, descreve e avalia métodos e técnicas de pesquisa que possibilitam a coleta e o processamento de informações, visando à resolução de problemas e/ou questões de investigação. Consiste na aplicação de procedimentos e técnicas que devem ser observadas para construção do conhecimento, com o propósito de comprovar sua validade e utilidade nos vários âmbitos da sociedade (PRODANOV e FREITAS, 2013). Assim, seu estudo possibilita ao pesquisador identificar, dentre outros, a abordagem de pesquisa a ser adotada, escolher os instrumentos de coleta de dados e planejar procedimentos de tratamento e análise dos dados (VILAÇA, 2010). Rodrigues (2005) destaca que a metodologia deve ser exposta de modo suficientemente claro e detalhado, para que o leitor seja capaz de reproduzir, se necessário for, o aspecto essencial do estudo. Para tanto, na sequência é descrito a classificação da pesquisa e os passos para o desenvolvimento do método utilizado.

1.3.1 Classificação da Pesquisa

Como parte dos procedimentos metodológicos, uma pesquisa pode ser classificada e identificada de diferentes maneiras. Uma forma clássica, e adotada neste trabalho, de classificar as pesquisas científicas é mostrada na Figura 1.1.

➤ Natureza → Aplicada

De acordo com Barros e Lehfeld (2000, p. 78), a pesquisa aplicada tem como motivação a necessidade de produzir conhecimento para aplicação de seus resultados, com o intuito de “contribuir para fins práticos”. Appolinário (2004, p. 152) salienta que pesquisas aplicadas têm o objetivo de “resolver problemas ou necessidades concretas e imediatas”. Assim, esta pesquisa caracteriza-se como aplicada, pois se acredita na contribuição prática que o método proposto pode proporcionar em relação a análises e tomada de decisão para programas de gestão de resíduos e para sistemas de LR e reciclagem.

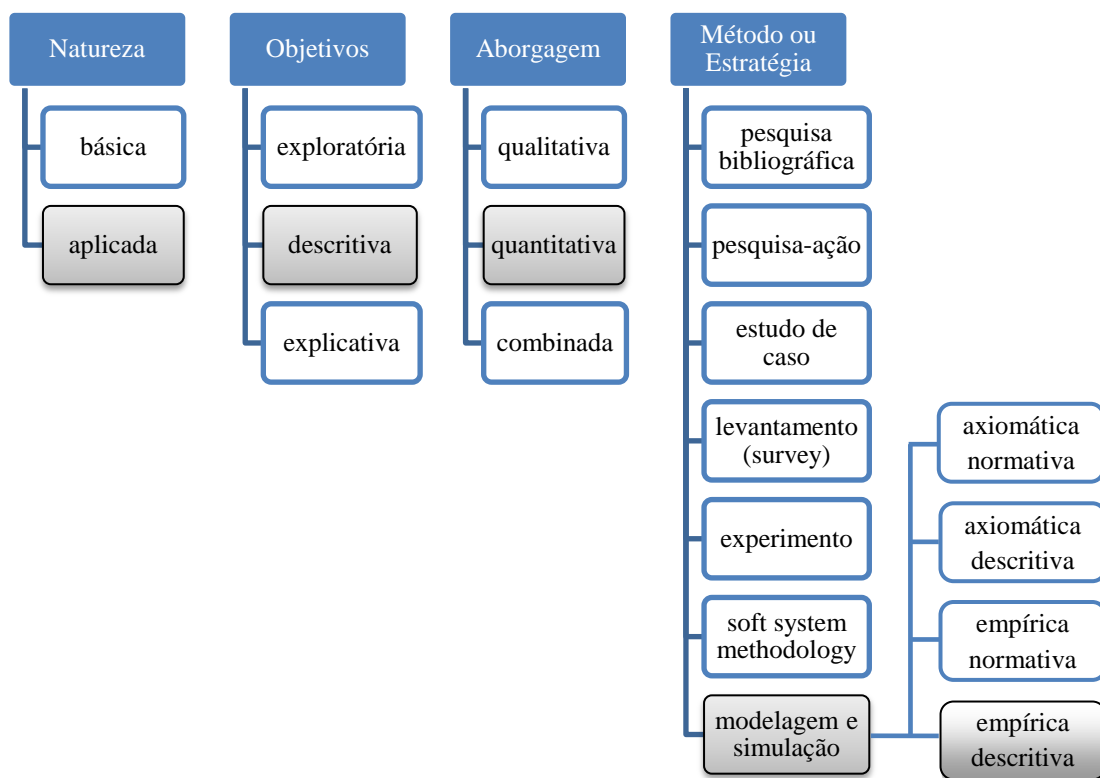


Figura 1.1 - Classificação da pesquisa

➤ **Objetivos → Descritiva**

A pesquisa descritiva, segundo Morabito e Pureza (2010), preocupa-se em analisar modelos quantitativos, principalmente com o objetivo de entender o processo modelado ou explicar suas características. De acordo com Gil (2007), busca descrever as principais características de determinado fenômeno ou população ou, então, o estabelecimento de relações entre as variáveis. No presente trabalho são descritas as características da rede reversa e opções de destinação final para o caso das ELVs, assim como o relacionamento das variáveis e a forma como elas influenciam no modelo serão analisadas.

➤ **Forma de abordar o problema → Quantitativa**

Martins (2010) cita que uma pesquisa quantitativa tem como principal característica o fato de o pesquisador capturar as evidências de pesquisa por meio da mensuração das variáveis. Tal característica está presente neste trabalho, uma vez que os resultados dos cenários simulados serão dados por meio dos valores quantitativos correntes das variáveis adotadas.

➤ **Método → Modelagem e Simulação**

Para Martins (2010), modelagem e simulação está dentre os métodos de pesquisa mais apropriados para se conduzir uma pesquisa quantitativa. Assim, conforme os objetivos e a forma de abordar o problema do presente trabalho, a utilização da modelagem e simulação é pertinente uma vez que permite análises de problemas reais e complexos, a fim de auxiliar no processo de tomada de decisão, tendo como suporte valores mensuráveis por meio de cenários e das variáveis consideradas na simulação.

Bertrand e Fransoo (2002) ainda dividem a pesquisa quantitativa em axiomática e empírica, sendo que cada uma delas é subdividida em normativa ou descritiva. Conforme os autores, na pesquisa empírica descritiva, enquadramento do presente trabalho, o pesquisador quer garantir a adequação entre o modelo desenvolvido e as observações e ações no sistema real. Este tipo de pesquisa está focada na descrição adequada das relações causais que podem existir na realidade e levem ao entendimento do processo em estudo

1.3.2 Etapas de uma Pesquisa com Modelagem e Simulação

Silva (2005) destaca que a metodologia nos trabalhos de simulação busca sistematizar os passos de seu desenvolvimento, otimizando a integração entre *software*, modelador e usuário, evitando desperdício de tempo, dinheiro e resultados frustrantes, muitas vezes resultado da deficiência de um bom planejamento de seu estudo. Costa (2010), ao analisar diferentes trabalhos sobre o assunto constatou que muitos dos métodos propostos se aproximam dos conceitos e da estrutura preconizada no trabalho de Mitroff *et al.* (1974), dentre eles cita-se o de Chwif e Medina (2010).

A estrutura a ser utilizada no desenvolvimento deste trabalho é a proposta Montevechi *et al.* (2010), apresentado sob a forma de fluxograma (Figura 1.2), e tem como base a estrutura do referenciado trabalho de Chwif e Medina (2010) que compreende três etapas principais: fase de concepção - modelo conceitual, fase de implementação - modelo computacional e análise - modelo operacional. Pode-se encontrar aplicações do método de Montevechi *et al.* (2010) em diversos trabalhos como: Maciel (2013), Maciel *et al.* (2012), Queiroz *et al.* (2012), Miranda *et al.* (2010) e Rodrigues *et al.* (2012).

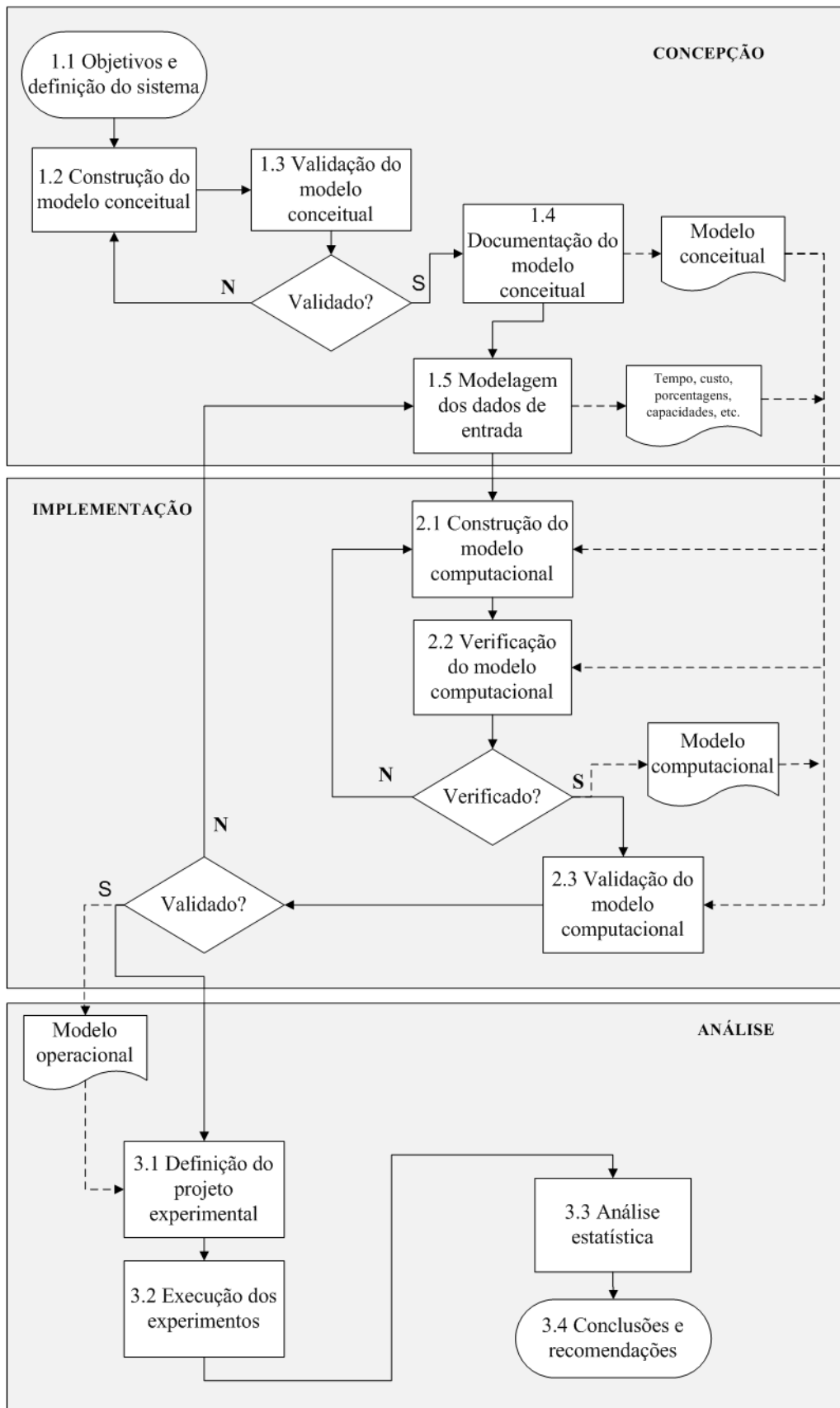


Figura 1.2 - Sequência de passos para um projeto de simulação
 Fonte: Montevechi *et al.* (2010)

Concepção do modelo: o primeiro passo é entender de maneira clara o sistema a ser simulado e os objetivos a serem alcançados com o desenvolvimento da simulação. Na sequência, após definidos os objetivos e o sistema a ser simulado, tem-se a construção do modelo conceitual, que é uma descrição específica do modelo de simulação, não se importando com o *software*, definindo os objetivos, as entradas, as saídas esperadas, os conteúdos, as suposições e as simplificações do modelo (ROBINSON, 2004). A construção do modelo conceitual (passo 1.2 da Figura 1.2) deve ser feita utilizando alguma técnica de modelagem.

Montevechi *et al.* (2010) destacam que o principal problema que pode ocorrer nesta fase de concepção do modelo é o uso de técnicas de modelagens que não foram desenvolvidos com foco em projetos de simulação. Assim, será utilizada a técnica IDEF-SIM (*Integrated Definition Methods - Simulation*), desenvolvida com o foco específico para projetos de simulação (LEAL, 2008 e MONTEVECHI *et al.*, 2014). Para Leal, Almeida e Montevechi (2008), Montevechi *et al.* (2010) e Oliveira (2010), a principal propriedade do IDEF-SIM é a analogia da sua lógica de aplicação com a lógica utilizada em SED e esta técnica tem o intuito de construir um modelo conceitual do processo a ser simulado que possua elementos necessários na fase de modelagem computacional.

O próximo passo é a validação do modelo conceitual. Para Sargent (2009), a validação do modelo conceitual é definida como a determinação de que as teorias e suposições presentes no modelo conceitual estão corretas e que a representação da entidade problema é razoável para a finalidade do modelo. Uma das técnicas mais utilizadas para esse fim é a validação “face a face”, devido sua ampla aplicação encontrada na literatura (MACIEL, 2013). Por fim, tem-se a modelagem dos dados de entrada, isto é, os dados que serão utilizados no modelo computacional (custo, quantidade, porcentagens, capacidades etc.) são coletados e tratados (ajustados).

Implementação do modelo: neste passo deve-se fazer a escolha do *software* a ser utilizado para a implementação computacional do modelo. Embora existam diversos *softwares* de simulação disponíveis, neste trabalho será utilizado o Promodel[®]. Silva (2006), que realizou avaliações de *softwares* SED, concluiu que o ProModel[®] atendeu a todos os critérios essenciais para o desenvolvimento de modelos de simulação voltados à análise de problemas em sistemas logísticos. Para Saif, Seliaman e Ahmad (2006), o ProModel[®] é um

software de simulação de fácil modelagem e aplicável a todos os tipos de sistemas de produção, representando assim uma poderosa ferramenta de apoio à tomada de decisão.

Segundo Sakurada e Miyake (2009) o Promodel[®] é um simulador cujas aplicações se desenvolveram inicialmente na simulação de sistemas de manufatura, mas sua flexibilidade de programação permitiu estender sua aplicação a outros tipos de sistemas de operação tais como cadeias de suprimento, organizações administrativas e sistemas de serviço na área de saúde. Além disso, sua escolha se deve ao fato de o *software* apresentar uma interface simples e amigável (com animações), o que facilita a verificação e validação do modelo computacional.

Após a construção do modelo computacional, esse deve ser submetido a duas etapas de extrema importância: a verificação e a validação. De acordo com Sargent (2013), a verificação visa assegurar que o programa computacional e sua implementação estejam corretos; já a validação do modelo computacional é a determinação de que o comportamento das saídas (*output*) do modelo simulado detém precisão satisfatória para representar a realidade.

Análise do modelo: na terceira e última etapa da Figura 1.2, o modelo computacional é utilizado para realização de experimentos, gerando assim o modelo operacional. Para Robinson (2004), uma vez desenvolvido o modelo, experimentações são realizadas para se obter um melhor entendimento do mundo real ou para encontrar soluções e tomar decisões acerca de problemas existentes. Neste trabalho destaca-se o uso do DOE, assim como o processo de análise conhecido como *what if*, ou seja, são realizadas alterações nas variáveis de entrada do modelo e analisam-se os resultados gerados. Os experimentos estão relacionados à construção de cenários para se analisar as reações do sistema em estudo sob algumas possíveis mudanças. Se necessário, é possível alterar o modelo e recomeçar o ciclo se o resultado não for satisfatório (CWHIF E MEDINA, 2010). Por último, destaca-se o passo de conclusões e recomendações.

1.4 Estrutura da tese

Além dessa introdução, onde foram descritos a contextualização do problema de pesquisa, a relevância do tema, os objetivos e a metodologia adotada, o presente trabalho está estruturado em mais três capítulos, a citar:

- ✓ **Capítulo 2 - Fundamentação Teórica:** forma a base conceitual para o desenvolvimento deste trabalho. No capítulo são apresentados os temas Resíduos Sólidos Urbanos, Logística Reversa, Reciclagem, destacando a presença de

Associações de Catadores que formam a base dessa cadeia reversa da reciclagem no Brasil, e conceitos sobre Modelagem e Simulação computacional.

- ✓ **Capítulo 3 - Desenvolvimento da Modelagem:** este capítulo detalha a concepção do modelo de simulação, que engloba a caracterização do caso de estudo (ELVs), as variáveis utilizadas e a construção do modelo conceitual, assim como descreve a implementação computacional do modelo no *software* Promodel[®].
- ✓ **Capítulo 4 - Simulações e Análises:** o modelo computacional é utilizado para a realização de experimentos, para tanto faz-se uso da técnica DOE, em que são realizadas alterações nas variáveis de entrada de maneira que se possa observar e identificar as conseqüentes mudanças na variável de saída. Na sequência, tem-se o desenvolvimento de vários cenários e são realizadas análises conforme o modelo de sustentabilidade *triple bottom line*.
- ✓ **Capítulo 5 - Conclusões:** são feitas as conclusões referentes aos objetivos estabelecidos e ao referencial teórico. Também são apresentados alguns resultados práticos, limitações da pesquisa e recomendações para trabalhos futuros. Por último, são apresentadas as referências bibliográficas utilizadas.

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este capítulo apresenta os autores e os temas que formam a base teórica deste trabalho: Resíduos Sólidos Urbanos e a Logística Reversa, que por meio da Coleta Seletiva e da reciclagem, visam garantir uma alternativa ambientalmente correta para os resíduos. Especificamente no Brasil, têm-se os Catadores de Materiais Recicláveis, que formam a base de sustentação desta cadeia reversa da reciclagem. Na sequência, descreve-se o referencial teórico sobre a modelagem e simulação e sua utilização no contexto na área de sustentabilidade e LR.

2.1 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos

O maior cuidado em mencionar o termo “resíduo sólido” ao invés de “lixo” já aponta para uma grande mudança no pensamento atual. Para Fernandes (2001, p. 01), a palavra “lixo” revela “a pobreza cultural e menosprezo que se tem dedicado ao tema denotando algo sujo, que se joga fora, imprestável e sem valor, como uma massa uniforme que tem um destino único: ser eliminado”. Já o termo resíduo são as sobras de uma atividade qualquer e nele estão embutidos valores culturais, sociais, econômicos e ambientais. Porém, em função da falta de condições técnicas, econômicas e culturais de uma determinada comunidade eles podem ser descartados como “lixo” (LOGAREZZI, 2006).

Há diversas formas de classificação e caracterização dos RSU, como por exemplo, conforme a composição física (seco e úmido); a periculosidade (perigosos e não perigosos); o grau de degradabilidade (facilmente degradáveis, moderadamente degradáveis, dificilmente degradáveis, não degradáveis) etc. Também existe a norma NBR nº 10.004 que trata sobre a classificação de resíduos potencialmente perigosos ao meio ambiente e a saúde humana. Já a classificação indicada na PNRS (Lei nº 12.305/2010), descrita no Quadro 2.1, é feita conforme a origem e a periculosidade dos resíduos. Conhecer tais características é um importante dado de entrada para os gestores da área, de modo que permitam respeitar as legislações vigentes e possam analisar e planejar de forma mais precisa políticas e ações para o setor.

Origem	Descrição
Resíduos domiciliares	Originários de atividades domésticas em residências urbanas
Resíduos de limpeza urbana	Originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana
Resíduos sólidos urbanos (RSU)	Resíduos domiciliares + Resíduos de limpeza urbana
Resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços	Gerados nessas atividades
Resíduos dos serviços públicos de saneamento básico	Gerados nessas atividades, excetuados os Resíduos Sólidos Urbanos
Resíduos industriais	Gerados nos processos produtivos e instalações industriais
Resíduos de serviços de saúde	Gerados nos serviços de saúde, conforme definido em regulamento ou em normas estabelecidas pelos órgãos do Sisnama e do SNVS
Resíduos da construção civil	Gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluídos os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis
Resíduos agrossilvopastoris	Gerados nas atividades agropecuárias e silviculturais, incluídos os relacionados a insumos utilizados nessas atividades
Periculosidade	Descrição
Resíduos perigosos	Aqueles que, em razão de suas características de inflamabilidade, corrosividade, reatividade, toxicidade, patogenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e mutagenicidade, apresentam significativo risco à saúde pública ou à qualidade ambiental, de acordo com lei, regulamento ou norma técnica
Resíduos não perigosos	Aqueles não enquadrados como perigosos

Quadro 2.1 - Classificação dos resíduos sólidos

Fonte: BRASIL, 2010

Conforme a classificação do Quadro 2.1, os RSU são formados pelos resíduos domiciliares (originários de atividades domésticas em residências urbanas) mais os resíduos de limpeza urbana (originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana). Nesta pesquisa o foco será nos resíduos domiciliares, especificamente a fração reciclável. A Lei nº 12.305 ainda cita que os resíduos de estabelecimentos comerciais e prestadores de serviços, se caracterizados como não perigosos, podem, em razão de sua natureza, composição ou volume, ser equiparados aos resíduos domiciliares pelo poder público municipal.

2.1.1 Legislações e a Política Nacional de Resíduos Sólidos

Na literatura acadêmica encontram-se diversas pesquisas cujo foco é as políticas públicas para reduzir a quantidade de RSU enviados para a disposição final em aterro e, ao

mesmo tempo, aumentar a reciclagem dos materiais pós-consumo. As principais razões para esse interesse é a crescente preocupação com relação aos danos ambientais associados com as formas de disposição final dos resíduos, com a escassez de locais para a instalação de novos aterros e a redução da vida útil dos mesmos. Lavee, Regev e Zemel (2009) citam o exemplo de muitos países que têm adotados legislações mais severas e estabeleceram níveis mínimos de reciclagem dos RSU, como Alemanha, França etc., e também descrevem o caso de países que adotaram políticas para subsidiar a reciclagem, como os Estados Unidos que criaram programas conhecidos como “depósitos reembolsáveis”.

A Alemanha é a pioneira na adoção de medidas destinadas a equacionar a questão dos resíduos sólidos. Em 1986 foi editada a Lei de Minimização e Eliminação de Resíduos, com os princípios de evitar e valorizar os resíduos antes da sua eliminação. Com base nessa lei, vários regulamentos foram editados posteriormente, entre os quais o de óleos usados, em 1987, o de solventes, em 1989, e o de minimização de vasilhames e embalagens, em 1991. Em 1994, foi editada a Lei de Economia de Ciclo Integral e Gestão de Resíduos, que substituiu a norma de 1986. Com essa nova legislação, ampliou-se a responsabilidade do fabricante a todo o ciclo de vida de seu produto, desde a fabricação, passando pela distribuição e uso, até a eliminação. Conforme a legislação alemã, primordialmente, deve-se evitar a geração de resíduos, os resíduos não evitáveis têm de ser valorizados, na forma de recuperação material (reciclagem) ou valorização energética (incineração) e os resíduos não valorizáveis devem ser eliminados de forma ambientalmente compatível (JURAS e ARAÚJO, 2012).

Especificamente sobre embalagens, as normas alemãs obrigam fabricantes e distribuidores a aceitarem a devolução de vasilhames e embalagens e a conduzi-los à recuperação material independente do sistema público de eliminação de resíduos. Com essa finalidade, os fabricantes e os comerciantes criaram uma sociedade sem fins lucrativos, conhecida como DSD (*Duales System Deutschland GmbH*), a qual se encarrega da organização da coleta, da seleção e da valorização dos vasilhames e resíduos comerciais. Para se integrarem à DSD, fabricantes e comerciantes pagam uma taxa; os filiados são identificados pelo ponto verde. Além desta taxa, os filiados pagam de acordo com o volume das respectivas embalagens. O sistema dual, como é chamado, deve cumprir metas fixadas pelo governo, como por exemplo, a partir de 1995, um mínimo de 80% de todos os vasilhames e embalagens deveria ser coletado (JURAS e ARAÚJO, 2012).

Como a Alemanha, a maior parte dos países europeus vem adotando regras bastante rígidas em relação aos RSU. Na França, em 1992, atribui-se aos embaladores a responsabilidade pela eliminação de resíduos de embalagens que resultam do consumo doméstico de seus produtos. Na Espanha, com a finalidade de aplicar o princípio do poluidor-pagador, uma lei faz recair sobre o próprio bem, no momento de sua colocação no mercado, os custos da gestão adequada dos resíduos que o mesmo gera, assim como seus acessórios, tais como a embalagem. Além da legislação de comando e controle, alguns países têm adotado instrumentos econômicos voltados à prevenção da geração de resíduos e ao incentivo à reutilização e à reciclagem (JURAS, 2009). Destacam-se, em especial, taxas e sistemas de depósito-retorno ou depósito retornável.

Na Áustria, Dinamarca, Hungria, Itália e Suíça, há taxas sobre baterias. Nesses mesmos países, além do Japão, são também cobradas taxas sobre embalagens. Canadá, Finlândia e Estados Unidos também utilizam esse sistema de taxa sobre pesticidas e fertilizantes, dentre outros exemplos. Os sistemas de depósito-retorno estão tradicionalmente relacionados aos recipientes de vidro para bebidas, porém, nas últimas décadas, esse sistema tem sido adotado para outros bens e produtos. Na Finlândia, há um depósito para carcaças de veículos nas ilhas Åland. Na Coreia, o sistema é aplicado a uma variedade de produtos como baterias, utensílios domésticos, pneus e lubrificantes. O sistema é usado ainda para lâmpadas (Áustria), pneus de veículos (Estados Unidos, em Rhode Island, e Coreia) e veículos motorizados (Noruega e Suécia) etc. Entre os países da América do Sul, há registros de sistemas de depósito-retorno no Chile, que tem um sistema voluntário instituído pela indústria para estimular a reutilização de embalagens, de vidro e plástico, de cervejas e outras bebidas (JURAS, 2009; JURAS e ARAÚJO, 2012).

A PNRS, juntamente com a Lei de Consórcios Públicos (nº 11.107/2005) e a Política Nacional de Saneamento (nº 11.445/2007) constituem o tripé legal que rege a análise dos resíduos sólidos. Especificamente sobre a PNRS, Lei nº 12.305/2010, a mesma é uma norma geral federal, com a pretensão de traçar diretrizes gerais a serem observadas pelos Estados, Distrito Federal e Municípios, sem, contudo, retirar-lhes autonomia para suplementarem as diretrizes gerais (YOSHIDA, 2012). A PNRS segue, em linhas gerais, os modelos europeus, ao falar sobre a responsabilidade compartilhada do ciclo de vida e o princípio do poluidor-pagador. A lei também descreve a necessidade da criação de Plano Nacional e Estadual de Resíduos Sólidos e Planos municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos e Planos de Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Embora seja uma excelente legislação para a LR de pós-

consumo é necessário um planejamento detalhado destes retornos, pois se revestem de complexidade em seus processos (LEITE, 2012).

O Decreto nº 5.940/2006 estabelece a necessidade da destinação de materiais recicláveis gerados em órgãos Públicos Federais para associações e cooperativas de catadores legalmente constituídas e a Lei nº 11.445/2007 (Saneamento Básico) dispensa a licitação para a contratação de associações e cooperativas para atuarem no gerenciamento dos RSU. No que concerne às Resoluções do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), estas foram recepcionadas pela PNRS, sobretudo na obrigação da LR dos pneus - CONAMA nº 416/2009, óleos lubrificantes - CONAMA n. 362/2005, pilhas e baterias - CONAMA nº 401/2008, alterada pela Resolução CONAMA nº 424, de 2010 e embalagens de agrotóxicos - CONAMA nº 334/2003; Lei nº 9.974/2000.

A Figura 2.1 mostra o fluxo de materiais sujeitos a LR obrigatória pela PNRS e pelo Decreto (DR) nº 7.404, de 23 dezembro de 2010, que regulamenta a PNRS. Segundo Yoshida (2012), o fato complicador é que o advento da PNRS se dá quando muitos Estados, valendo-se de permissivo da atual Constituição, já editaram suas políticas estaduais de resíduos sólidos, como Minas Gerais, Distrito Federal, Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro etc. Muitos municípios também já têm legislado disciplinando localmente a matéria, e a dificuldade será a harmonização dessa legislação precedente com as diretrizes da PNRS.

Com relação às disposições da legislação estadual e municipal em conflito com as diretrizes federais, a própria Constituição prevê a suspensão automática e imediata da eficácia dessas disposições no momento da entrada em vigor da norma geral Federal (YOSHIDA, 2012). Estados como ES, MA, MS, MT, PB, PR e RS se destacam, por exemplo, por apresentarem leis que abordam exclusivamente a gestão de Resíduos Eletroeletrônicos, porém, um problema verificado é a falta de uma definição única do que vem a ser “eletroeletrônicos” e por vezes tal definição nem está explícita (USHIZIMA, MARINS e MUNIZ JR., 2014).

Além dos produtos já citados, foram acrescentados na sistemática da PNRS as lâmpadas fluorescentes, de vapor de sódio e mercúrio e de luz mista, e os produtos eletroeletrônicos e seus componentes, em relação aos quais se demandará regulamento que especifique a forma de aplicação de lei. Regulamentos, acordos setoriais e termos de compromissos firmados entre o Poder Público e o setor empresarial poderão estender a LR a produtos comercializados em embalagens plásticas, metálicas ou de vidro e aos demais produtos e embalagens, considerando, prioritariamente, o grau e a extensão do impacto à saúde pública e ao meio

ambiente dos resíduos gerados. Encontram-se abrangidas pela responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, também, normas gerais sobre a fabricação de embalagens. A lista de produtos e embalagens abrangida pela lei pode ser ampliada por regulamentos, acordos setoriais e ou termos de compromisso (Art. 33, § 1º). A ideia é impulsionar atitudes proativas do setor empresarial (JURAS e ARAÚJO, 2012).

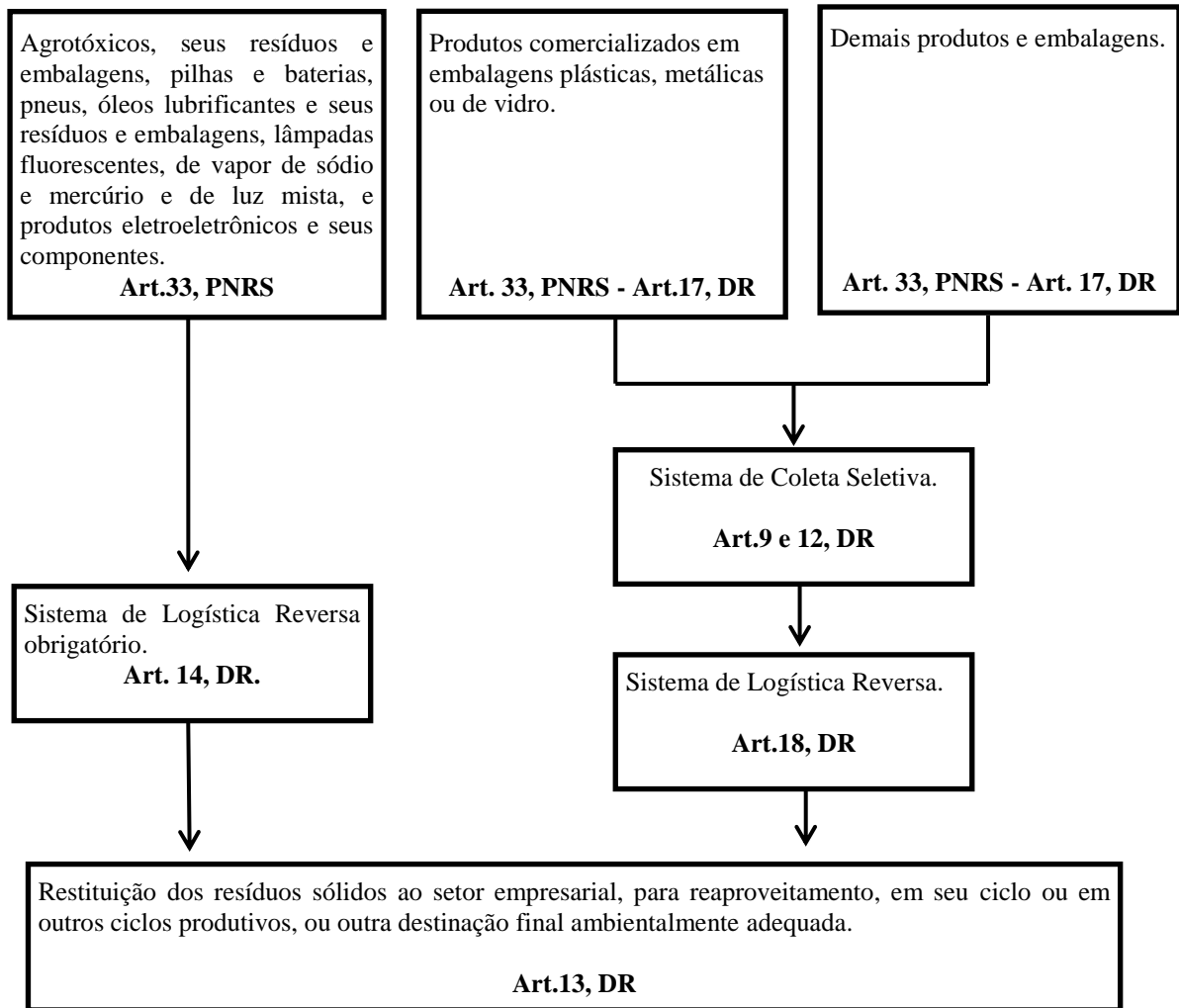


Figura 2.1 - Fluxo dos materiais definidos pela PNRS

Fonte: IBAM (2012)

Ressalta-se também que a PNRS estabeleceu metas para a eliminação e recuperação de lixões. O prazo estabelecido pela lei, para que os municípios substituam os lixões por aterros sanitários, expirou em agosto de 2014. Kudrjawzew (2012) destaca que embora dê a entender que a proibição de lixões é uma medida legal nova, trazida pela PNRS, na realidade ela data de anos anteriores, porém sempre faltou a necessária pressão legal para seu cumprimento, por meio de instrumentos legais complementares detalhados, estrutura de fiscalização e sistema de informação e controle.

Bellingieri (2012, p. 244) destaca o histórico de insucesso em investimentos para tratamentos de resíduos. O autor cita que em 2004, foi criado o Programa Nacional de Resíduos Sólidos do Plano Plurianual 2004-2007, tendo como principal objetivo a transferência de recursos do Ministério do Meio Ambiente aos municípios, para que estes investissem em infraestrutura de tratamento e destinação final ambientalmente correta. Ao término do quadriênio que instruiu o programa, a avaliação dos resultados foi altamente negativa com perdas de investimentos. Mais precisamente, R\$ 8 bilhões desperdiçados, atingindo o índice de 85% de convênios firmados entre União e Municípios que demonstraram desperdício dos recursos aplicados. As causas prováveis desse insucesso são apontadas como sendo a insustentabilidade econômico-financeira; incapacidade operacional; ausência de desenvolvimento institucional e escala inadequada dos empreendimentos.

Mazo-Nix (2014) também reforça a ideia de que mesmo que haja em países em desenvolvimento, onde os municípios são os responsáveis pelos RSU, leis severas acerca da gestão dos RSU, muitas vezes esses regulamentos não são implementados, pois há falhas na prestação de contas por parte dos municípios infratores e não há uma fiscalização atuante por parte do Governo Federal. Soma-se a isso o fato de que os municípios, na maioria dos casos, não têm pessoal, conhecimentos técnicos, recursos e estrutura institucional para implementar as estratégias de gestão de RSU estabelecidas pelo Governo, como o encerramento de lixões a céu aberto, implementação de reciclagem, entre outros.

Bellingieri (2012, p. 244) descreve que as causas do insucesso de programas de gestão de RSU estão relacionadas a não observação de um aspecto que se mostra imprescindível para que os mesmos erros não mais se repetissem: o planejamento das ações antes de aplicá-las, para quais as ferramentas de coleta, tratamento, interpretação, acompanhamento e disponibilização de informações são determinantes. Com o intuito de sanar tal *déficit* por informações, a PNRS estabeleceu que a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios organizarão e manterão, de forma conjunta, sistemas de informações sobre os RSU. Para Bellingieri (2012) um dos desafios é a necessidade de criação e manutenção de um sistema de informação eficaz, capaz de agregar os dados necessários ao profundo conhecimento da situação da gestão dos resíduos, em cada parte do país, com suas imensas disparidades regionais, e com isto retratar a situação atual e mensurar os desafios para se atingir os objetivos previstos pela PNRS.

Juras e Araújo (2012) chamam a atenção para o fato de que a PNRS demandará um conjunto de decretos que a complementem. Os autores ainda afirmam que o conteúdo do

Decreto nº 7.404, em certa medida, frustrou a expectativa em torno de normas regulamentares mais detalhadas sobre a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos e, em especial, sobre a LR. Esperava-se que o decreto incluísse avanços em termos da aplicação da LR a embalagens plásticas, metálicas ou de vidro. O decreto não se arriscou neste caminho e não trouxe também medidas concretas para a operacionalização da LR para as lâmpadas e os produtos eletroeletrônicos e seus componentes, casos em que ainda não há leis específicas em vigor, como existe para os agrotóxicos, nem resolução do CONAMA. A opção do decreto foi concentrar seus esforços na estrutura administrativa que responderá pela implementação da lei no Executivo Federal. Assim o regulamento da PNRS, ao invés de preencher as lacunas expressas do texto da lei, delegou essa atribuição ao Comitê Orientador, instituído para tratar do tema, cujo risco é ter concentrado no referido ente colegiado, e na União, poderes demasiados, inclusive no que diz respeito à pactuações caso a caso com o setor empresarial.

Por último, destaca-se que a PNRS, dentre outras definições, traz o conceito de Gestão Integrada dos RSU como sendo o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do Desenvolvimento Sustentável. Tal fato reforça a importância de se pensar na gestão dos resíduos de forma a procurar atender aos requisitos de sustentabilidade, que por vezes são conflitantes entre si. Philippi Jr. *et al.* (2012) descrevem cada uma dessas dimensões citadas pela PNRS:

- Dimensão política: ao reconhecer a importância da dimensão política, a lei permite tratar dos acordos necessários e da superação de eventuais conflitos de interesse que representem barreiras à implementação de boas práticas e soluções economicamente viáveis para os RSU;
- Dimensão econômica: a PNRS reforça a necessidade prática de se viabilizar as soluções para os RSU, bem como abre o caminho para a definição e a implementação dos instrumentos econômicos que favoreçam as posturas ambientalmente saudáveis por parte dos diversos atores sociais;
- Dimensão ambiental: ao manter a dimensão ambiental, a lei aponta a essência da gestão dos resíduos, que é a minimização dos impactos ambientais;
- Dimensão cultural: como novidade do conceito, essa dimensão aponta para a necessidade de levar em consideração os hábitos e os valores das populações locais, quando da definição dos métodos e dos procedimentos a serem implantados para o gerenciamento dos RSU;

- Dimensão social: geração de trabalho e renda e promoção da cidadania. A PNRS aponta ainda a necessidade de controle social, que é um conjunto de mecanismos e procedimentos que garantam à sociedade informações e participação nos processos de formulação, implementação e avaliação das políticas públicas relacionadas aos resíduos sólidos. A PNRS também evidencia a educação ambiental como um instrumento para a efetividade política dos RSU, sendo que o primeiro elemento essencial do controle social é a informação.

2.1.2 Geração e características dos RSU

A geração de resíduos tende a manter uma taxa sempre constante de crescimento e às vezes chega a aumentar mais rapidamente do que a população. Como exemplo, o Brasil produziu 60,8 milhões de toneladas de RSU em 2010, quantia 6,8% maior ao registrado em 2009 e seis vezes superior ao índice de crescimento populacional urbano apurado no mesmo período (ABRELPE, 2011). Fatores como o clima da região, costumes, práticas econômicas e sociais, nível educacional e número de habitantes podem modificar a composição dos resíduos gerados. Uma característica comum na gravimetria dos RSU é que países mais ricos apresentam menores quantidades de resíduos orgânicos (principalmente restos alimentares) e maior geração de papel/papelão, quando comparados com países em desenvolvimento. Neste caso a cultura alimentar é um fator preponderante, pois lugares onde há mais consumo de produtos enlatados, industrializados e existe o hábito de fazer as refeições fora do domicílio faz com que haja uma redução na geração de resíduos orgânicos domiciliares.

Tanto os países desenvolvidos como os em desenvolvimento apontam para o crescimento da geração *per capita* dos RSU. O crescente aumento da necessidade de áreas para a disposição de resíduos é uma preocupação mundial neste campo. Um estudo realizado pelo Banco Mundial revelou que nos anos 2000 havia 2,9 bilhões de moradores urbanos no mundo que geraram cerca de 0,64 kg/*per capita*/dia de resíduos (680 milhões de toneladas por ano). Uma projeção para 2025 é atingir a faixa de 4,3 bilhões de moradores urbanos gerando cerca de 1,42 kg/*per capita*/dia de RSU, ou seja, 2,2 bilhões de toneladas por ano (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012).

A Figura 2.2 mostra a composição gravimétrica com relação ao total de RSU coletado no Brasil em 2012. Como supracitado, geralmente nos países em desenvolvimento há uma quantidade significativa de resíduos orgânicos que, conseqüentemente, podem resultar em desperdícios de alimentos. Em relação à categoria "outros materiais", são considerados resíduos como cinzas, pedras, cerâmicas, rejeitos de higiene pessoal, bem como outros

resíduos. Para fins de comparação com países desenvolvidos, onde a população possui renda superiores, a porcentagem média de matéria orgânica nos RSU é por volta de 28% (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012) ao passo que no Brasil, por exemplo, é em torno de 52%. A Figura 2.3 mostra a quantidade de RSU gerados no Brasil diariamente em 2013 conforme a região e sua respectiva população. Pode-se verificar que a região Sudeste apresenta a maior geração de resíduos no Brasil.

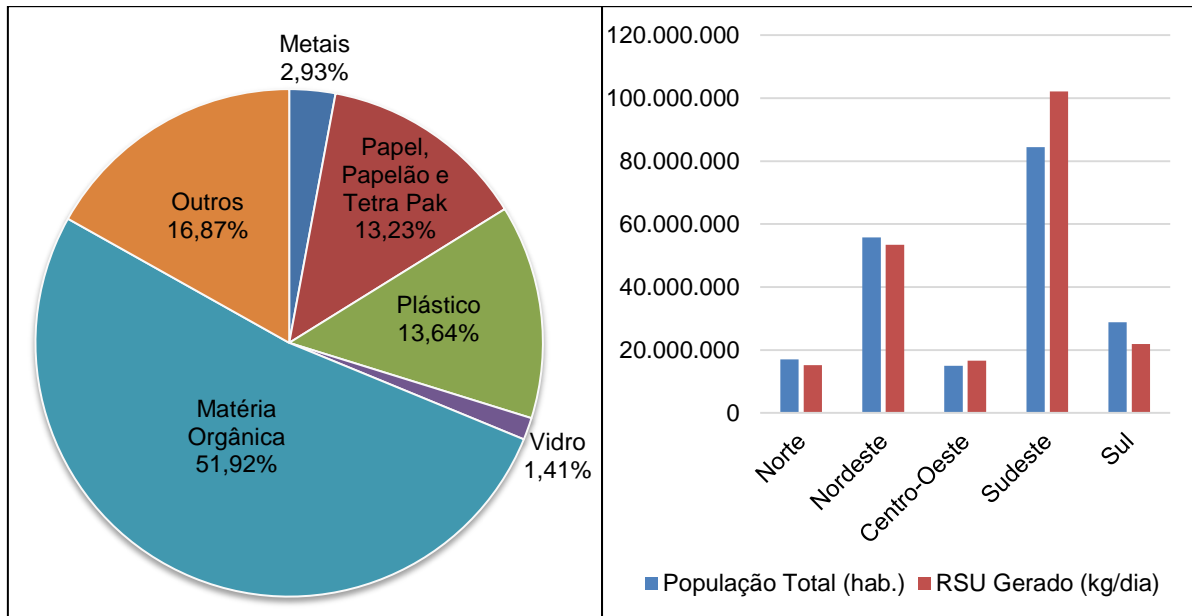


Figura 2.2 - Gravimetria do total de RSU coletado no Brasil

Fonte: ABRELPE (2012)

Figura 2.3 - População total e quantidade de RSU gerada no Brasil

Fonte: ABRELPE (2013)

Outro importante fator que interfere na geração de resíduos sólidos é o crescimento do Produto Interno Bruto (PIB). Nos países europeus houve uma associação direta entre estes dois indicadores. No entanto, em certa medida, as políticas europeias destinadas a dissociar a produção de resíduos do crescimento econômico têm sido bem-sucedidas, dado que em 10 anos (1998 a 2008, pouco antes da crise econômica) a geração de resíduos cresceu apenas 9%, enquanto o PIB aumentou 55% para os 27 países da União Europeia (UE-27) (CRUZ *et al.*, 2012). Na Figura 2.4 são mostradas as médias das gerações *per capita* brasileira de RSU conforme a região do país. No caso do Brasil, Campos (2012) também verificou uma associação direta entre os mesmos indicadores (PIB e RSU), porém, em termos percentuais, a geração *per capita* de resíduos sólidos tem crescido mais do que a população e o PIB, situação inversa à ocorrida na Europa.

Campos (2012) também descreve alguns fatores que podem influenciar diretamente na alteração da geração dos RSU. No caso brasileiro, a redução do número de habitantes por

domicílio, por exemplo, tem propiciado aumento do consumo por deseconomia de escala; a entrada da mulher de forma mais efetiva no mercado de trabalho; a migração no sentido Sudeste/Nordeste, registrada nos últimos anos, cria novas aspirações de padrões de consumo nas populações locais. Cita-se também a criação de programas de transferências de renda, como o “bolsa família”, que contribuiu para o aumento da renda principalmente na região Nordeste. Tais fatos podem ser considerados como os responsáveis pela região Nordeste, conforme a Figura 2.4, apresentar uma média de geração *per capita* superior à região Sul.

Outros fatores que também podem influenciar na geração de resíduos e justificar a razão pela qual a Região Nordeste apresentou uma geração *per capita* de RSU e a Região Sul a menor, são:

- Na pesquisa realizada pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) que investigou a existência de cobrança pelo serviço regular de coleta domiciliar nos municípios brasileiros, mostra que a região Sul (Figura 2.5) aparece com o maior índice de cobrança municipal do país pelos serviços regulares de coleta, transporte e destinação final de resíduos domiciliares, igual a 80%, parâmetro bem superior à média nacional. Essa cobrança, aliada a questões de educação ambiental, pode de alguma forma ter influência na taxa geração dos resíduos domiciliares. Conforme a Figura 2.5, essa prática de cobrança de uma taxa específica ainda não é realidade presente na maioria dos municípios brasileiros. Sobre gastos com limpeza urbana, a tendência mundial é que países de baixa renda destinem a maior parte de seus orçamentos na fase da coleta dos resíduos, tais gastos chegam a representar de 80% a 90% do total dos gastos destinados a gestão de resíduos. O oposto é verificado em países de alta renda (desenvolvidos), onde a despesa principal é destinada a fase de eliminação e destinação final, e a coleta representa no máximo 10% do total dos gastos (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012);
- Outro fator que pode interferir nos dados é a incidência de sub-registros das quantidades coletadas por uma coleta seletiva “não-oficial”, por exemplo, ou de quantidades coletadas por outros executores clandestinos ou sem controle por parte dos órgãos gestores municipais. Além disso, o fato de que muitos municípios do país não dispõem de balança rodoviária para o controle rigoroso das quantidades coletada, sobretudo nos pequenos municípios onde, aparentemente, há uma tendência em se superestimar tal quantitativo o fato de

municípios brasileiros não utilizarem rotineiramente balança para a pesagem de seus resíduos, pode gerar maior grau de imprecisão imposto pelo (SNIS, 2014). Em relação ao percentual de resíduos coletados e adequadamente dispostos, o Sul do Brasil apresenta um dos maiores índices e o Nordeste um dos menores, como consequência, os resíduos coletados informalmente, por catadores, reciclados e reaproveitados podem não fazer parte da estatística que contempla a geração total de RSU, ocasionando assim uma redução de valores (SNIS, 2015);

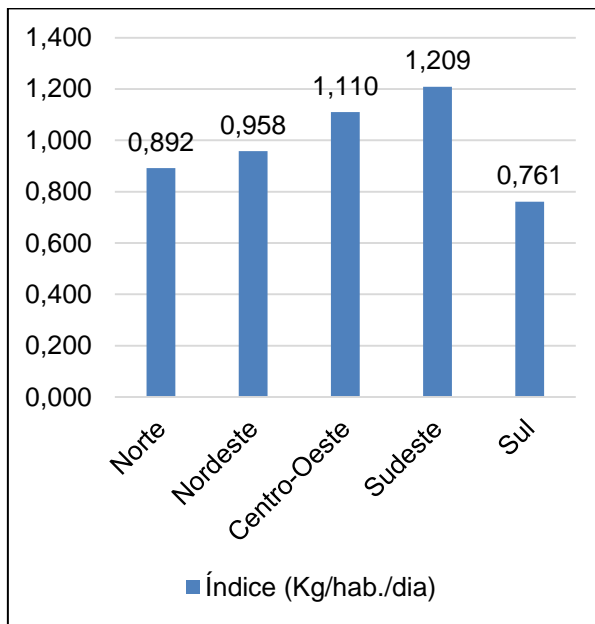


Figura 2.4 - Geração de RSU por região
Fonte: ABRELPE (2013)

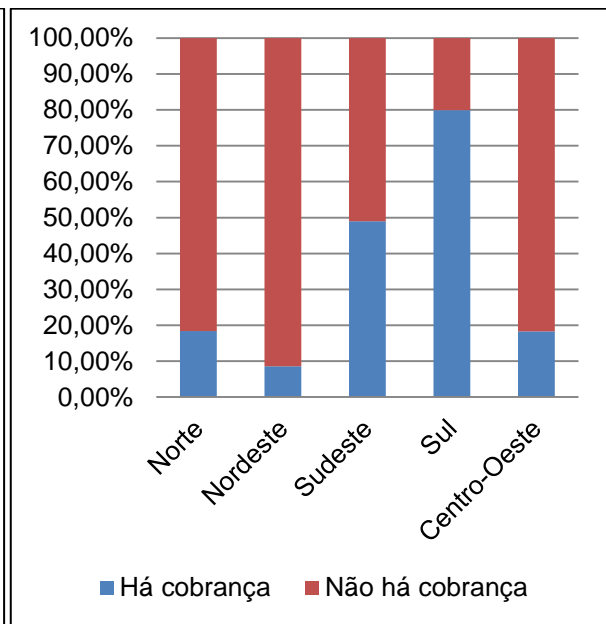


Figura 2.5 - Existência de cobrança pelos serviços de limpeza pública
Fonte: SNIS (2014)

- Juras e Araújo (2012) e Mafra (2011) também confirmam a dificuldade de se encontrar no Brasil dados consistentes sobre, por exemplo, a quantidade total de RSU gerados. Os autores citam o caso da pesquisa da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), realizada pelo IBGE desde 1974, que devido à própria metodologia de coleta, que baseia-se na autodeclaração dos municípios, pode prejudicar a confiabilidade dos dados. O mesmo pode-se observar nos relatórios realizados pela ABRELPE, em que o levantamento de dados sobre os RSU e coleta seletiva são realizados exclusivamente por pesquisas diretas realizadas pelo próprio órgão junto aos municípios com a aplicação do questionário voluntários. O SNIS, em sua pesquisa anual sobre os RSU, também salienta que devido a não obrigatoriedade de participação, aumenta-se o trabalho da coleta para que se obtenham boas taxas de resposta, e, sobretudo, dificulta a continuidade da série histórica. Ainda sobre esse tema, um estudo feito pelo

Programa da ONU para o Meio Ambiente (UNEP, 2009) destaca a dificuldade de se encontrar dados precisos sobre o tema e a falta de estratégias para lidar com a destinação final desses resíduos.

- Por fim, observou-se também a existência de dois métodos distintos para o cálculo de geração *per capita* dos RSU: (1) divide-se a quantidade total dos RSU pela população total do município; (2) divide-se a quantidade total dos RSU pela população urbana. Segundo o IPCC (2006), o uso do segundo método seria uma forma de aproximação da população atendida por município, devido provavelmente à dificuldade de se estimar tal dado. Órgãos governamentais tais como o SNIS (2015) e o IPEA (2012) adotam a população urbana para o cálculo dos índices *per capita*. Já a ABRELPE, na edição de 2013, fez uso da população total dos municípios, tendo em vista a abrangência da pesquisa e o grau de urbanização do país. Para exemplificar as distorções que podem ocorrer devido ao critério adotado, cita-se o índice da Região Nordeste no ano de 2013 que segundo a pesquisa do SNIS é 1,19 kg/hab./dia, enquanto que na ABRELPE para o mesmo ano tem-se 0,95 kg/hab./dia ao se utilizar a população total. Tal divergência pode ser explicada por fatores como taxa de urbanização, que no Nordeste é a mais baixa do Brasil, e pela taxa de cobertura da coleta. Assim, acredita-se ser necessário pensar na em padronização no cálculo de tal indicador e analisar a viabilidade da mudança para o denominador “população atendida pelo serviço de coleta” o que poderia gerar um indicador com um dado mais exato.

Em relação às médias da geração de resíduos de outros países, destaca-se, por exemplo, o caso dos EUA, onde houve um crescimento da geração *per capita* dos resíduos entre os anos de 1960 a 2006 e uma redução entre os anos 2007 e 2010, passando de 2,10 kg/hab./dia para 2,01 kg/hab./dia, que corresponde ao valor de 231 milhões de toneladas de resíduos para 227 milhões de toneladas de resíduos diariamente. O período coincide com a grave crise econômica mundial, cujo epicentro foi o próprio EUA, demonstrando uma vez mais a correlação entre fatores econômicos e geração *per capita* de RSU (CAMPOS, 2012). Outro valor comparativo diz respeito aos países da União Europeia (EU-27) que apresentaram uma média de geração *per capita* de 502 kg por ano (1,37 kg/hab./dia), em 2010 (EUROSTAT, 2012).

Um caso positivo que vale ressaltar é o do Japão, um dos países mais ricos do mundo, se destaca por ter alcançado um patamar de geração de resíduos consideravelmente menor que

os demais países desenvolvidos, com uma taxa de 400 kg/hab./ano (1,09 kg/hab./dia). Tal fato pode ser explicado pela cultura de reaproveitamento e reciclagem e pelo limite de espaço físico, uma vez que o custo da disposição final de resíduos sólidos no Japão (70% é incinerada) é superior ao despendido na coleta (CAMPOS, 2012).

2.1.2 Destinação Final dos RSU

As tecnologias de tratamento de resíduos evoluem constantemente. Mas, ao mesmo tempo, mudanças nos padrões de produção e consumo provocam o surgimento de novos resíduos e em quantidade e variedade maiores. No Brasil, a prática usual para a destinação final dos RSU ainda tem sido a disposição no solo, e há poucos aterros sanitários com aproveitamento energético. Entretanto, para determinados resíduos industriais e de serviços de saúde há unidades de incineração, principalmente nos estados da Bahia, São Paulo e Rio de Janeiro (FEAM, 2012).

Apesar das disposições da PNRS, que concedeu prazo até agosto de 2014 para que a destinação final ambientalmente adequada de resíduos e rejeitos estivesse implantada no país, a GRSU ainda se mostra deficitária e carece de adequação. Segundo a ABRELPE (2013), o Brasil registra a presença de lixões em todos os Estados e cerca de 42% dos municípios brasileiros ainda encaminham seus resíduos para locais inadequados (em lixões e aterros controlados, estes últimos pouco se diferenciam dos lixões, em termos de impacto ambiental). Esta situação se mantém praticamente inalterada em relação ao cenário de 2012. Como consequência, o Governo Federal prorrogou o prazo para até 2018 para que prefeituras possam implantar a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos.

Vale ressaltar que, para o correto funcionamento de um sistema de gestão de resíduos, não basta que o mesmo contemple apenas um sistema de destinação final adequado. Algumas ações prévias à destinação devem ser implementadas a fim de que o sistema seja considerado adequado. Dentre essas atividades inclui-se a separação dos resíduos e a coleta seletiva dos mesmos, a fim de viabilizar seu posterior encaminhamento para processos de reciclagem, de compostagem, de recuperação e aproveitamento energético e outras destinações admitidas pelos órgãos competentes (BRASIL, 2010).

A Figura 2.6 mostra o tipo de destinação dos resíduos na Europa e no Brasil. Embora haja diferenças entre os países membros, porcentagens mais elevadas de resíduos municipais incinerados foram observadas na Dinamarca (54% dos resíduos tratados); a reciclagem é mais comum na Alemanha (45% dos resíduos tratados). Em média, na UE-27 os RSU foram tratados das seguintes formas: 38% foram depositados em aterro, 22% incinerados, 25%

reciclados e 15% foram enviados para a compostagem (EUROSTAT, 2012). Já no Brasil, a forma de destinação dos RSU é predominantemente a disposição final no solo (que englobam os aterros sanitários e controlados e também os lixões) e conforme dados do IPEA (2012, p. 27) e do SNIS (2013, p. 74), a quantidade total de material enviado para unidades de reciclagem e para recuperação no Brasil ainda é muito baixa.

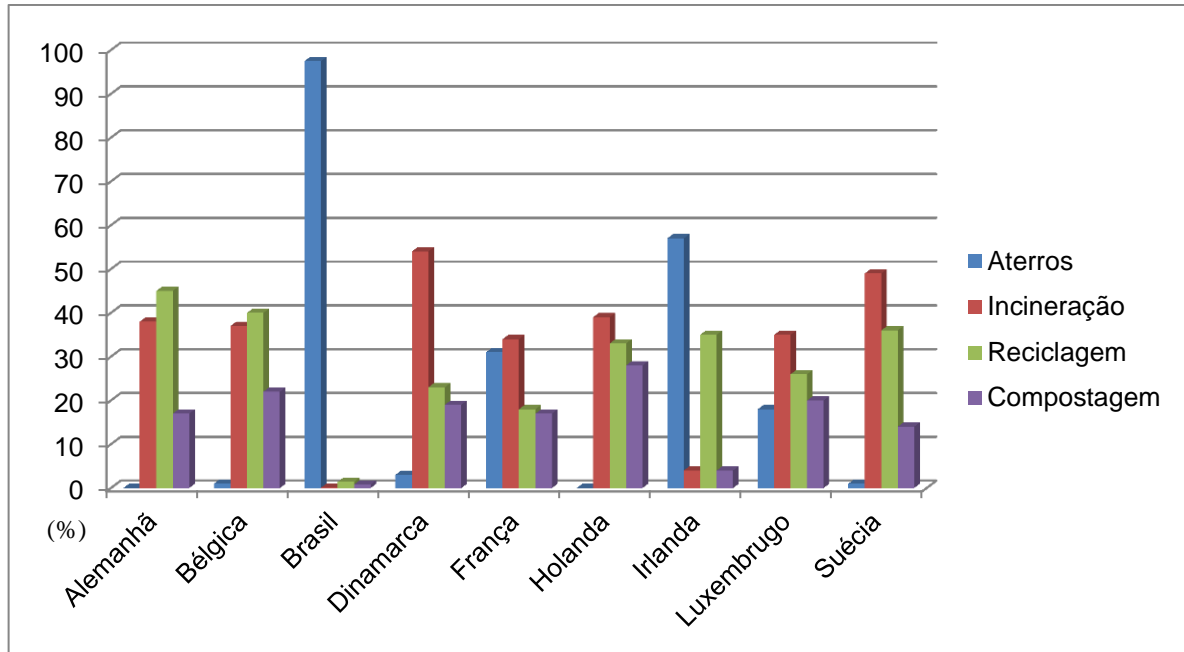


Figura 2.6 - Porcentagem de formas de destinação dos RSU

Fonte: Eurostat (2012)

Vale ressaltar que sobre os dados de reciclagem no Brasil, verifica-se diferenças nos valores conforme a fonte de dados. Conforme pode ser visto no relatório do IPEA (2012, p. 31), ao analisar dados obtidos a partir de relatórios divulgados por associações setoriais (alumínio, aço, papel/papelão, plástico e vidro) a taxa de reciclagem tem um valor bem superior ao mostrado na Figura 2.6. O IPEA (2012, p. 31) cita que uma das principais limitações das fontes supracitadas é o fato de os setores, com poucas exceções, não computam separadamente a reciclagem do resíduo pré-consumo, aquele gerado nos processos produtivos, e os resíduos pós-consumo, decorrentes da utilização de um bem. O primeiro resíduo seria uma importante ferramenta de análise de eficiência industrial e poderia ser utilizado pelo governo como indicador de eficiência material das empresas. O segundo tipo de resíduo, por sua vez, é aquele que tem mais relevância para estudos na área de saneamento.

Especificamente sobre as formas de destinação (reciclagem, incineração e aterro sanitário), faz-se na sequência algumas considerações:

▪ Reciclagem

Vale ressaltar que nem todos os produtos podem ser reciclados e que a reciclagem consome energia e recursos para ser efetivada, então o sustentável primeiramente deve passar pela não geração e pela reutilização e posteriormente para a reciclagem (PHILIPPI JR. *et al.*, 2012). Um estudo desenvolvido nos Estados Unidos sobre os efeitos das variáveis políticas de gestão na taxa de reciclagem constatou que a existência de legislação específica foi eficaz no aumento da taxa de reciclagem, por exemplo, no estado de Minnesota (SIDIQUE, JOSHI e LUPI, 2010).

Troschinetz e Mihelcic (2009) ressaltam que há um contraste entre as pesquisas e investimentos realizados no setor de reciclagem em países desenvolvidos e países em desenvolvimento:

- Países desenvolvidos contam com sofisticados programas de reciclagem e banco de dados consistentes. As pesquisas se concentram em aplicações técnicas, tais como modelos e ferramentas; análise política, como de comando/controle; e incentivos social, psicológico e econômico que influenciam o comportamento humano. Pesquisas no âmbito psicológico incluem avaliações de atitudes em relação à reciclagem e sua percepção *versus* comportamento real. Fatores social e econômico relacionados com reciclagem incluem os padrões de consumo, educação, gênero, idade e renda;
- Pesquisas sobre reciclagem de RSU em países em desenvolvimento colocam menos ênfase na compreensão dos motivos indiretos que influenciam no comportamento humano para a reciclagem, mas focam fortemente em aspectos práticos que influenciam as instituições e os elementos associados à GRSU, tais como a identificação de problemas que envolvem os RSU e suas causas, a quantificação e caracterização dos resíduos e a análises de operações diretamente associadas com a GRSU. Os estudos que mais se assemelham com os realizados em países desenvolvidos se concentraram no México e na China.

Um estudo de caso sobre a destinação final de embalagens de agrotóxicos mostra que a reciclagem pode não ser a solução ideal para cidades de pequeno porte localizadas em países com grandes extensões territoriais, como o Brasil (VEIGA, 2013). O autor destaca que a reciclagem pode não ser indicada nos casos que envolvam altos custos de transporte, com falta de infraestrutura e com um mercado de reciclagem não desenvolvido, uma vez que, dependendo das características da cadeia reversa, a incineração, por exemplo, poderia trazer

vantagens - como a redução de custos operacionais e aumento da possibilidade de um programa de reciclagem operar independente de incentivos públicos. O autor também evidencia que alguns custos de reciclagem têm sido negligenciados na análise do ciclo de vida dos produtos destinados a reciclagem, como por exemplo, consumo de combustível e as emissões dos veículos. Com relação ao meio ambiente, o transporte se destaca como grande responsável por emissões de CO₂ na cadeia de suprimentos (DEKKER, BLOEMHOF e MALLIDIS, 2012).

Gomes *et al.* (2008) ressaltam que, na prática, a viabilidade de qualquer projeto de reciclagem de resíduos depende muito do sistema logístico. O planejamento de uma rede reversa eficiente influencia significadamente em todo o processo e sistemas de apoio à decisão podem ser usados como uma ferramenta para encontrar as melhores soluções, como por exemplo, para o planejamento de uma rede reversa, incluindo a localização das instalações de reciclagem e a redução dos custos incorridos com transporte de resíduos e coleta, dentre outros.

Apesar das observações supracitadas, é reconhecido as inúmeras vantagens que a reciclagem dos RSU pode proporcionar, como evitar o consumo de matérias-primas virgens, aumentar a vida útil dos aterros sanitários, reduzir a quantidade de resíduos a serem dispostos no solo ou incinerados (o que conseqüentemente pode levar a uma menor contaminação de solos e de lençóis freáticos e reduzir emissões), contribuir para a formação de uma consciência ecológica, valorizar a limpeza pública e propiciar a geração de empregos/rendas (CRUZ e MARQUES, 2014; DONATO, BARBOSA e BARBOSA, 2015).

▪ **Incineração com aproveitamento energético**

A incineração é uma das destinações mais antigas para os RSU existentes na Europa, Estados Unidos e Japão. Atualmente coexistem diversas tecnologias associadas ao tratamento térmico de resíduos, destacando-se a incineração convencional por combustão (UFPE, 2014). A incineração com aproveitamento energético utiliza a queima de RSU para produzir o vapor que irá gerar energia elétrica ou será usado diretamente em processos industriais (ou para aquecimento).

Na PNRS a adoção de tratamento térmico dos RSU é inserida num contexto secundário. No Brasil, há um histórico de incineradores que foram fechados devido a não possuírem controle adequado de poluição, sendo que os gases gerados eram lançados diretamente na atmosfera, sem tratamento. Os incineradores atualmente existentes destinam-se essencialmente para o processamento de resíduos classificados como especiais, como

resíduos aeroportuários, hospitalares e industriais. Um dos benefícios derivados da utilização da incineração é a redução de cerca de 80% a 90% do volume de resíduos.

Historicamente, a incineração com recuperação de energia já foi alvo de duras críticas na década de 1980 e 1990 devido às altas emissões de poluentes atmosféricos. Por esta razão, limites rígidos para as emissões foram aplicados ao setor, o que reprimiu a instalação de novas plantas. No entanto, com os avanços em tecnologias de tratamento de gás para o controle da poluição do ar fez com que a incineração com recuperação de energia torna-se atraente do ponto de vista ambiental e seu uso está sendo incentivado em grande parte do mundo desenvolvido (ENGEBIO, 2010).

As emissões atmosféricas das usinas foram reduzidas a tal ponto que, em 2003, a *Environmental Protection Agency* (EPA) dos Estados Unidos considerou tais empreendimentos como fonte de energia limpa (LEME *et al.*, 2014). Os gases resultantes da combustão devem ser tratados antes da sua emissão para a atmosfera, pois geralmente são compostos por dióxido de carbono (CO₂), oxigênio residual (O₂), óxidos de nitrogênio (NO₂), óxidos de enxofre (SO₂) e materiais particulados. As cinzas e escórias, após comprovada sua inertização, podem ser dispostas em aterros sanitários (UFPE, 2014, p.58).

O Japão é o país com o maior número de usinas de incineração, cerca de 800 usinas, seguido da União Europeia, com 452 e Estados Unidos com 86 usinas. Em relação à legislação, a PNRS estabelece em seu Art. 9º que poderão ser utilizadas tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos sólidos urbanos, desde que tenha sido comprovada sua viabilidade técnica e ambiental e com a implantação de programa de monitoramento de emissão de gases tóxicos aprovado pelo órgão ambiental. Conforme UFPE (2014), o tratamento térmico é aconselhado para grandes quantidades de resíduos sólidos, em média 240 t/dia.

Segundo um estudo realizado pela FEAM (2012), o aproveitamento energético de RSU, desde que utilize rotas tecnológicas apropriadas e devidamente analisadas quanto aos riscos de implementação, é uma alternativa ambientalmente correta de tratamento para os resíduos e uma oportunidade de negócios. Entretanto, sua viabilidade econômica depende, além do balanço entre receitas e despesas, de um adequado modelo de negócios com a(s) prefeitura(s) municipal(is) para garantia na obtenção desses resíduos. A produção de energia elétrica a partir de RSU apresenta duas características importantes (FEAM, 2012): (1) exige coleta e transporte para concentrar os RSU, pois o conteúdo energético por unidade de volume

é baixo; (2) as tecnologias de conversão apresentam forte economia de escala (o investimento por unidade de insumo cai e as eficiências de conversão aumentam com a capacidade).

A recuperação energética dos resíduos depende, dentre outras coisas, do poder calorífico que estes possuem. Quanto maior o Poder Calorífico Inferior (PCI) mais interessante seu uso para geração de energia. Segundo um estudo da Empresa de Pesquisa Energética (EPE, 2008), embora a classificação segundo o PCI não deva ser considerada definitiva para estabelecer a destinação do RSU, considera-se que no geral o PCI dos materiais encontrados nos RSU, exceto a matéria orgânica, é tecnicamente viável para ser incinerados, com vistas à geração de energia ou vapor.

A Associação Brasileira de Empresas de Tratamento de Resíduos (ABETRE, 2013) ao se posicionar em relação à recuperação energética dos RSU afirma o seguinte:

- ✓ Ser errado comparar as vantagens e desvantagens da recuperação energética com a reciclagem, pois esta última é prioritária. A comparação correta é com a disposição final em aterro sanitário;
- ✓ A legislação ambiental deve ser neutra em relação às tecnologias;
- ✓ A possibilidade de recuperação energética de RSU não é conflitante com o objetivo de aumentar significativamente a reutilização e a reciclagem. São alternativas complementares para reduzir a quantidade de rejeitos disposta em aterros sanitários;
- ✓ A lei não deve restringir processos, e sim estabelecer critérios e padrões de qualidade ambiental dos processos. Na recuperação energética de resíduos, isso compreende basicamente limites de emissão, requisitos de eficiência energética e critérios de localização;
- ✓ A decisão quanto às alternativas tecnológicas para a destinação de RSU é de competência dos municípios, isoladamente ou em consórcio, e a participação da sociedade local está estabelecida na lei. Deve ser mantida a prerrogativa de decisão da instância local, em função de sua realidade ambiental, econômica e social.

No Brasil, assim como em outros países da América Latina, há uma forte oposição à incineração por parte dos catadores de materiais recicláveis que são contra mudanças na forma de gestão de resíduos por receio de perderem suas fontes de renda (KALOGIROU e THEMELIS, 2014). Porém, fatores como a diversidade dos materiais presentes nos RSU, as dimensões territoriais do Brasil, a insuficiência da coleta seletiva, problemas no mercado de

recicláveis dentre outros, podem figurar a incineração não como uma concorrente ao trabalho dos catadores e sim uma alternativa complementar a ser analisada. Boa Esperança, um município mineiro, será a primeira cidade brasileira a instalar uma usina térmica à base dos RSU para gerar energia para cidade, conforme um projeto que está em andamento e financiado por Furnas Centrais Elétricas. Com a criação da usina, a previsão é de que o lixão da cidade acabe em até três anos, já que os resíduos produzidos no município serão usados pela usina (G1 SUL de MINAS, 2014a).

- **Aterros sanitários**

Os gases gerados pela biodegradação dos resíduos em aterros sanitários são compostos basicamente por metano (CH₄) e Dióxido de carbono (CO₂), sendo esses os principais gases responsáveis pelo aquecimento global, denominados Gases de Efeito Estufa (GEE) e especificamente o gás metano produz um efeito poluidor sobre a atmosfera 21 vezes superior ao efeito poluente causado pelo CO₂ (LOPES *et al.*, 2010). No Brasil, a prática é a emissão direta do biogás para a atmosfera pela saída dos drenos coletores, sendo raras exceções os aterros sanitários que aproveitam o CH₄ do biogás para a queima ou geração de energia. Pois, segundo Abreu *et al.* (2014), para viabilizar a recuperação energética do biogás, o aterro sanitário deverá receber no mínimo 200 toneladas/dia de resíduos.

A PNRS estabelece que a disposição final ambientalmente adequada é a distribuição ordenada de rejeitos em aterros e considera como rejeitos os resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada. Desta forma, a disposição final em aterros deveria ser a última alternativa de destinação, sendo, por exemplo, necessário analisar *a priori* o uso tecnologias visando à recuperação energética dos resíduos em detrimento à disposição em aterros.

No Brasil, quando comparado com países da Europa, por exemplo, o custo de implantação e operação de um aterro é bem menor, a citar, custos de licença de operação, custo e disponibilidade de locais (terreno) para implantação e de passivos ambientais. Porém, Leme *et al.* (2014) concluíram em sua pesquisa que o aterro se configura como a pior opção para a gestão dos RSU e que significativos ganhos ambientais poderiam ser alcançados com a recuperação energética dos resíduos por meio da incineração. E também citam que em alguns países da Europa a disposição em aterro de determinados tipos de materiais, tais como

resíduos de combustível ou de resíduos orgânicos não tratados, é ilegal, como na Dinamarca, Suécia e Alemanha.

2.1.3 Panorama Minas Gerais

Minas Gerais, assim como outros Estados, apresenta uma política de RSU que vem sofrendo modificações com o intuito de procurar atender às demandas e aos problemas relacionados à adequada gestão dos RSU. São várias as leis, decretos e deliberações normativas que regulam a área, como por exemplo:

- ✓ Lei 13.766, de 30/11/2000 - dispõe sobre política estadual de apoio e incentivo à coleta seletiva de resíduos sólidos e altera dispositivo da lei 12.040, 28 de dezembro de 1995, que dispõe sobre a distribuição da parcela de receita do produto da arrecadação do ICMS (Imposto sobre operações relativas à Circulação de Mercadorias e sobre prestações de Serviços de transporte interestadual, intermunicipal e de comunicação) pertencente aos municípios - ICMS Ecológico;
- ✓ Deliberação Normativa COPAM 52, de 14/12/2001 - convoca municípios para o licenciamento ambiental de sistema adequado de disposição final dos resíduos sólidos urbanos e dá outras providências, programa “Minas sem Lixões”;
- ✓ Lei 14.128, de 19/12/2001 - estabelece a Política Estadual de Reciclagem de Materiais e os instrumentos econômicos e financeiros aplicáveis à Gestão de Resíduos Sólidos;
- ✓ Lei 16.689, de 2007 - estabelece que os materiais recicláveis oriundos das entidades públicas estaduais podem ser doados para associações e cooperativas de catadores;
- ✓ Lei 18.031, de 13/01/2009 - trata da Política Estadual de Resíduos Sólidos. Regulada pelo Decreto 45.181/2009;
- ✓ Lei 19.823, de 22/11/2011 - dispõe sobre a concessão de incentivo financeiro a catadores de materiais recicláveis - Bolsa Reciclagem. Regulada pelo Decreto 45.975, de 04/06/2012;
- ✓ Lei nº 21.557, de 22/12/2014 - dispõe sobre a proibição da utilização da tecnologia de incineração no processo de destinação final dos RSU oriundos do sistema de coleta do serviço público de limpeza urbana nos municípios. Mas, permite as concessões públicas para empreendimento que promova o aproveitamento energético a partir da incineração de resíduos sólidos urbanos oriundos da coleta convencional.

Especificamente sobre o ICMS Ecológico, é uma das formas previstas pelas legislações estaduais em que os recursos financeiros arrecadados pelos Estados retornam aos municípios com base em critérios ambientais. Seu objetivo é repassar um percentual da

arrecadação da cota-parte do ICMS aos municípios com base, por exemplo, no número de Unidades de Conservação que eles mantêm ou em nível de infraestrutura de saneamento básico existente no município. Ao todo são 15 os Estados que possuem legislação de distribuição do ICMS Ecológico, como Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Rio de Janeiro.

Conforme a cota-parte do ICMS destinado aos Estados (25%), Minas Gerais repassa o menor coeficiente de distribuição para os municípios (1,1% do total do ICMS devido aos municípios, excluindo a quantia relativa ao Valor Adicionado Fiscal - VAF) e Tocantins o maior (13% do imposto) (FONSECA, 2014). Paraná foi o primeiro Estado a implantar o ICMS Ecológico, em 1991, seguido por São Paulo, em 1993, e Minas Gerais na sequência, em 1995 (LOUREIRO, 2002). Embora existam na literatura visões a favor do ICMS Ecológico como um importante mecanismo de compensação e incentivo aos municípios mineiros (FERNANDES *et al.*, 2011), Euclides (2012) considera ser indevido no ICMS Ecológico o repasse referente aos sistemas de saneamento ambiental, que paga aos municípios para que instalem sistemas que já constam de suas obrigações previstas por lei. Porém, é notória a necessidade por algum tipo de auxílio financeiro que provenha do Estado e do Governo Federal para que os municípios consigam financiar um adequado sistema de gestão ambiental.

Em Minas, segundo Freitas *et al.* (2014), 396 municípios mineiros já recebem o ICMS Ecológico, o que representa 46,4% do total de municípios do Estado. Desses, 229 municípios recebem o tributo no subcritério Saneamento, ou seja, municípios que possuem sistema adequado de tratamento ou disposição final de resíduos ou de esgoto sanitário, com operação licenciada ou autorizada pelo órgão ambiental estadual, que atendam, no mínimo, a respectivamente 70% e 50% da população urbana (SEMAD, 2015). Freitas *et al.* (2014) ainda citam que, conforme relatos de autoridades municipais, a falta de recursos financeiros é umas das dificuldades enfrentadas para se planejar uma adequada destinação dos RSU. Ademais, municípios de pequeno porte e que geram pequena quantidade de resíduos tem dificuldades na implantação e manutenção de estruturas de aterros sanitários e usinas de triagem e compostagem. Uma medida para solucionar esta questão referente às cidades de pequeno porte seria a implantação de consórcios entre os municípios, que permitiriam maior sustentabilidade técnica e financeira na gestão dos resíduos.

Conforme a distribuição geográfica dos municípios que recebem o ICMS Ecológico, o Vale do Jequitinhonha e o Norte de Minas são regiões com poucos municípios que recebem o benefício, sendo que os que têm direito ao imposto apenas o recebem por possuírem

tratamento de esgoto sanitário. Tais regiões possuem dificuldades socioeconômicas, justificando a dificuldade de implantação de soluções ambientais adequadas. Grande parte dos municípios das regiões Central, Sul e Zona da Mata recebem ICMS Ecológico. Esses possuem melhor desenvolvimento urbano e são caracterizados por baixa extensão territorial e proximidade de grandes centros urbanos e também possuem grande quantidade de consórcios constituídos, facilitando a regularização da gestão dos resíduos (FREITAS *et al.*, 2014).

Na Figura 2.7 tem-se o mapa atual da disposição final dos RSU como um todo em Minas. Como pode ser constatado na figura, os maiores percentuais de população atendida por lixões são verificados na Região Norte, em seguida no Jequitinhonha e Noroeste do Estado. Nestas regiões há necessidade de se manter e de se intensificar as políticas públicas e parcerias para uma melhor gestão dos RSU. Situação semelhante verificada na distribuição geográfica do ICMS Ecológico. O programa “Minas sem Lixões”, apesar de tantas prorrogações nos seus prazos, vem mostrando alguns resultados positivos ao pressionar os municípios com a obrigatoriedade de um sistema adequado de destinação final dos RSU.

A Figura 2.8 mostra que desde 2008 vem aumento o número de aterros sanitários e ao mesmo tempo reduzindo o número de lixões e aterros controlados (considerados formas inadequadas de disposição). Uma observação relevante é que mesmo que o número de aterros sanitários seja bem menor do que o número de lixões e aterros controlados, o percentual da população atendida pelo aterro sanitário é superior. Isto revela uma maior capacidade dos municípios com mais habitantes, e conseqüente maior geração de RSU, de se adequarem as legislações, como Belo Horizonte. Além disso, os municípios que possuem aterro estão localizados em regiões mais desenvolvidas do Estado, ou seja, têm mais condições financeiras para implantar uma melhor gestão.

Especificamente em Itajubá, que possui aterro sanitário implantado por meio de consórcio, a Prefeitura apoia o trabalho de uma associação de catadores arcando com a maior parte das despesas operacionais e de implantação do empreendimento. Porém, segundo dados das entrevistas realizadas na cidade, a quantidade de material que a associação consegue coletar representa entre 1% e 2% do total dos RSU gerados mensalmente. Segundo a Lei Orgânica do município, em seu artigo nº 185 foi determinado que a coleta dos RSU deveria ser seletiva e a comercialização de materiais recicláveis realizada por meio de cooperativa de trabalho a ser estimulada pelo Poder Público. Assim, em 2007, foi aprovada a Lei nº 2.626/07 que instituiu o Projeto Socioambiental de Coleta Seletiva de Produtos Recicláveis.

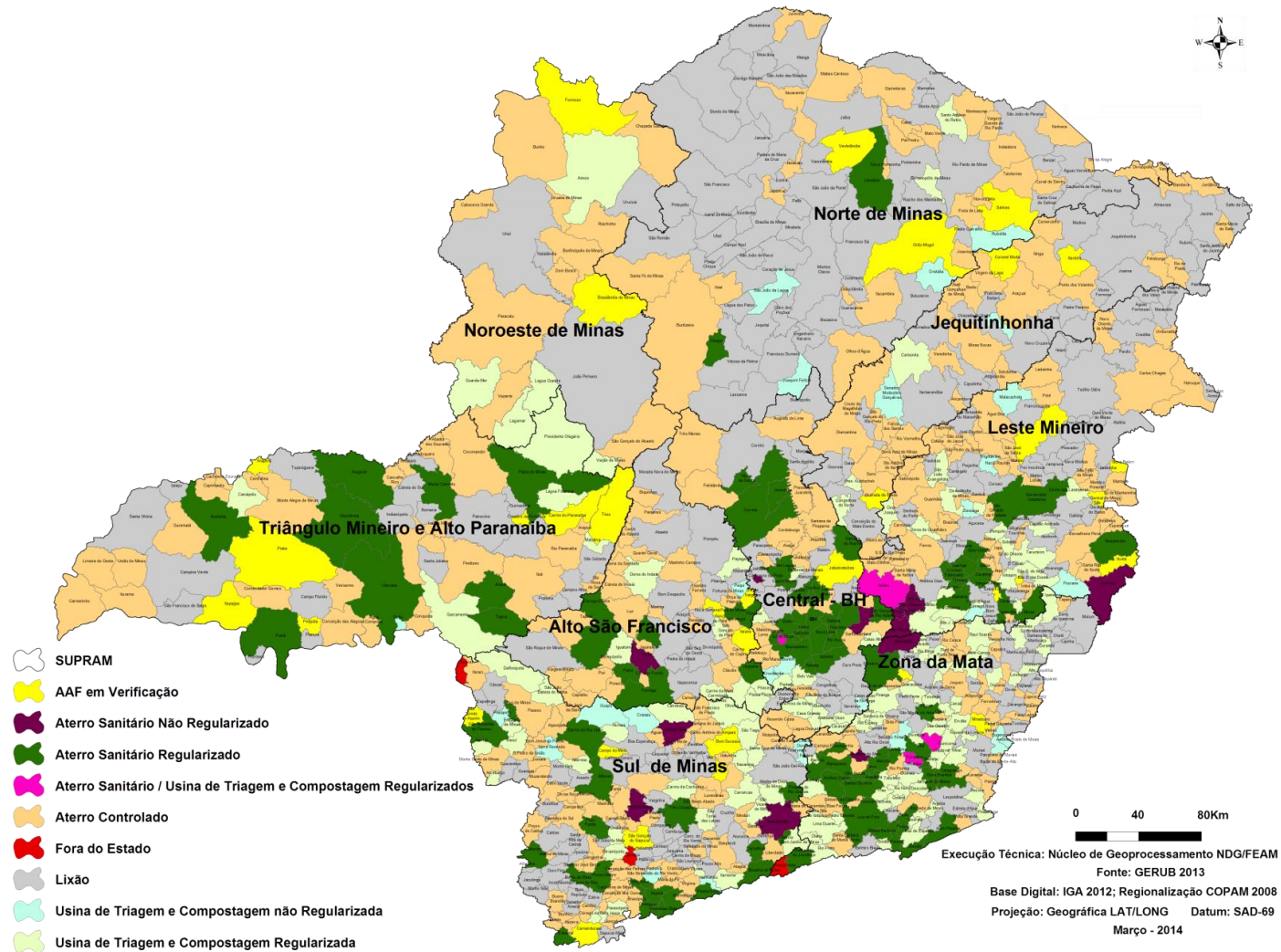


Figura 2.7 - Situação de Tratamento e/ou Disposição Final dos Resíduos Sólidos Urbanos em Minas Gerais 2013

Fonte: FEAM (2014)

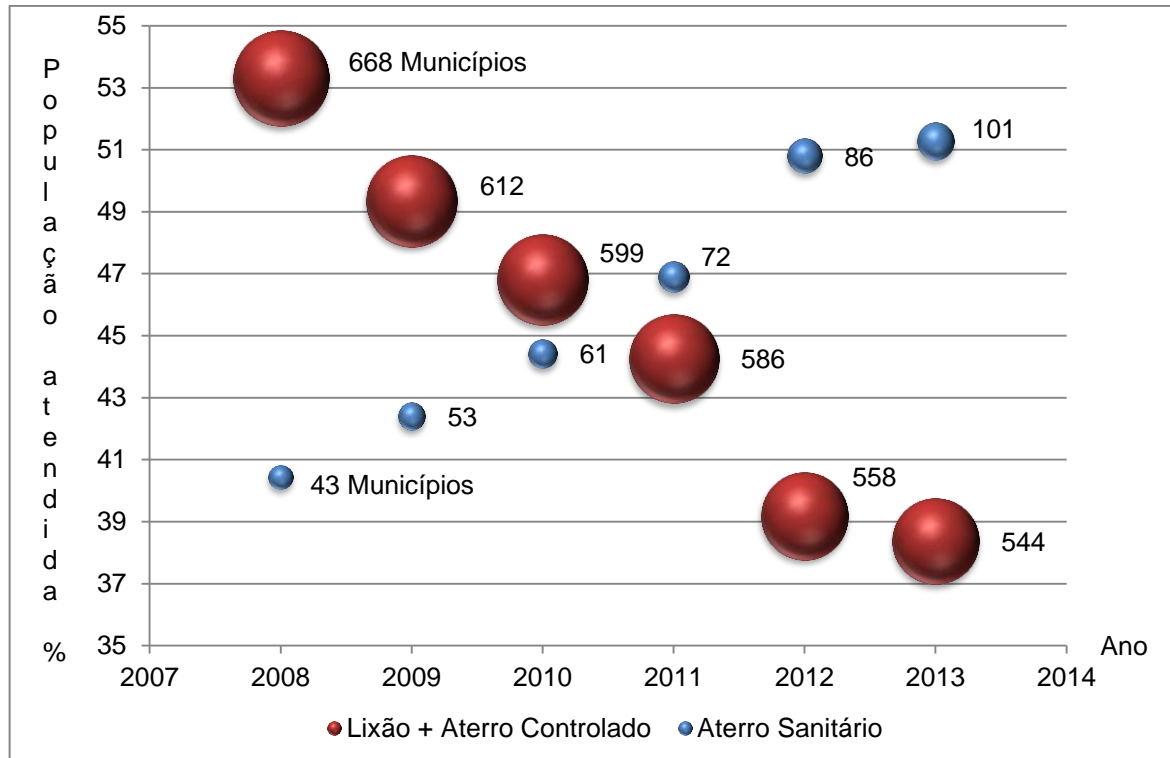


Figura 2.8 - População Urbana e número de Municípios por tipo de Destinação Final em Minas Gerais

Fonte: FEAM (2014)

Uma iniciativa polêmica adotada na cidade de Itajubá tratava da substituição da sacola plástica nos comércios por sacolas ecológicas (Lei nº 2.861/11). Outros países empreenderam ações semelhantes, como Itália, França, Dinamarca, Irlanda, China e Suíça, que tomaram medidas desde o pagamento de taxas pelos consumidores para a utilização das sacolas plásticas até sua proibição (MACHADO *et al.*, 2012). No Brasil, Belo Horizonte foi a cidade pioneira na criação de legislação para o assunto, em 2007. Outras seguiram esta tendência e também aprovaram leis restritivas, a exemplo de Porto Alegre/RS, Belém/PA e Teresina/PI (TONELLO *et al.*, 2011).

Em Itajubá, apesar dos benefícios ambientais advindos desta proibição, transtornos à população e aumento do custo de vida justificaram, um ano e quatro meses depois da implementação da Lei nº 2.861/11, sua revogação com a aprovação da Lei nº 2.987/13 (G1 SUL de MINAS, 2013). Também se verificou a mesma resistência à proibição das sacolas plásticas em outros pontos do país. Na cidade de São Paulo, a lei que impedia a distribuição de sacolas plásticas por supermercados foi objeto de questionamento judicial, mas foi considerada constitucional após a apreciação por órgão superior (G1 SUL de MINAS, 2014b).

Outra iniciativa em Itajubá, com o intuito de facilitar o recolhimento dos resíduos recicláveis, deu origem a Lei nº 2.928/12 que obrigou condomínios e edifícios residenciais com mais de dez unidades habitacionais a manterem recipientes destinados à separação de

lixo orgânico e inorgânico. Porém, conforme informações obtidas em alguns edifícios, a prática de tal obrigatoriedade ainda é muito baixa; os condôminos/síndicos não têm informação sobre a referida lei e o caminhão da coleta seletiva não consegue atender a muitos desses edifícios.

Por fim, na Figura 2.9 tem-se o gráfico que ilustra o impacto cumulativo dos danos ambientais que podem causar uma inadequada gestão de resíduos. De modo análogo, questões referentes aos custos também podem ter um impacto cumulativo em todo o sistema de destinação e tratamento dos RSU. Assim, vê-se a oportunidade de se utilizar métodos e ferramentas que possam auxiliar os tomadores de decisão a analisarem as alternativas existentes e até mesmo buscar caminhos inovadores que permitam proporcionar ganhos de eficiências e reduzir impactos.

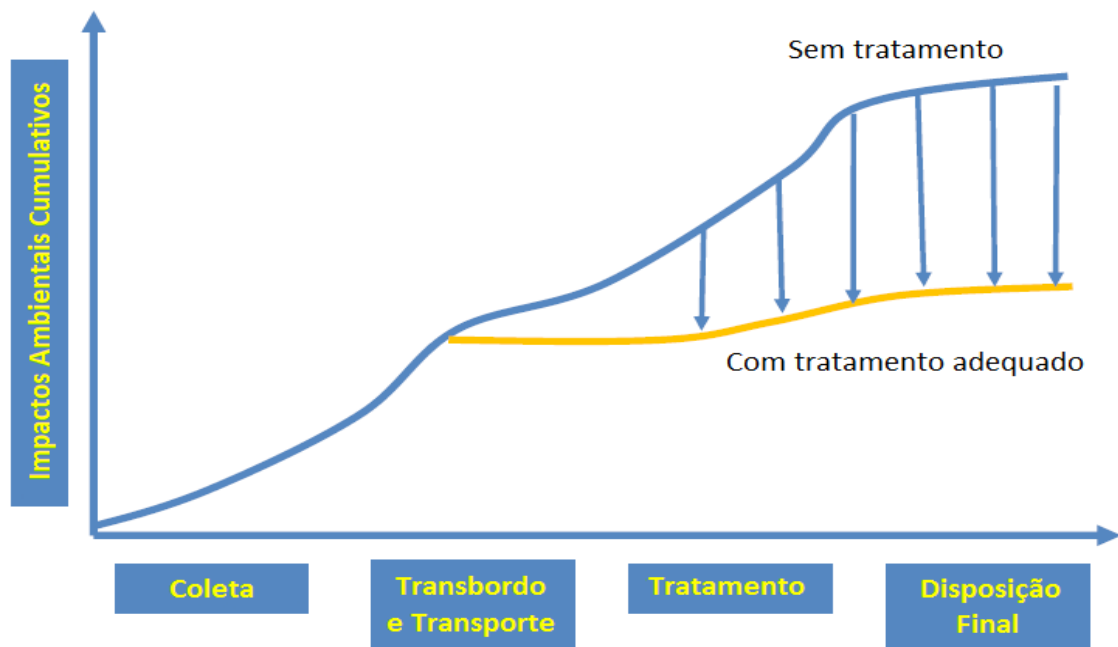


Figura 2.9 - Impactos Ambientais Cumulativos

Fonte: Mavropoulos (2014)

2.2 Logística Reversa

Bautista e Pereira (2006) afirmam que de fato a gestão dos RSU pode ser considerada um problema de LR dentro do contexto da gestão da cadeia de suprimentos. A logística tradicional, na sua concepção original, não considerava os aspectos ambientais inerentes aos seus processos e sim como “externalidades”. Porém, com o avanço da preocupação com a sustentabilidade, a questão ambiental foi sendo percebida, incorporada e gerenciada em paralelo ao amadurecimento dos conceitos logísticos, culminado com o desenvolvimento do termo “Logística verde ou ambiental” (*green logistics*), e não é raro constatar uma certa confusão do referido termo com o conceito de LR. No entanto, a logística ambiental está mais

relacionada a atividades logística aplicadas à gestão ambiental, enquanto que a LR também considera a sustentabilidade do negócio, sob o ponto de vista econômico, por exemplo.

A gestão da cadeia de suprimentos sustentável, que considera aspectos ambientais e sociais, tornou-se um tema de grande relevância para ambos os acadêmicos e da indústria como um todo (BRANDENBURG *et al.*, 2014). Embora seja crescente o interesse da pesquisa em relação às questões socioambientais na gestão da cadeia de suprimentos, o foco em LR prevalece, sendo a dimensão mais visível tanto para acadêmicos como práticos no assunto. Outras temáticas aparecem de forma limitada, pontual e estrita (MANN *et al.*, 2010). A gestão sustentável da cadeia de suprimentos busca a redução do impacto ambiental de produtos e serviços incluindo ações em toda a cadeia. Para tanto, devem-se considerar sistemas cíclicos e suas interações, ao invés de apenas os sistemas lineares da gestão tradicional da logística e das cadeias de suprimentos.

O interesse pela gestão “verde” da cadeia de suprimentos tem atraído a atenção de pesquisadores devido às preocupações com o aquecimento global e com o rápido crescimento dos resíduos (ABDALLAH *et al.*, 2013). Neste contexto, tem-se o exemplo do estudo Govindan, Khodaverdi e Jafarian (2013) que investigaram iniciativas para se alcançar a sustentabilidade em cadeias de suprimentos e examinaram o problema de identificar um modelo efetivo para a operação de seleção de fornecedores com base na abordagem do *Triple Bottom Line* e por meio de uma abordagem *fuzzy* multi-critério. Já Govindan (2014) investigou o impacto das práticas de gestão enxuta, resiliente e verde sobre a sustentabilidade da cadeia de fornecimento, sob a ótica dos três dimensões da sustentabilidade (ambiental, social e econômico). A “eliminação de resíduos” e “gestão de riscos na cadeia de suprimento” apresentaram-se como as práticas com maiores impactos significativos sobre a sustentabilidade da cadeia de suprimento.

Na prática verifica-se uma convergência entre os conceitos de LR e Gestão Ambiental, em que os sistemas logísticos passaram a ser considerados uma ferramenta de apoio ao gerenciamento ambiental da cadeia de suprimentos (XAVIER e CORRÊA, 2013). Ainda segundo os autores, tanto a gestão dos RSU quanto a LR são partes integrantes da Gestão Ambiental sob o ponto de vista empresarial. Neste contexto, para atender à demanda das organizações por diretrizes ambientais internacionais válidas, foram elaboradas, na década de 1990, as normas da série ISO 14.000 e em 1997, foi incluída a Análise do Ciclo de Vida à norma, em que se destaca o importante papel da logística para a sustentabilidade ambiental.

2.2.1 Conceito e histórico da Logística Reversa

Inicialmente definida como uma área da logística empresarial restrita a aspectos puramente operacionais do retorno dos produtos, a LR tem sido entendida recentemente de forma mais ampla e estratégica. Esse aspecto estratégico, relacionado à crescente preocupação com a sustentabilidade e com imagem empresarial, garante à LR uma posição na reflexão estratégica empresarial (LEITE, 2012). A mais antiga referência localizada na literatura sobre estratégia de reversão de materiais data do início dos anos 1970, tendo seu foco relacionado com o retorno de bens para serem processados na reciclagem dos materiais. Mas, embora o conceito de LR tenha ganhado força desde a década de 1980, foi apenas a partir dos anos 1990 que passou a ser discutido com mais intensidade (DIAS, LABEGALINI e CSILLAG, 2012). No Quadro 2.2 são apresentadas, em ordem cronológica e de forma sintética, algumas das contribuições mais relevantes dos autores seminais e mais citados da área.

Quadro 2.2 - Síntese dos principais autores seminais da LR

Autor	Área de contribuição	Autor	Área de contribuição
Kopicki <i>et al.</i> (1993)	Principais conceitos	Fuller e Allen (1995)	O ciclo fechado de reciclagem
Leite (1998)	Categorias preliminares e divisão em pós-venda e pós-consumo	Carter e Ellram (1998)	Estrutura para o estudo
Rogers e Tibben-Lembke (1999)	Visão do mercado americano	Dornier <i>et al.</i> (2000)	Extensão do conceito de LR
Dowlathshahi (2000)	Estratégia e operação	Bowersox e Closs (2004)	Ciclo de vida e após fim de vida útil
Majumder e Groenevelt (2001)	Modelos de remanufatura	Fleischmann (2001)	Modelo matemático em remanufatura
Ferguson e Browne (2001)	Informações no pós-consumo	Daugherty, Autry e Ellinger (2001)	Recursos e informações
De Brito e Dekker (2002)	Estratégias e táticas	Giuntini e Gaudette (2003)	Valor da economia de remanufatura
Leite (2003)	Objetivos estratégicos e modelo relacional	Leite (2005)	Dimensões e categorias
Tan e Kimar (2006)	Simulação na remanufatura	Brito, Leite e Silva (2008)	Hábitos empresariais brasileiros

Fonte: Leite (2012, p. 348)

LR não é simplesmente a inversão da logística ou cadeia de suprimentos tradicional (MEADE, SARKIS e PRESLEY, 2007). Muitas empresas, mesmo bem-sucedidas nas operações da logística direta, podem não ser capazes de lidar de forma eficiente e eficaz com o fluxo de materiais no sentido inverso (GENCHEV, RICHEY e GABLER, 2011; HOJAS BAENAS *et al.*, 2011). Produtos ou materiais que precisam ser retornados nem sempre podem ser transportados, armazenados ou tratados da mesma forma que nos fluxos diretos (GUIDE JR, JAYARAMAN e LINTON, 2003; MEADE, SARKIS e PRESLEY, 2007).

Carter e Ellram (1998) definiram a LR mais voltada para o ramo empresarial, como o processo pelo qual as empresas podem se tornar mais eficientes em termos ambientais através da reciclagem, reutilização e redução da quantidade dos materiais utilizados. Rogers e Tibben-Lembke (1999, p.2), adaptando a definição de logística do *Council of Supply Chain Management Professionals* (antigo *Council of Logistics Management*), definem a LR como o processo de planejamento, implementação e controle da eficiência e custo efetivo do fluxo de matérias-primas, estoques em processo, produtos acabados e informações correspondentes do ponto de consumo ao ponto de origem com o propósito de recapturar o valor ou destinar à apropriada disposição.

Bowersox e Closs (2004) apresentam a ideia de apoio ao ciclo de vida, como um dos objetivos operacionais da logística moderna, referindo-se a seu prolongamento além do fluxo direto dos materiais e à necessidade de considerar os fluxos reversos dos produtos em geral. Xanthopoulos e Iakovou (2009) citam que a LR é uma disciplina integrada e sistemática da cadeia de suprimentos e tem como meta promover o Desenvolvimento Sustentável, o manejo dos produtos em fim de vida de forma eficiente, lucrativa e em conformidade com as regulamentações ambientais.

Leite (2009, p. 17), um dos primeiros e principais pesquisadores brasileiros da área, define a LR como a área da logística empresarial que planeja, opera e controla o fluxo e as informações logísticas correspondentes, do retorno dos bens de pós-venda e de pós-consumo ao ciclo produtivo, por meio dos canais de distribuição reversos, agregando-lhes valor de diversas naturezas: econômico, legal, logístico, de imagem corporativa, entre outros. O autor divide a LR em duas categorias (LEITE, 2009, p. 8):

- Pós-consumo: constituídos pela parcela de produtos e materiais originados do descarte depois de finalizada sua utilidade original e que retornam ao ciclo produtivo. Distinguem-se em três subsistemas: os canais reversos de reuso, de remanufatura e de reciclagem, caso de estudo deste trabalho;
- Pós-venda: constituídos pelas diferentes formas e possibilidades de retorno de uma parcela de produtos, com pouco ou nenhum uso, que fluem no sentido inverso, motivados por problemas relacionados à qualidade em geral ou a processos comerciais entre empresas, como devoluções por problemas de garantia, avarias no transporte, excesso de estoques, prazo de validade expirado, erros de expedição do pedido, entre outros.

Pode-se ainda acrescentar ao conceito de Leite (2009) o retorno de produtos pós-industrializados, resíduos de processo ou produtos cuja não conformidade ou obsolescência foi detectada antes da venda (XAVIER e CORRÊA, 2013).

A PNRS, no Art. 3º, define a LR como instrumento de desenvolvimento econômico e social caracterizado por um 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). Assim, como pode ser constatado nas definições supracitadas, a LR engloba numerosas e diversificadas atividades para sua operacionalização, uma vez que não trata somente de questões relativas ao transporte, ao estoque e à localização, mas abrange outras questões no que diz respeito, por exemplo, a análises de alternativas adequadas para a destinação final de produtos pós-consumos.

Outra classificação existente na área refere-se aos tipos de canais de retorno para o processo de reciclagem, a citar: canais de distribuição reversos de ciclo aberto e canais de distribuição reversos de ciclo fechado. Os canais de ciclo aberto não distinguem a origem dos produtos de pós-consumo, mas têm seu foco na matéria-prima que os constitui. Neste caso os materiais não retornam para a mesma cadeia produtiva de origem. Tem-se o exemplo dos metais, dos plásticos e dos vidros. Já os canais de ciclo fechado são constituídos por etapas de retorno nas quais os materiais constituintes dos produtos descartados são extraídos seletivamente para fabricação de um produto similar/igual ao de origem, ou seja, retornam para a cadeia produtiva de origem. Pertencem a essa categoria, por exemplo, as baterias automotivas e as latas de alumínio (FLEISCHMANN *et al.*, 2000; LEITE 2009, p.54).

Ainda sobre terminologias, integrado a definição de LR, surge o conceito de “cadeia de suprimentos reversa” ou “gestão da cadeia de suprimentos reversa” (*reverse supply chain* ou *reverse supply chain management*) que é definido como a gestão eficaz e eficiente das diversas atividades necessárias para retornar um produto, partindo do consumidor, e eliminá-lo ou recuperar valor (GUIDE JR. e VAN WASSEHOFVE, 2002; PRAHINSKI e KOCABASOGLU, 2006). Outro termo que também é comumente utilizado é “cadeia de suprimentos de ciclo fechado” (*closed-loop supply chain*).

Conforme pode-se verificar em artigos da área, o conceito de “cadeia de suprimentos de ciclo fechado” apresenta a mesma ideia/definição dos termos “cadeia de suprimentos reversa” ou “gestão da cadeia de suprimentos reversa”, cujo intuito é abranger todas as empresas envolvidas no reuso, reciclagem, reaproveitamento ou destinação correta dos produtos que retornam após o consumo, numa perspectiva integrada, onde há colaboração e

cooperação entre as empresas participantes. É a expansão do conceito de cadeias de suprimentos de modo a conter todo o ciclo de vida do produto, da fabricação à venda, e do recolhimento até a reintrodução do material no processo de fabricação, reinserindo-o novamente no mercado ou em cadeias de suprimentos de ciclo fechado (GUIDE JR, JAYARAMAN e LINTON, 2003).

A cadeia de suprimentos de ciclo fechado além de possuir as estruturas tradicionais da cadeia de suprimentos, também inclui as atividades requeridas para a LR, de modo a maximizar a criação de valor ao longo de todo o ciclo de vida de um produto (GUIDE JR. e WASSENHOVE, 2009). Ressalta-se que na literatura vários autores definiram LR, de forma semelhante ou mesmo sinônima à definição de cadeias de suprimentos de ciclo fechado ou reversa (FRENCH e LAFORGE, 2006; PRAHINSKI e KOCABASOGLU, 2006). Nesta pesquisa o conceito de cadeia reversa será empregado quando se pretende referir aos diversos elos presentes e necessários à operacionalização da LR.

Na sequência são apresentadas algumas conclusões e direcionamentos para pesquisas futuras provenientes de artigos de revisão bibliográfica sobre o tema LR. Ressalta-se que na literatura muitas pesquisas focam somente em uma parte do sistema de LR, como rede de transporte, planejamento da produção ou questões ambientais e não apresentam uma visão holística do sistema de LR:

- Dowlatshahi (2005): cita a falta de definição compreensiva dos conceitos e termos básicos de LR e a falta de integração para a implementação da LR. O autor coloca a LR como uma opção viável no âmbito do ciclo de vida do produto;
- Srivastava (2007): afirma que mais estudos são necessários para a compreensão da RL e sua ligação com o ciclo de vida do produto. Na prática, pesquisas poderiam ser feitas para analisar como as atividades de LR, inclusive no longo prazo, alteram o ciclo de vida de um determinado produto. A combinação de técnicas e ferramentas diversas poderia ser utilizada com o objetivo de formular, analisar e apresentar soluções para problemas de LR, que apresentam incertezas, grande número de parâmetros, variáveis de decisão e restrições;
- Meade, Sarkis e Presley (2007): evidenciam a necessidade de um campo de pesquisa interdisciplinar que aborde o tema de forma global e permita estabelecer modelos de referência na LR, que permita, por exemplo, integrar e considerar mais cuidadosamente as implicações estratégicas e ambientais da LR;
- Rubio, Chamorro e Miranda (2008): os autores afirmam que a maior parte dos estudos sobre LR se concentra em análises de decisões táticas e operacionais,

havendo uma lacuna para análises de aspectos estratégicos e desenvolvimento de teorias organizacionais;

- Chaves e Alcântara (2009): citam a insuficiência de dados e informações que suportem as decisões inerentes ao gerenciamento da LR. Os autores sugerem um aprofundamento do estudo da LR interagindo com outras áreas de estudo como os canais de distribuição e a cadeia de suprimentos;
- Pokharel e Mutha (2009): a modelagem matemática na LR está focada principalmente em métodos determinísticos e há pesquisas limitadas que consideram dados estocásticos. Modelos mais genéricos deveriam ser desenvolvidos com o objetivo de projetar melhores redes reversas. Outro direcionamento para pesquisas futuras deveria ser na modelagem em termos do preço dos materiais/produtos pós-venda com base na qualidade dos retornos;
- Lambert *et al.* (2011): concluem que não existe um modelo único de referência que todas as organizações podem usar para tornar a LR mais eficiente, mas cada empresa deve encontrar uma solução que melhor se adapta à sua situação específica. Os autores sugerem a elaboração de guia de autoavaliação para identificar os pontos fortes e fracos de um sistema LR;
- Dias, Labegalini e Csillag (2012): afirmam que incorporar a preocupação do papel social e ambiental para criar valor na cadeia de suprimentos revela-se como um grande desafio para os gestores do século XXI. Os autores sugerem como possíveis temas de pesquisas futuras: (1) abordagens teóricas e práticas integradas, colaborativas e multidisciplinares para mostrar a interação entre motivações estruturais, estratégicas e institucionais da cadeia de suprimentos; (2) formulação de um sistema de mensuração de desempenho para avaliar as iniciativas socioambientais; (3) explorar as interdependências entre a noção de sustentabilidade e gestão de cadeias, numa tentativa de identificar articulações entre aspectos teóricos e soluções operacionais satisfatórias.

Xavier e Corrêa (2013) destacam que são diversas as motivações para a implantação da LR. Há sistemas projetados para atendimento aos requisitos legais e outros que se estruturam para alcançar eficiência e sustentabilidade, por exemplo. Nos países latino-americanos e no Brasil, a motivação mais evidente para a implantação da LR é a adequação às exigências legais, que no caso brasileiro foram estabelecidas principalmente por meio da PNRS. Nos países desenvolvidos, aspectos mercadológicos e econômicos juntam-se mais frequentemente aos requisitos legais e de conscientização ambiental como motivadores. Nos

Estados Unidos, por exemplo, a consolidação de sistemas de LR é fortemente influenciada por razões econômicas. No Brasil também se destaca que inicialmente a LR visava principalmente mitigar os impactos negativos referentes a produtos fora dos padrões aceitáveis de qualidade, com vista a manter a integridade da imagem corporativa e a manutenção do mercado consumidor. Mais recentemente, com o aumento das preocupações ambientais, a LR tem passada a ser vista sob a ótica da sustentabilidade.

Neste contexto, Nikolaou, Evangelinos e Allen (2013) citam que as motivações da comunidade empresarial para a aplicação das práticas de LR pode ser dividida em duas categorias: proativas ou reativas. Alguns incentivos para a adoção de práticas proativas da gestão da LR pelos fabricantes seriam economia de custos, melhoria na imagem corporativa, obtenção de vantagem competitiva e elevação do desempenho ambiental; motivações reativas seriam os fatores de legislação que levam as empresas a adotar práticas de LR em suas operações diárias.

Dekker *et al.* (2010) descrevem uma lista de características que devem ser consideradas e analisadas para o planejamento da LR, a citar: características físicas dos produtos descartados (heterogeneidade), incerteza quanto ao fornecimento - inexistência de padrão de consumo e descarte, localização geográfica das origens e destinos do produto pós-consumo - custos de transportes das atividades logísticas. Quanto maior o volume e maior o valor agregado, maiores distâncias podem ser percorridas sem comprometimento da viabilidade econômica do processo.

Modelos matemáticos e heurísticos têm sido desenvolvidos para tratar a questão dos custos na LR. Mas, segundo Mitra (2007), estes modelos dependem do problema a ser resolvido e dos objetivos a serem alcançados num canal ou em algum caso específico, o que impede certa generalização dos resultados. Assim, são encontrados modelos para a minimização de custos de transporte, inspeção e de gestão de inventário com suas respectivas relações de *trade-off*, modelos de minimização de custos que relacionam problemas gerais de gestão, modelos para determinar fluxo de mercadorias em redes sujeitas a restrições de capacidade, dentre outros. Neste contexto, Xavier e Corrêa (2013, p.193) apresentam um modelo conceitual genérico para a implantação e controle de um sistema de LR que é composto por os seis passos:

1. Identificação da motivação para implantação do sistema de LR: importante para nortear as demais etapas a serem executadas;

2. Análise do mercado: coleta de informações para a gestão empresarial, por meio da definição de critérios, indicadores e índices para a coleta de dados;
3. Aquisição do conhecimento: a compilação de informações que permitam a caracterização do sistema de LR assim como subsidiem futuras decisões estratégicas e operacionais;
4. Caracterização do sistema: os sistemas de LR podem ser diferenciados conforme a velocidade do ciclo, volumes gerados, potencial de reciclabilidade etc.;
5. Seleção do modelo: esta etapa vem da necessidade de respostas específicas para cada questão analisada. Os autores indicaram como modelo base de análise o conceito de ACV. Entretanto, citam que conforme a necessidade pode-se adotar outros modelos para as análises;
6. Implementação de ações: as ações deverão ser implementadas conforme os critérios do modelo escolhido no passo cinco.

Neste contexto, Hernández (2010) propôs um modelo conceitual para abordar a LR na estratégia das organizações e um conjunto de indicadores que possibilitam avaliar o seu desempenho. Um aspecto evidenciado na pesquisa é que a influência da LR sobre os indicadores de desempenho empresarial tem um comportamento similar nas diferentes empresas pesquisadas, independente do ramo e do tipo do canal reverso. Cada empresa tem seus próprios programas e desenvolve suas atividades específicas, mas a influência da LR sobre o desempenho empresarial segue o mesmo padrão. Os programas econômicos e de imagem destacam-se como mais importantes.

Na Figura 2.10 tem-se um modelo genérico de um sistema de LR, em que mostra a responsabilidade compartilhada entre a coletividade, responsável pelas entradas do sistema, o setor público e privado; estrutura preconizada na PNRS. Destaca-se também o trabalho executado pelas organizações de catadores de materiais recicláveis, tema detalhado posteriormente no tópico 2.2.3 (A Coleta Seletiva e os Catadores de Materiais Recicláveis). A inserção das organizações de catadores na cadeia reversa pode ocorrer tanto na etapa da coleta seletiva (Cenário I) quanto na etapa do beneficiamento dos materiais (Cenário II), em que são responsáveis pelo fornecimento de matéria prima-secundária (material extraído dos resíduos sólidos após beneficiamento ou preparação específica) para o consumo do parque reciclador nacional (IBAM, 2012).

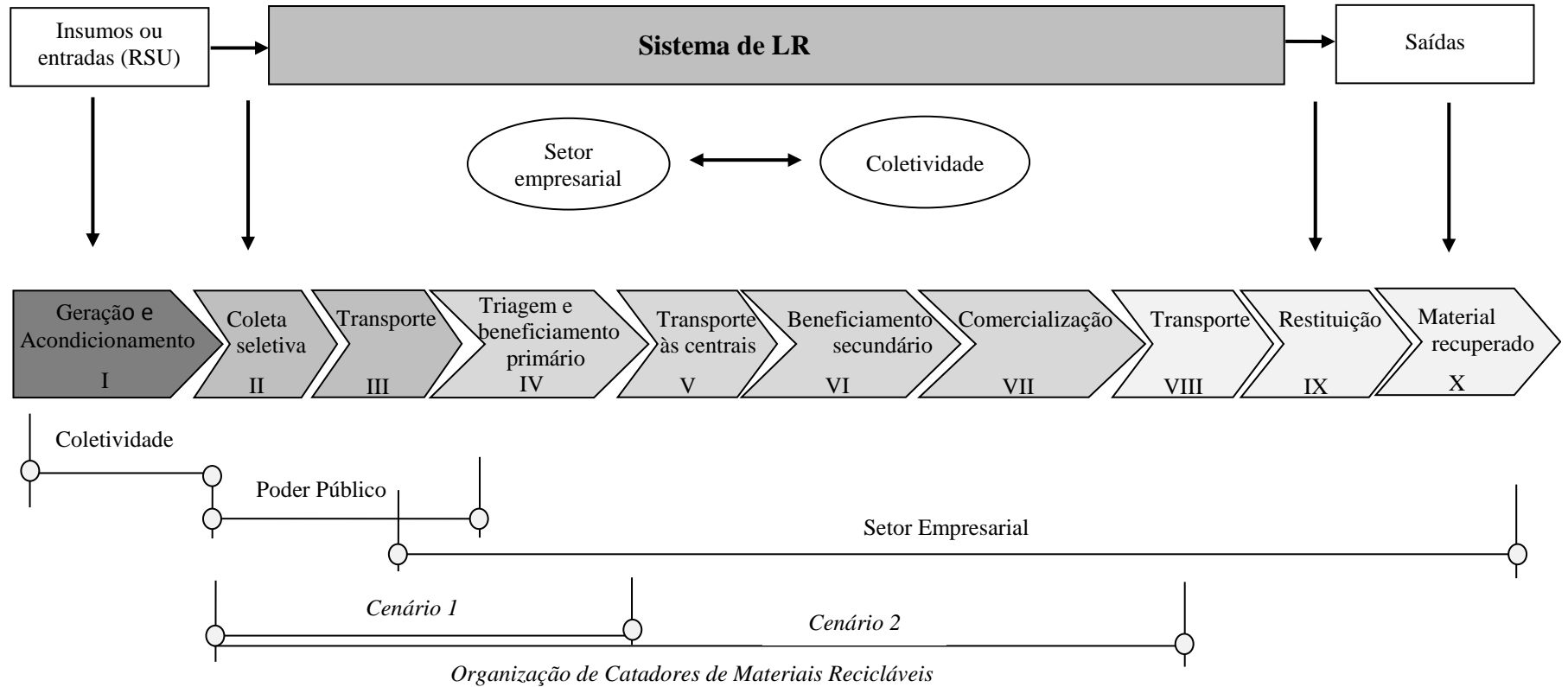


Figura 2.10 - Cadeia Reversa da Reciclagem

Fonte: Adaptado IBAM (2012)

2.2.2 Modelos de Sustentabilidade

Segundo Boeira (2012), a noção de Sustentabilidade ou Desenvolvimento Sustentável tem certamente uma história e diversas versões em disputa, variando conforme as forças sociais e os interesses em jogo, em cada contexto institucional, em cada âmbito geográfico. O conceito de DS teve sua origem fundamentada nos preceitos de Ecodesenvolvimento, que surgiu nos trabalhos de preparação da Conferência de Estocolmo, em 1972 (MANTOVANELI, 2012). A sustentabilidade popularizou-se mundialmente a partir de 1987, quando foi utilizada pela *World Commission on Environment and Development* (WCED - Comissão Mundial sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento das Nações Unidas) em seu relatório *our common future* (nosso futuro comum), também conhecido como Relatório Brundtland (CLARO e CLARO, 2014).

Claro e Claro (2014) citam que há senso comum do modelo *triple bottom line* (Figura 2.11), cunhado por Elkington (1998), para representar a sustentabilidade conforme os pilares ambiental, social e econômico. Buarque (2002) afirma que a análise do DS deve ser holística porque requer uma observação do comportamento da totalidade que envolve interações complexas entre os sistemas sociais, econômicos e ambientais. Ignacy Sachs, prefaciando o livro de Veiga (2008), destaca que a sustentabilidade deve ser socialmente incluyente, ambientalmente sustentável e economicamente sustentado no tempo. O DS seria um processo que leva a uma ampliação da área de interseção dos três círculos. Fora da área de interseção dos três pilares pode-se alcançar equidade social e conservação ambiental sem realismo econômico, equidade social e eficiência econômica sem conservação ambiental, ou conservação ambiental e racionalidade econômica convivendo com desigualdades sociais e pobreza.

O movimento das três dimensões encerra interações complexas, de modo que um movimento isolado em uma delas pode provocar alterações nas outras, ou mesmo neutralizar o efeito positivo deste movimento, mantendo ou até reduzindo o espaço de interseção. Assim, medidas para melhorar a conservação ambiental, empurrar a respectiva circunferência para perto do centro pode, ao mesmo tempo, provocar uma redução da eficiência econômica, afastando a circunferência que expressa essa dimensão, ou diminuir a equidade social. Ao contrário, uma decisão voltada para a melhoria da economia pode gerar impacto negativo no meio ambiente, afastando assim a circunferência correspondente à conservação ambiental (BUARQUE, 2002).

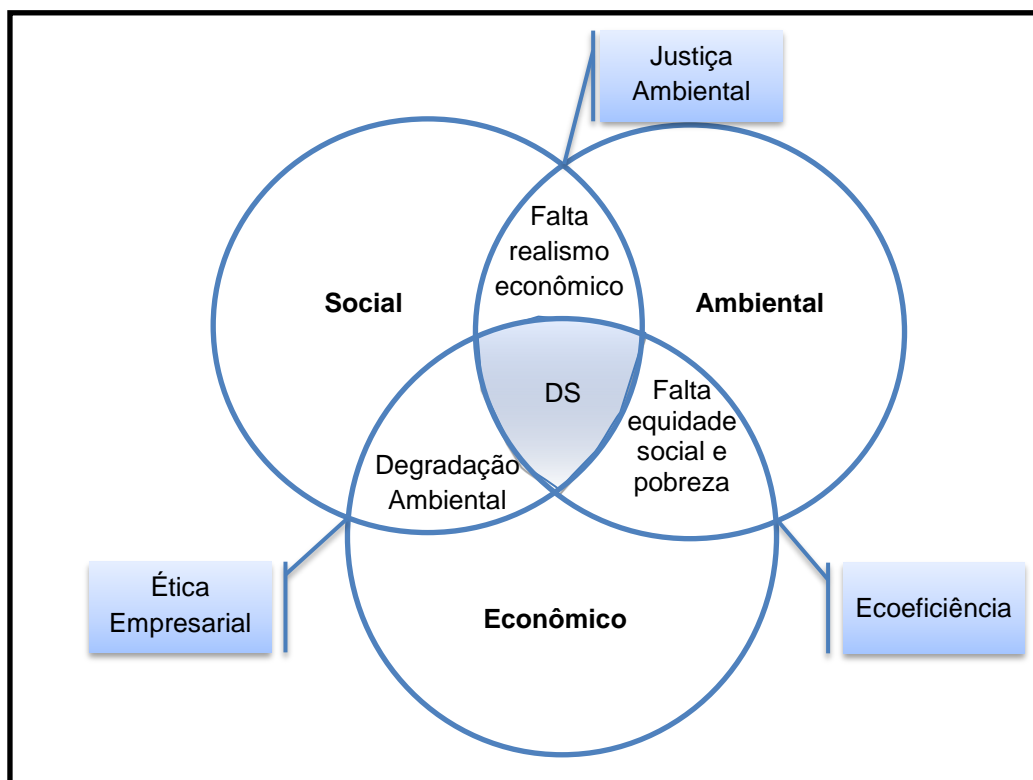


Figura 2.11 - Modelo de Sustentabilidade *triple bottom line*

Fonte: Elkington (1998) e Buarque (2002)

Ainda segundo Buarque (2002), as relações entre as circunferências do meio ambiente e da economia tendem a ser redefinidas pela mudança no padrão tecnológico; a alteração na estrutura de renda pode assegurar uma maior interação entre a dimensão econômica e a social; e a mudança no padrão de consumo dominante é importante componente de redução da rigidez nas relações entre o meio ambiente e o nível de equidade social. Porém, o mesmo avanço tecnológico que permite uma compatibilização entre a dimensão econômica e a ambiental pode levar ao desemprego e, portanto, à concentração de renda, que prejudica a equidade social. Por outro lado, a distribuição de renda pode alterar o padrão de consumo com um aumento da pressão ambiental, tanto em termos da quantidade - massa total de consumo - quanto da qualidade dos bens e serviços demandados pela sociedade.

Já Elkington (1998) discorre sobre as interseções que os pilares econômico, social e ambiental podem sofrer. Por exemplo, a interseção dos aspectos econômicos e ambientais gera a ecoeficiência, que é a representação da correta utilização dos equipamentos de produção, aplicados à tecnologia, gerando assim a redução da degradação do meio ambiente, ou seja, a diminuição dos custos ambientais. Já a interseção dos aspectos sociais e ambientais gera a justiça ambiental, sendo ela responsável pela equidade intra e intergerações, tendo como consequência a necessidade de investimentos em educação e

treinamento para indivíduos e comunidades. Por último, a intersecção dos aspectos econômicos e sociais, a ética empresarial, é a forma como a empresa investe e se relaciona com a sociedade, concedendo tratamento igualitário às pessoas, bem como inserindo os *stakeholders* nas transações econômicas da empresa.

No âmbito de pesquisas acadêmicas, alguns autores, como Breedveld *et al.* (2007), Bidoki e Wittlinger (2010) e La Rosa *et al.* (2013), mostraram exemplos do uso da técnica de Análise do Ciclo de Vida (ACV) para a avaliação da ecoeficiência. Ravi (2015) realizou uma pesquisa sobre as principais barreiras à ecoeficiência no contexto da indústria de embalagens de produtos eletrônicos. O autor concluiu que a principal barreira (causa raiz) para a implementação de um coerente programa de gestão sustentável é a falta de conscientização sobre as questões ambientais e de sustentabilidade. Assim, a alta gerência deve-se concentrar no desenvolvimento de estratégias para criar consciência sobre a ecoeficiência. A falta de uma adequada destinação final dos produtos apresentou-se como uma barreira fortemente dependente de outros fatores e não como a causa raiz que impede o aumento da ecoeficiência.

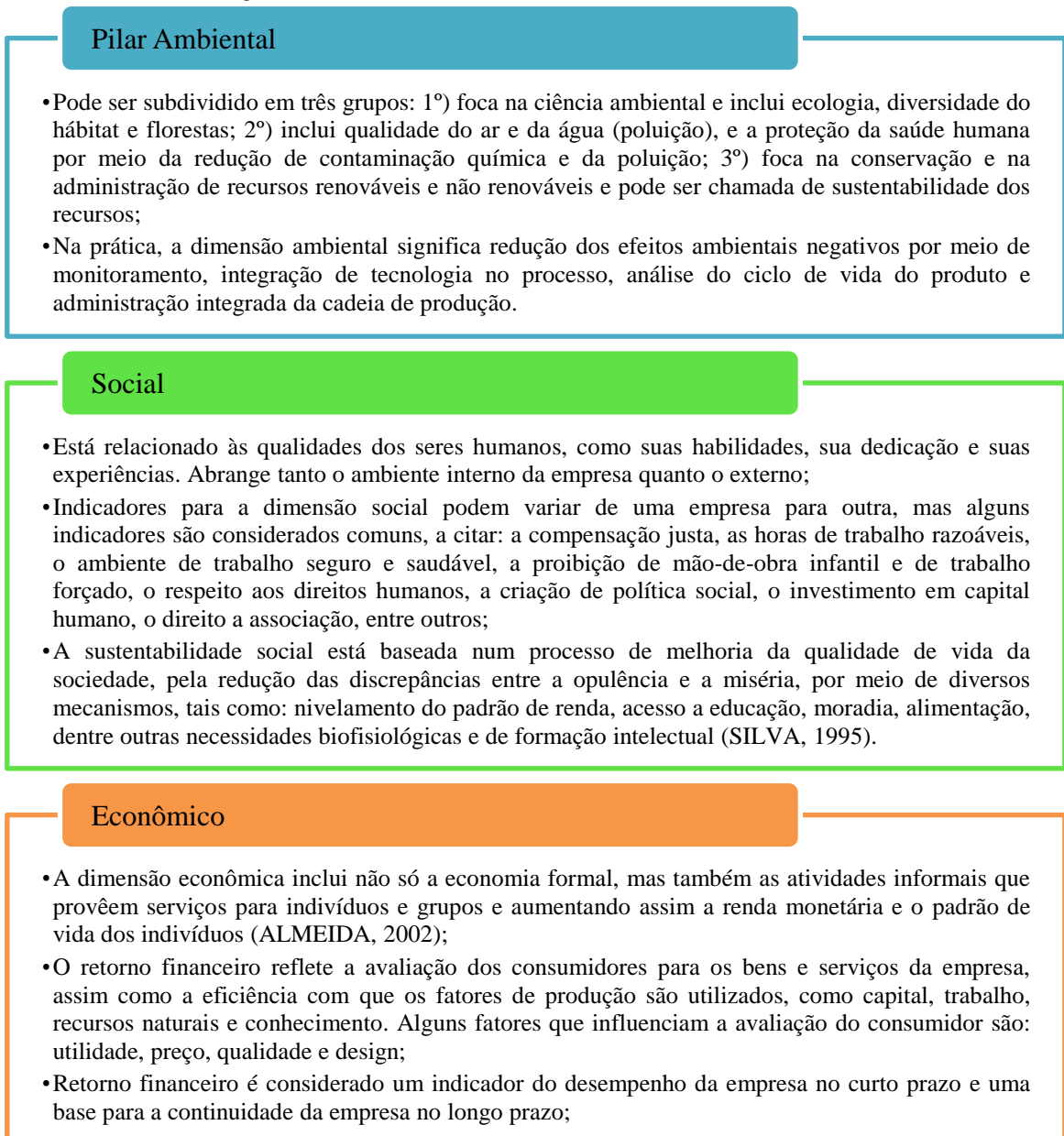
Já Seuring e Gold (2013) destacam que um ponto de partida fundamental no debate sobre a gestão da sustentabilidade é a inclusão das partes interessadas (*stakeholders*) e a integração de suas respectivas demandas. Asif *et al.* (2013) também citam que o gerenciamento dos *stakeholders* é crucial para se alcançar um desempenho sustentável. Wiengarten, Pagel e Fynes (2013) verificaram a implantação da norma ISO 14001 e de sistemas de gestão ambiental possibilitam não só a melhora do desempenho ambiental interno, mas em toda a cadeia de suprimentos.

Além dessas três dimensões tradicionais do DS, alguns autores incluem outras nuances ao modelo da sustentabilidade, como Sachs (1994, p.38) que apresenta o conceito de sustentabilidade espacial (equilíbrio da equação rural-urbana, em termos populacionais, habitacionais e de aparelhamento público etc.) e a sustentabilidade cultural (processos que buscam mudanças dentro da continuidade cultural e que traduzem o conceito normativo de ecodesenvolvimento em um conjunto de soluções específicas para o local, o ecossistema, a cultura e a área).

Claro, Claro e Amâncio (2008) realizaram diversas pesquisas para entenderem o conceito de sustentabilidade nas organizações. No Quadro 2.3 tem-se um resumo dos conceitos encontrados no estudo dos autores. Especificamente sobre o aspecto social, Lourenço e Carvalho (2013) após analisarem importantes trabalhos da área, concluíram

que a inclusão de aspectos sociais nos debates e práticas da sustentabilidade tem sido marginal, comparada com o foco nas outras duas dimensões do desenvolvimento sustentável (econômicos e ambientais), o que se revela um importante *gap* na literatura. Nikolaou, Evangelinos e Allen (2013) também afirmam que a maioria dos atuais modelos que tratam da sustentabilidade na logística reversa foca principalmente em aspectos ambientais e econômicos. No entanto, estes modelos têm incorporado recentemente um número limitado de aspectos sociais e muito mais deve ser feito para que se possa medir a contribuição de uma empresa para o desenvolvimento sustentável.

Quadro 2.3 - Conceitos das três dimensões da sustentabilidade



Fonte: Adaptado de Claro, Claro e Amâncio (2008)

No mesmo contexto, Xavier e Corrêa (2013) citam algumas características dos três pilares da sustentabilidade por meio de indicadores para analisar cadeias reversas:

- Indicadores de desempenho social: caracterizado no Brasil principalmente pelo número de emprego e renda gerado para os catadores, assim como pelo volume de resíduos processados ao longo do tempo;
- Indicadores de desempenho ambiental: caracterizado principalmente por meio do monitoramento das emissões, consumo energético e consumo de água. Originalmente os indicadores de impactos ambientais, consequência da LR, são positivos, no entanto, há casos práticos em que pode haver impactos negativos devido à estruturação da LR e características dos produtos pós-consumo;
- Indicadores de desempenho econômico: estão relacionados com os indicadores ambientais, uma vez que muitas medidas para a redução dos impactos ambientais afetam diretamente os custos. Neste trabalho, optou-se por utilizar o EVA[®] (*Economic Value Added*) como indicador econômico. Tal indicador que mede o retorno que capitais próprios e de terceiros estão proporcionando aos investidores, evidenciando se estes tornam-se mais ricos ou não. Seus criadores afirmam que o EVA[®] tem uma maior ligação com a criação de valor para o acionista. Segundo Kumar e Sharma (2011), o EVA[®] apresenta-se, de fato, como uma melhor medida de desempenho do que os indicadores contábeis tradicionais, porque utiliza o conceito de lucro econômico e criação de riqueza, por meio do reconhecimento de que o uso do capital não é gratuito para as empresas.

Assim como há autores que incorporam outras nuances ao tripé da sustentabilidade, também é possível encontrar na literatura outros modelos relativos ao DS que se diferem do modelo tradicional do *triple bottom line*, mas que derivam dele. Um primeiro modelo é dos autores Hart e Milstein (2003) e é conhecido como Modelo de Valor Sustentável (Figura 2.12). Hart e Milstein (2003), ao considerar a partir da perspectiva dos negócios, evidenciam o modo como quatro grupos de Motivadores da Sustentabilidade apresentam oportunidades para as empresas aumentarem as quatro dimensões de Valor ao Acionista. Conforme o Modelo de Valor Sustentável, têm-se as quatro conexões entre os motivadores de sustentabilidade e a geração de valor para o acionista:

(1) Inovação e o reposicionamento por meio de tecnologias limpas (ambiente interno e visão futura). O surgimento de novas tecnologias representa a oportunidade para

as empresas reposicionarem suas competências internas em torno de tecnologias mais sustentáveis. As empresas devem não somente buscar reduzir os impactos negativos de suas operações, mas também esforçarem-se para solucionar problemas sociais e ambientais por meio do desenvolvimento ou da aquisição de novas capacitações que se direcionam diretamente para os desafios da sustentabilidade;

(2) Trajetória de crescimento da empresa por meio de uma visão de sustentabilidade (ambiente externo e visão futura). A lacuna entre ricos e pobres e as necessidades não atendidas dos que estão localizados na base da pirâmide econômica apresentam oportunidades para as empresas definirem uma trajetória consistente para o crescimento futuro. A realização de uma forma mais inclusiva de capitalismo, caracterizada por um diálogo e uma colaboração mútua com os *stakeholders* anteriormente desprezados ou ignorados pelas empresas pode ajudar na abertura de novos caminhos para o crescimento em mercados anteriormente não atendidos;

(3) Aumento de lucros e redução do risco por meio do combate à poluição (ambiente interno e visão de curto prazo). O combate à poluição está focado na melhoria da eficiência ambiental, com redução de resíduos e emissões, o que representa uma oportunidade para as empresas diminuírem custos e os riscos;

(4) Imagem corporativa, reputação e legitimidade por meio do gerenciamento de produto (ambiente externo e visão de curto prazo). Significa a administração do Ciclo de Vida do Produto, que se estende além das fronteiras tradicionais da empresa, considerando desde as matérias-primas até a produção, finalizando com o descarte do produto pelo consumidor. Envolve assim a integração de diversos *stakeholders* nos processos de negócio.

Porter e Kramer (2011) desenvolveram o modelo conhecido como Criação de Valor Compartilhado, também inspirado no conceito de *triple bottom line* e tem como foco a conexão entre sociedade e progresso econômico (Figura 2.13). Os danos sociais e ambientais podem gerar custos internos para as empresas e a competitividade destas está intimamente ligada à saúde da comunidade que está a sua volta. Uma empresa precisa de uma comunidade próspera, não somente para criar demanda para seus produtos, mas também para fornecer bens públicos essenciais e um meio ambiente adequado. A comunidade precisa de uma empresa próspera para prover suas necessidades de emprego e oportunidades para geração de renda para os cidadãos.

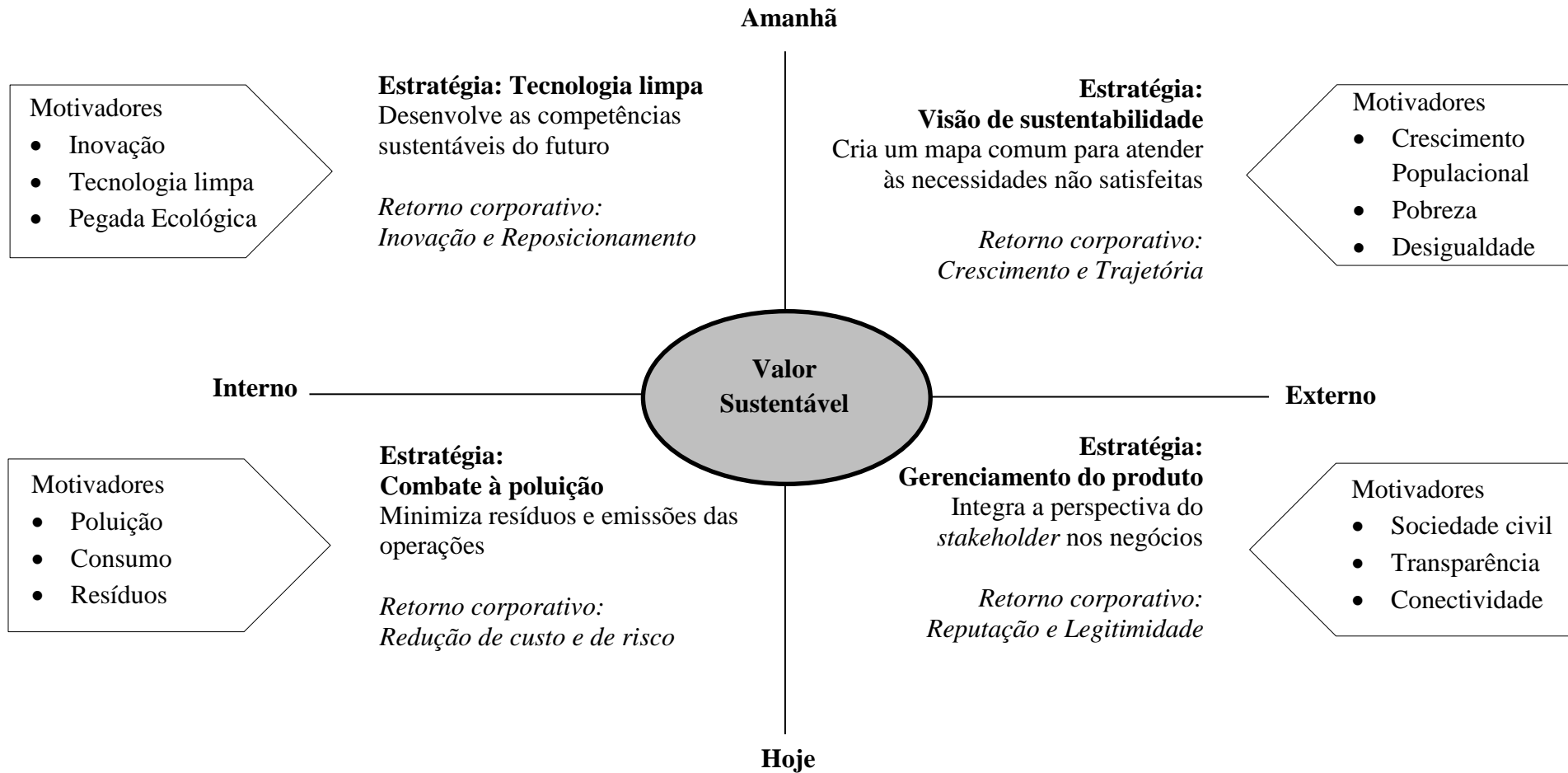


Figura 2.12 - Modelo de Valor Sustentável

Fonte: Hart e Milstein (2003)

Porter e Kramer (2011) desenvolveram o modelo conhecido como Criação de Valor Compartilhado, também inspirado no conceito de *triple bottom line* e tem como foco a conexão entre sociedade e progresso econômico (Figura 2.13). Os danos sociais e ambientais podem gerar custos internos para as empresas e a competitividade destas está intimamente ligada à saúde da comunidade que está a sua volta. Uma empresa precisa de uma comunidade próspera, não somente para criar demanda para seus produtos, mas também para fornecer bens públicos essenciais e um meio ambiente adequado. A comunidade precisa de uma empresa próspera para prover suas necessidades de emprego e oportunidades para geração de renda para os cidadãos.

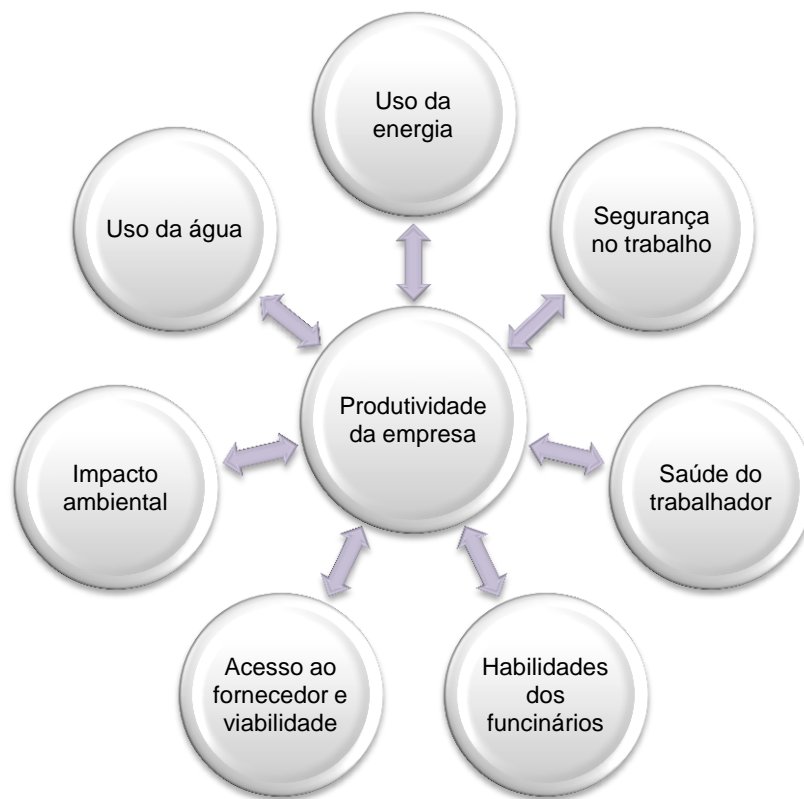


Figura 2.13 - Conexão entre a vantagem competitiva e questões Sociais

Fonte: Porter e Kramer (2011)

Segundo os autores supracitados, há três maneiras distintas de criar valor compartilhado:

- i. Reformular produtos e mercados - é necessário que a empresa identifique todas as necessidades da sociedade, benefícios e danos que estão ou podem estar associados aos produtos da empresa;
- ii. Redefinir produtividade na cadeia de valor - a cadeia de valor invariavelmente afeta e é afetada por numerosas questões sociais, como uso de recursos naturais e água, saúde e segurança, condições de trabalho e igualdade de tratamento no local de

trabalho, logística, localização etc. Oportunidade para criar valor compartilhado surge porque os problemas sociais podem gerar custos na cadeia de valor de uma empresa;

- iii. Dar suporte para a criação de *clusters* nas localidades da empresa - fornecedores locais competentes promovem uma maior eficiência logística e facilidade de colaboração. Deficiências nas condições estruturais em torno do *cluster* também criam custos internos para empresas. Uma empresa gera valor compartilhado ao criar *clusters* para melhorar a própria produtividade e, ao mesmo tempo, preencher lacunas ou corrigir falhas nas condições estruturais em torno do *cluster*.

Para Porter e Kramer (2011), o conceito de Criação de Valor Compartilhado deverá substituir a responsabilidade social corporativa. Os programas de responsabilidade social focam, na maioria das vezes, na reputação e tem somente uma conexão limitada com o negócio, tornando difícil de justificar-se e manter-se por longo prazo. Em contraste, Valor Compartilhado é integrado à rentabilidade e ao posicionamento competitivo. Uma empresa ao investir no desenvolvimento dos elos da cadeia pode melhorar seu próprio desempenho. No contexto da LR e reciclagem, pode-se citar o exemplo de se desenvolver cooperativas de catadores para aumentar a produtividade e assim melhorar a qualidade e quantidade de materiais que chegam até às empresas recicladoras e ao consumidor final.

Com características semelhantes ao modelo de Porter e Kramer (2011), Altman e Berman (2011a, 2011b) desenvolveram um modelo conhecido por *single bottom line*. Os autores argumentam que tanto os conceitos de responsabilidade social e criação de valor compartilhado, no final das contas, levam a única linha - o lucro. Claro e Claro (2014) exemplificam o modelo de Altman e Berman (2011a, 2011b) por meio da Figura 2.14 em que a contribuição central do modelo é a incorporação dos projetos sociais e ambientais sob a perspectiva econômica e ao *core business* da empresa (estratégico). Esse modelo mostra que as empresas somente maximizam os benefícios gerados para sociedade quando conseguem investir em projetos ambientais e sociais que suportem o *single bottom line* (econômico) no longo prazo (como investir em ações relacionadas à redução de poluição resultante de suas operações ou focar na criação de um produto ambientalmente correto).

Segundo o modelo de Altman e Berman (2011a; 2011b), no que diz respeito às questões sociais, a empresa deve focar nos impactos sociais diretamente relacionados às suas operações e nos *stakeholders* próximos ou diretamente afetados (como investir em melhoria da qualidade do ambiente de trabalho, desenvolvimento dos colaboradores ou fornecedores locais). O *single bottom line* auxilia na forma de avaliar e priorizar os investimentos, pois as

métricas relacionadas aos projetos sociais e ambientais devem remeter à objetividade do desempenho econômico.

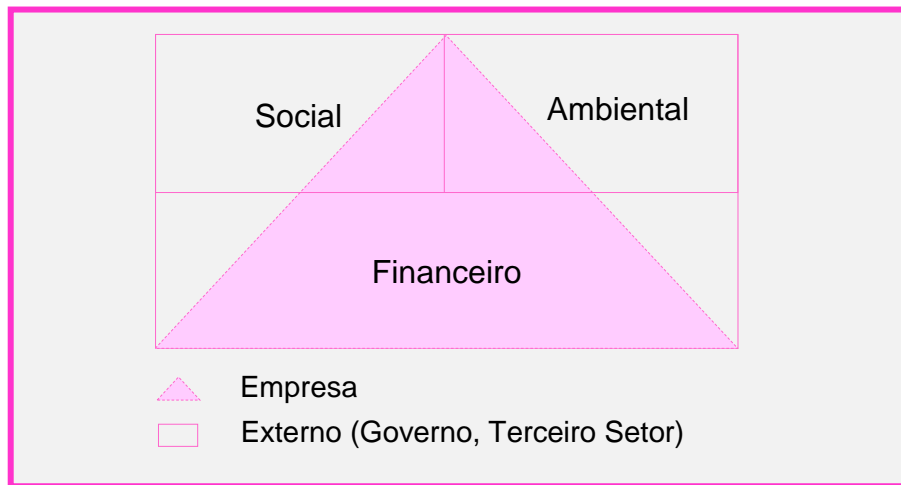


Figura 2.14 - Visão Integrada da Sustentabilidade - *Single Bottom Line*

Fonte: Claro e Claro (2014)

A Figura 2.14 também mostra que há necessidade de investir em projetos sociais e ambientais genéricos (representados pela área fora do triângulo, ou seja, externos à empresa), que beneficiarão a sociedade como um todo e o desenvolvimento sustentável. Ressalta-se que investimentos em projetos de infraestrutura em geral (como portos, rodovias etc.) também possibilitam melhores condições de operação para a empresa, mas para continuarem no longo prazo, esses investimentos não devem fazer parte somente da responsabilidade empresarial (CLARO e CLARO, 2014).

Do exposto, fica evidente que as relações entre as dimensões da sustentabilidade contêm tensões e conflitos (*trade-offs*), de modo que determinadas condições estruturais do modelo podem fazer com que ganhos em uma dimensão resulte em perdas e declínios em outras. Dentre os especialistas que estudam o conceito de sustentabilidade, vê-se que ainda não há um consenso sobre a possibilidade de se atingir a interseção plena dos três pilares da sustentabilidade do modelo *Triple Bottom Line*, uma vez que analisar os aspectos ambientais, sociais e econômicos de forma conjunta não é algo trivial. Neste sentido, Veiga (2008) salienta o desafio de se criar um índice de sustentabilidade ambiental que possa produzir algum consenso internacional parecido com o que acabou sendo conquistado pelo IDH (Índice de Desenvolvimento Humano), apesar de suas limitações. Assim, este trabalho apresenta a modelagem e simulação como um possível método para auxiliar os gestores nas tomadas de decisões no âmbito da GRSU.

2.2.3 A Coleta Seletiva e os Catadores de Materiais Recicláveis

A coleta seletiva dos RSU diferencia-se no Brasil pelo forte componente social de inclusão de catadores em que há políticas públicas voltadas à organização destes em associações e cooperativas (BESEN, 2012). Isto não é comum nos Estados Unidos e na União Europeia, mas é constatado em países da América Latina e do Caribe, destacando-se o Brasil, Colômbia, Peru e Argentina, e ainda na África e Ásia (MILANEZ, 2002; GUNTHER e GRIMBERG, 2006; MEDINA, 2007; SAMSON, 2009; GTZ, 2010). O movimento Nacional dos Catadores, que articula e representa a categoria dos trabalhadores com materiais recicláveis no Brasil, é considerado atualmente o maior movimento de recicladores do mundo (MEDINA, 2007; SAMSON, 2009).

Devido à importância que os catadores representam essencialmente nos países supracitados, a atividade de catação recentemente passou a ser regulamentada e suportada por algumas leis editadas nos países latino-americanos. Uruguai, Argentina, Colômbia, Peru, Bolívia e Brasil são exemplos de onde já existem legislações específicas (XAVIER E CORRÊA, 2013). A PNRS prioriza a execução da coleta seletiva formal dos municípios por meio da contratação de organizações de catadores. Porém, na PNRS são descritos limites para a atuação de catadores em algumas redes reversas, devido principalmente à falta de capacitação técnica e infraestrutura para atuam em alguns segmentos, a citar: pilhas e baterias, pneus, lâmpadas fluorescentes, eletroeletrônicos etc.

Besen (2012) afirma que os municípios ainda se relacionam com a coleta seletiva como programas ambientais e sociais e ainda não o integraram aos sistemas de limpeza urbana enquanto prestação de serviço. O apoio das prefeituras às organizações de catadores pode abranger equipamentos, galpões de triagem, pagamento de despesas como água e energia elétrica, caminhões, projetos de capacitação ou auxílio na divulgação e educação ambiental. Embora a coleta seletiva, e em especial a desenvolvida com a inclusão de catadores, tenha evoluído no país nas últimas duas décadas, verifica-se a dependência conforme a vontade política de administradores públicos. Ainda segundo a autora, não existem dados precisos e confiáveis sobre a existência de coleta seletiva nos municípios. As diversas pesquisas oficiais, e de associações que representam o setor empresarial, utilizam metodologias, amostragens, projeções e indicadores distintos que dificulta a comparação entre os dados.

O censo do ano 2000 foi o primeiro levantamento oficial do país sobre a coleta seletiva. No total foram identificados 445 municípios com coleta seletiva e cerca de 21.500 catadores trabalhando no lixão. Entretanto, a pesquisa não levantou o número de iniciativas de

coleta seletiva desenvolvidas em parceria com organizações de catadores, visto que estas ainda eram incipientes no Brasil (BESEN, 2011). Em 2008, a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB), identificou 998 municípios (18% do total de municípios brasileiros) com coleta seletiva, sendo que em 653 deles (66%) a coleta era praticada em parceria com catadores organizados em associações/cooperativas e em 279 municípios os catadores atuavam na coleta seletiva independente das prefeituras (IBGE, 2008).

Em 2013, a pesquisa realizada pela ABRELPE mostrou que aproximadamente 62% dos municípios brasileiros registraram alguma iniciativa de coleta seletiva. O estudo evidencia que embora seja expressiva a quantidade de municípios com iniciativas de coleta seletiva, muitas atividades são restritas à disponibilização de pontos de entrega voluntária ou convênios com cooperativas de catadores (ABRELPE, 2013). Já a pesquisa do SNIS (2015) mostra que em 2013 o número de municípios com coleta seletiva, sob quaisquer modalidades e independentemente da abrangência nos territórios municipais, é de 1.161 (21% do total de municípios do país). Pode-se verificar que este último percentual fica bem aquém da quantidade apontada pela pesquisa da ABRELPE (2013). Vale também destacar que a pesquisa do IBGE, apesar de contar com dados de dois anos anteriores, mostra em seu “Atlas de Saneamento 2011”, um montante de 1.001 municípios com coleta seletiva, que correspondia à época a 17,9% do total de municípios brasileiros, valor mais próximo do encontrado pelo SNIS em 2013.

A Figura 2.15 mostra a distribuição espacial da existência de coleta seletiva nos municípios brasileiros. Um dado comum nos relatórios sobre RSU no país é a confirmação da concentração de municípios com coleta seletiva nas regiões Sul e Sudeste do país. Segundo o diagnóstico do SNIS (2015), de toda massa coletada de forma seletiva, 33,3% foi realizada por associações/cooperativas de catadores que tem algum tipo de vinculação ou parceria com as Prefeituras. No total, somam 818 entidades distribuídas por 547 municípios, abrangendo 22.412 catadores a elas vinculados. Em relação aos municípios não respondentes (35,9% do total de municípios brasileiros), destaca-se que apesar de todo o esforço realizado pelos pesquisadores, não se consegue que todos os municípios enviem os dados solicitados, devido a razões que vão desde o desinteresse às dificuldades internas que têm alguns municípios para obter seus dados. Em Minas Gerais, segundo a FEAM (2015), 223 municípios mineiros estão catalogados com coleta seletiva. Tal dado não detalha qual a proporção da coleta e sua forma de operação.

Especificamente sobre os custos da coleta e seus impactos, Zsigraiova, Semiao e Beijoco (2013), assim como outros autores, afirmam que a coleta e o transporte são atividades

que contribuem substancialmente para o consumo de combustível e conseqüente impacto ambiental, além de absorver uma parte considerável dos custos atribuído ao sistema de GRSU. Os autores realizam um estudo com o objetivo de combinar a otimização das rotas dos veículos, por meio da utilização de Sistemas de Informações Geográficas, com a programação da coleta seletiva. Conforme os resultados, o total de reduções poderia chegar a 62% do tempo total gasto na coleta e transporte dos materiais, a 43% no consumo de combustível e a 40% de redução na emissão de poluentes. Isto resultaria em uma economia total de custos na ordem de 57%. Oliveira (2011), por meio de estudo de caso na associação de catadores de Itajubá/MG, também verificou possíveis oportunidades de melhorias no sistema de coleta seletiva da cidade, em que se poderiam reduzir consideravelmente os custos do sistema, assim como melhorar a produtividade dos associados.

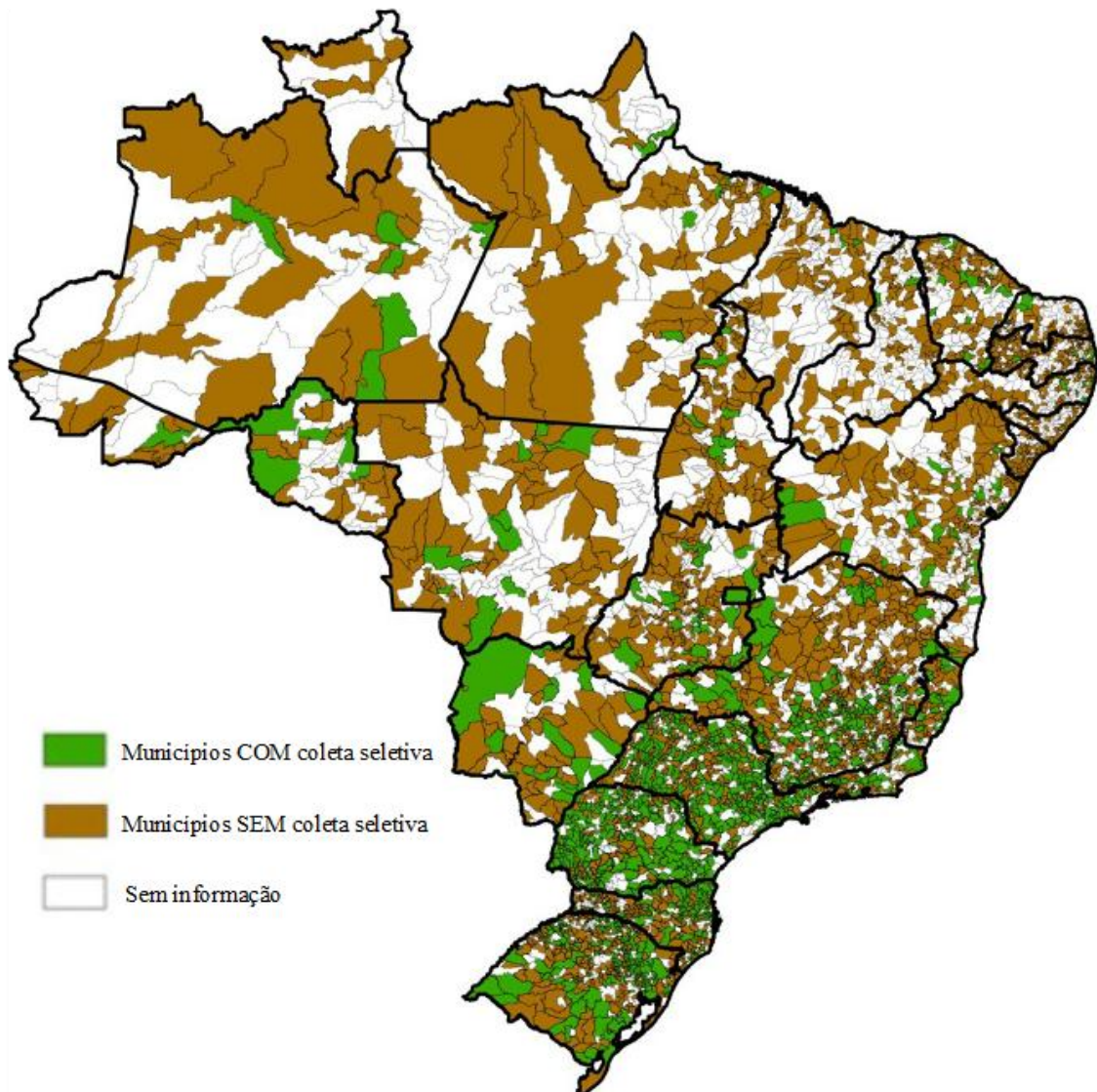


Figura 2.15 - Existência do serviço de coleta seletiva de resíduos sólidos domiciliares, por qualquer modalidade, nos municípios participantes do SNIS-RS 2013 -Brasil

Fonte: SNIS (2015), p.58.

Neste contexto, Teixeira *et al.* (2014) evidenciam a superioridade na eficiência da coleta convencional quando comparada com a coleta seletiva. A distância média efetiva percorrida na coleta seletiva superou em mais de 600% a convencional, assim como o consumo de combustível; a produtividade da equipe de coleta também se mostrou superior para a coleta convencional, mais de 300%. Como consequência, o custo da coleta seletiva se mostrou 425% mais alto que a convencional. Os autores reforçaram a dependência de um sistema de cobrança para a coleta seletiva, conforme a geração e densidade dos resíduos, e também salientaram que o baixo desempenho da coleta seletiva está fortemente relacionado com a baixa densidade dos materiais, com a baixa taxa de coleta e separação na fonte e rotas ineficientes.

Philippi Jr. (2012, p.423) e IPEA (2013) destacam que os catadores são responsáveis pela coleta de 90% de tudo que é reciclado no Brasil e constituem a “base da pirâmide” do sistema de LR e reciclagem, trabalhando diretamente na coleta, separação e triagem dos resíduos. Segundo o IPEA (2013), por sofrerem de uma infinidade de carências sociais e econômicas, constituem a parte mais frágil da cadeia, quase sempre dependentes da ação dos atravessadores e das indústrias, que determinam os preços, o volume e as condições dos materiais que serão adquiridos. Philippi Jr. (2012, p.423) afirma que a renda média nacional varia mensalmente entre R\$ 136,00 a R\$ 318,00 por catador, que chega a coletar de duas a três toneladas de materiais recicláveis por mês. Ribeiro *et al.* (2014) afirmam uma renda um pouco superior, em média R\$ 417,50 por mês.

Um estudo do IPEA (2013) estimou um intervalo entre 400 mil e 600 mil catadores no país com rendimento médio de R\$ 571,56. Porém, esse número pode ser muito mais significativo uma vez que na prática devido à informalidade do trabalho pode haver muitos catadores que não fazem parte destas estatísticas. Philippi Jr. (2012) afirma que a cadeia produtiva dos recicláveis brasileira é muito admirada, mas esconde um ciclo de injustiça e exploração que beneficia centenas de empresas que se autointitulam socialmente responsáveis, mas verdadeiros cartéis de compradores submetem catadores à condição de mão-de-obra barata. As organizações de catadores, muitas vezes responsáveis pelo barateamento do custo da coleta seletiva, em muitos casos apresentam precariedade das condições de trabalho e infraestrutura com que prestam os serviços (BESEN, 2012, p. 398).

Em 2009, os catadores sofreram fortemente com a crise econômica mundial, a qual baixou os preços dos materiais em até 70%. Dezenas de organizações de catadores se viram à beira da falência e no geral o Poder Público não executou qualquer ação emergencial para atender essa população. Os municípios brasileiros gastaram mais com a coleta dos RSU nas

ruas, pois os catadores não tiveram como coletá-los por falta de compradores. Atualmente os materiais recicláveis são comercializados como *commodities*, ou seja, são matérias-primas sujeitas à variação de preços cotados em dólar praticados em todo o mundo. Vários fatores motivaram a queda dos preços, mas há uma tendência do mercado em cortar custos e diminuir a produção durante períodos de crise. Com isso há também a preferência pela utilização de matérias-primas virgens em vez das recicladas, uma vez que a indústria mantém estoques e há muita oferta. O corte na produção foi exatamente nas fontes de materiais recicláveis, afetando a cadeia como um todo. A responsabilidade ambiental foi deixada de lado pelas empresas e naquele momento os mais afetados em todo o processo foram os catadores (PHILIPPI JR. 2012, p.423).

A crise internacional não afetou apenas os catadores. Os serviços de coleta seletiva ligados ao comércio de resíduos deixaram de funcionar em muitos locais. Os condomínios que faziam a separação dos materiais e os vendiam para arrecadar dinheiro extra se viram sem ter para quem vender os resíduos, tendo, novamente, de enviar tudo para a coleta comum. Muitas empresas coletoras, assim como as cooperativas, deixaram de realizar o serviço, pois tinham os custos operacionais da coleta cobertos com a venda dos materiais. Assim, a coleta seletiva depende muito do incentivo e da manutenção pública para sobreviver e, mais que isso, precisa ser encarada como um serviço público de acesso a toda a população (PHILIPPI JR. 2012, p.425).

Os principais motivos apontados pelos catadores para terem iniciado a coleta de recicláveis são: o desemprego, a baixa escolaridade e as crescentes exigências para o acesso ao mercado formal de trabalho, a idade, as limitações físicas para exercer outra atividade, a necessidade de ajudar no orçamento familiar ou até mesmo necessidade de passar a chefiar a família, caso de algumas mulheres (MAGERA, 2003; KIRCHNER *et al.*, 2009; OLIVEIRA *et al.*, 2011; JESUS, 2012).

Oliveira *et al.* (2011) ao identificarem e analisarem o cotidiano de alguns catadores, concluíram que no geral os catadores almejam sair da informalidade, ter direitos trabalhistas, melhorar a renda através da valorização do preço do material, melhores condições de salubridade no trabalho, que é caracterizado por longas jornadas que chegam a ultrapassar oito horas diárias e inclui fins de semana.

Uma alternativa comumente aceita para melhorar as condições de trabalho e renda dos catadores, é a organização dos mesmos em associações e cooperativas de modo a propiciar a formalização do trabalho e obter maior eficiência no processo de coleta dos recicláveis. Assim, a atividade de catação pode ser uma forma de inclusão social, desde que se organize

esse ofício de forma a proporcionar ao catador condições dignas de trabalho e de remuneração (OLIVEIRA *et al.*, 2012). Besen (2011) concluiu que na literatura, os estudos focados na sustentabilidade da coleta seletiva com inclusão social de catadores são escassos e observa-se uma carência de artigos que abordem a questão sob a ótica dos indicadores.

Xavier e Corrêa (2012) afirmam que aspectos como a vulnerabilidade socioambiental e a baixa qualificação dos catadores que atuam em cooperativas e associações acabam impactando indiretamente o custo de produção na reciclagem. Uma alternativa eficiente para problemas relativos a volume de materiais é a articulação das cooperativas em redes, que permite a obtenção de materiais e volumes e tempo compatíveis com as exigências do mercado. Uma vez que não é economicamente viável para as indústrias de reciclagem transportar baixos volumes de materiais e oriundos de localizações diversas. Segundo Alves (2010), os segmentos sociais recentemente têm descoberto a potencialidade da rede como forma ou estrutura de organização capaz de reunir pessoas e instituições em torno de objetivos comuns.

Dentre as organizações de catadores, destacam-se as seguintes redes: Cata Sampa (SP), Rede Cata Vida (SP), Rede de Comercialização do ABC/SP (SP), Cata Bahia (BA), Rede Cata Rio (RJ), Cata Unidos (MG), Rede Sol da região metropolitana de Belo Horizonte (MG); Catavales, da região leste e nordeste de MG e a Rede Estrada Real, da região central de MG. Uma rede de comercialização possibilita que certos tipos de materiais que são coletados por cooperativas que não apresentam escala produtiva sejam vendidos a preços melhores. O seu principal objetivo é agrupar, uniformizar - e em alguns casos estocar - materiais recicláveis até que sejam obtidos os volumes necessários para atender às especificações de demanda das indústrias (DAMÁSIO, 2010).

Neste contexto, Aquino, Castilho Jr. e Pires (2009) concluíram que as associações de catadores de materiais recicláveis quando atuam de forma isolada nem todas têm potencial para realizar a comercialização direta dos materiais com as indústrias recicladoras, porém atuando em rede as associações podem obter uma agregação de valor nos materiais recicláveis de até 48%. Já Carvalho (2009, p. 87) verificou que os preços pagos pelas indústrias aos atravessadores são, em média, 114% maiores. Demajorovic *et al.* (2014) citam, por exemplo, o caso do polietileno em que cooperativas recebiam R\$ 0,25/kg, enquanto as recicladoras pagavam R\$ 1,20/kg para as empresas intermediárias, ou seja, uma diferença de 380%. Isso indica que caso as organizações de catadores trabalhem unidas, aumenta a possibilidade de avançarem na cadeia produtiva reversa de pós-consumo.

Besen (2011, p.132) em sua pesquisa consultou vários grupos e especialistas para que esses definissem os conceitos de sustentabilidade da coleta seletiva e sustentabilidade para organizações de catadores. Como resultado chegou-se às seguintes definições:

Sustentabilidade da coleta seletiva: capacidade do município de desenvolver de forma eficiente, com garantia legal e recursos técnicos, a meta de universalização dos serviços de GRSU e obtenção de resultados ambientais (educação ambiental permanente e redução da disposição em lixões e aterros), sociais (inclusão social, gestão democrática e participativa) e econômicos crescentes (recursos de taxa ou do orçamento, geração de renda e ampliação das atividades de beneficiamento).

Sustentabilidade para Organização de catadores: capacidade da organização de catadores de materiais recicláveis desenvolver suas atividades, com a garantia de: regularidade institucional, autogestão (administrativa, financeira e organizacional) e a geração de trabalho e renda em condições adequadas de saúde pública e segurança do trabalho aos membros para atingir resultados sociais, econômicos e ambientais crescentes.

2.2.4 Embalagens Longa vida

Souza (2011) cita que as embalagens cartonadas longa vida foram criadas com o intuito de preservar os alimentos por mais tempo, tornando-se assim um meio eficiente de conservação dos mesmos. Essas embalagens são descartáveis, gerando a produção de resíduos sólidos e conseqüentemente efluentes orgânicos capazes de alimentar pragas/insetos e prejudicar a saúde pública. As ELVs contêm em sua composição três materiais diferentes: 75% de papel, 20% de polietileno e 5% de alumínio (Figura 2.16). Elas são 100% recicláveis. No Brasil, a empresa Tetra Pak é responsável por quase toda produção das ELVs no país (Mafra, 2011).

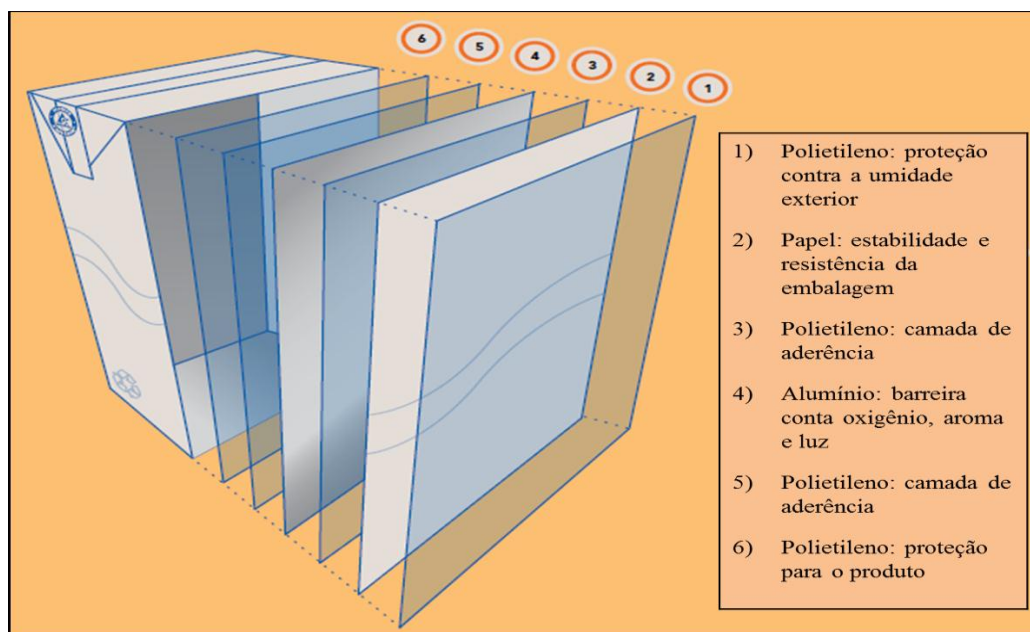


Figura 2.16 - Composição embalagens longa vida

Fonte: Tetra Pak (2013)

Segundo dados do CEMPRE (2014a), a taxa de reciclagem das ELVs no Brasil em 2012 foi de 29%; índice inferior aos 59% das garrafas PET, aos 58,9% dos papéis e principalmente inferior aos mais de 90% das latas de alumínio. Essa situação pode ser justificada, em partes, como consequência das ELVs se tratarem de compósitos, ou seja, constituídas de papel, plástico e alumínio, condição que torna o processo de reciclagem mais complexo em virtude da necessidade de separação desses materiais. Cita-se também o fato de que o ônus da coleta e destinação adequada dos RSU é de responsabilidade dos Municípios, cujos orçamentos e recursos técnicos muitas vezes são insuficientes, além da falta de uma devida cooperação do setor privado.

Souza (2011) afirma que uma alternativa para aumentar a eficiência da reciclagem das ELVs é os Municípios, por meio do legislativo, promoverem ações civis e administrativas para que efetivamente possam fiscalizar e punir o não cumprimento da responsabilidade do varejo no que se refere à sua integração como elo da LR, atuando assim entre a indústria e o consumidor no que tange ao recebimento dessas embalagens para posterior envio à reciclagem, como já acontece no caso das embalagens de agrotóxicos.

Um das formas correntes para se reciclar as ELVs se inicia em fábricas de papel que utilizam as fibras para fabricação de diversos tipos de papéis. Para que a reciclagem seja possível, é necessário que se faça a separação das camadas dos materiais que compõem as embalagens e esse processo não requer a utilização de qualquer aditivo químico ou calor. Na sequência, após a segregação do papel, o composto de polietileno-alumínio é encaminhado para separação no reator a plasma térmico, gerando dois produtos: o alumínio metálico, com alta pureza, e a parafina. A indústria de reciclagem a plasma está localizada em Piracicaba/SP, ao lado da maior empresa recicladora de papéis do país e parceira no projeto plasma. A localização lado a lado dessas indústrias tem o intuito de evitar custos de transporte. Segundo Zuben (2012) um dos entraves atuais no processo de reciclagem das ELVs é a falta de matéria-prima.

O desenvolvimento da tecnologia a plasma no processo de reciclagem alterou o modelo vigente de reciclagem das ELVs, que até então separava o papel, mas mantinha o plástico e o alumínio unidos. O novo processo permitiu a reciclagem de todos os três componentes da embalagem. Pedroso e Zwicker (2007) ainda destacam que as principais iniciativas que viabilizaram o Projeto Plasma foram a inovação tecnológica e as ações integradas na cadeia de suprimentos. A inovação tecnológica determinada pela tecnologia a plasma foi fundamental para permitir a completa separação dos componentes das ELV e as

ações integradas na cadeia de suprimentos contribuíram para o alinhamento e a coordenação das ações nos vários estágios da cadeia de suprimentos da embalagem

Varžinskas, Staniškis e Knašyte (2012) mostraram em seu estudo que na Europa as ELVs pós-consumo têm as seguintes destinações: 36% são enviadas para aterros, 34% são recicladas e 30% são incineradas para recuperação de energia. A escolha da opção de tratamento e destino varia conforme a necessidade e viabilidade de cada caso. Xie *et al.* (2013) afirmam que apesar de haver muitos estudos que tratem sobre embalagens e seus impactos ambientais, somente uma pesquisa realizada no Brasil por Mourad *et al.* (2008), presente na base de dados da *ScienceDirect*, avalia por meio do método de ACV os efeitos ambientais do aumento da taxa de reciclagem especificamente das ELVs.

Xie *et al.* (2013) utilizaram o método de ACV e avaliaram, sob o ponto de vista ambiental, alternativas para a destinação final das ELVs pós-consumo na China. Os resultados revelaram que o aterro é a pior alternativa e a incineração é ambientalmente mais indicada quando comparada somente com a reciclagem de papel, em que o composto de alumínio/plástico das embalagens é enviado para o aterro. A tecnologia a plasma, desenvolvida no Brasil, mostrou-se a opção mais adequada do ponto de vista ambiental. Semelhante ao trabalho anterior, Varžinskas, Staniškis e Knašyte (2012) utilizaram o método de ACV para avaliar alternativas de destinação final das ELVs. Os autores destacaram que devido o método de ACV ter o foco em questões ambientais, há necessidade se realizar, separadamente, uma análise sob o ponto de vista econômico.

Neste mesmo contexto, Mourad *et al.* (2008) comprovaram que o aumento da taxa de reciclagem de ELVs, de 2% para 22%, traz uma série de benefícios e ganhos de escala em termos de redução do consumo de energia, de recursos naturais, de emissões de poluentes no ar e na água, melhorando o desempenho ambiental do sistema de reciclagem. Pedroso e Zwicker (2007) identificaram quatro fatores críticos de sucesso da reciclagem de ELVs: (1) gestão da inovação tecnológica; (2) viabilidade econômica no âmbito da cadeia de suprimentos; (3) a coordenação estratégica da cadeia de suprimentos; (4) motivação e compromisso com a sustentabilidade corporativa das empresas envolvidas.

Por fim, Hernández, Marins e Castro (2012) afirmaram que o aumento do número de produtos com vida útil menor, a intensificação no uso do comércio eletrônico, leis cada vez mais exigentes de responsabilidade sobre descarte dos produtos e uma crescente consciência ambiental têm gerado um elevado número de retornos, fazendo crescer a importância da LR para as empresas e para a sociedade, de forma geral. Contudo, os autores constataram na

literatura que se trata de uma área ainda pouco explorada e que há falta de dados concretos para se trabalhar e explorar as oportunidades de melhoria.

2.3 Modelagem e Simulação

Modelagem, de forma geral, é a elaboração de um modelo para a representação de algum sistema ou processo. Segundo Morabito e Pureza (2010, p.166) “modelo é uma representação de uma situação ou realidade, conforme vista por uma pessoa ou grupo de pessoas, e construída de forma a auxiliar o tratamento daquela situação de uma maneira sistemática”. O aspecto mais importante de um modelo é a relação simplicidade *versus* fidelidade (MORABITO e PUREZA, 2010). Um modelo é a representação do conhecimento e a principal ferramenta para o estudo do comportamento de sistemas complexos. Modelar é o primeiro passo para a análise de um sistema de qualquer natureza e sob qualquer aspecto. Quando o modelo é uma representação válida de um sistema, informações significativas podem ser retiradas sobre sua dinâmica ou seu desempenho (TRIVELATO, 2003, p.6).

Os modelos de simulação podem ser divididos em:

- Modelo estático - é aquele que não é influenciado pelo tempo, não há relógio de simulação envolvido, ou seja, o estado do modelo não muda em relação ao tempo;
- Modelo dinâmico - é uma representação que é influenciada pelo tempo, o estado do modelo é decorrente de segundos, horas, dias e meses simulados no relógio de simulação (BATEMAN *et al.*, 2013, p.14).

Outra divisão diz respeito à forma como o modelo trata a entrada e saída dos dados. No modelo determinístico os dados assumem valores determinados e não probabilísticos (randômicos), utiliza-se também a expressão DIDO (*Determinist in, Determinist out*) para denominar esse tipo de modelo. Cita-se que um modelo determinístico pode em seus processos intermediários ter um componente randômico como para representar as escolhas de caminhos para as entidades. Já o modelo estocástico descreve sistemas que variam no tempo de forma aleatória, em que os dados randômicos são definidos sobre um espaço de amostragem comum, são chamados também de RIRO (*Random in, Random out*) (LAW e KELTON, 2000).

Em relação à simulação, Chwif e Medina (2010) a classifica em dois tipos: a simulação computacional, que é aquela que necessita de um computador para ser realizada; a simulação não computacional, que não necessita de um computador, como o uso de um protótipo de uma ponte em escala reduzida em um túnel de vento para verificar se a ponte suporta fenômenos da natureza. Conforme Brito (2008), o uso da simulação computacional se

popularizou principalmente devido à complexidade dos problemas e situações diárias associadas à escassez de todos os tipos de recursos, à crescente sofisticação da indústria computacional e avanços no poder de processamento, flexibilidade e facilidade de uso dos *softwares* de simulação.

Pode-se ainda verificar na literatura a existência duas grandes divisões aparente de modelos de simulação computacional:

- Na primeira divisão tem-se a simulação algébrica, numérica ou modelagem matemática analítica em que a descrição das relações do sistema pode ser expressa por funções matemáticas, ou seja, possuem um sistema de equações que, muitas vezes, usam técnicas de cálculo avançado, para representar um processo ou sistema. Sua vantagem é poder obter uma solução exata e até mesmo ótima, porém sistemas complexos podem tornar este tipo de simulação extremamente difícil. Chwif e Medina (2010, p.6) destacam que na sua grande maioria, esses modelos são de natureza estática e não apresentam soluções analíticas para sistemas complexos, devendo-se utilizar hipóteses simplificadoras;
- Já o segundo grupo trata-se de modelos experimentais, conhecidos como Simulação a Eventos Discretos (SED), que são utilizados para emular, por meio de relações lógicas, o funcionamento de sistemas que mudam o seu estado em pontos discretos no tempo. A SED tem a vantagem de poder representar sistemas complexos, com mais abrangência, porém sua resposta não é tão exata quanto às obtidas nas simulações numéricas, sendo mais difícil a validação dos resultados. Chwif e Medina (2010, p.8) salientam que os sistemas reais geralmente apresentam uma maior complexidade, devido, principalmente, a sua natureza dinâmica e aleatória, assim a SED consegue capturar com mais fidelidade essas características do sistema quando submetido às mesmas condições de contorno. Hillier e Lieberman (2010) afirmam que normalmente a simulação é usada quando o sistema real é muito complexo para ser analisado satisfatoriamente por um modelo matemático. Ainda segundo os autores, se o modelador for capaz de construir um modelo matemático que seja, ao mesmo tempo, uma representação razoável do problema e passível de ser solucionado, essa abordagem deve ser preferida em relação à simulação. Contudo, inúmeros problemas são muito complexos para permitir o uso da modelagem matemática, fazendo com que a simulação seja, na maioria das vezes, a única abordagem prática para resolução do problema.

Em relação às variáveis utilizadas em um modelo de simulação, conforme Bateman *et al.* (2013, p.13-14), essas podem ser divididas em: (1) variável discreta - é uma ação instantânea que ocorre em um único momento e pode causar mudanças no estado do sistema simulado. Neste tipo de simulação, o computador mantém um dispositivo temporal conhecido por “relógio de simulação” que avança à medida que cada evento acontece num determinado instante; (2) variável contínua - é uma ação que não cessa, ela continua ininterruptamente em relação ao tempo. As variáveis contínuas normalmente são representadas por equações diferenciais, por exemplo, e permite que as variáveis mudem continuamente ao longo do tempo. Especificamente neste trabalho, será desenvolvido um modelo dinâmico e determinístico, para representar um sistema real por meio da SED que contará com variáveis discretas.

Chwif e Medina (2010) definem simulação por meio do caminho inverso, clarificando o que simulação não é:

- Bola de cristal: a simulação não é capaz de prever o futuro, mas prever, dentro de um intervalo de confiança, qual será o comportamento do sistema;
- Um modelo matemático: simulação não corresponde a um conjunto de expressões analítico-matemáticas cujas saídas representam o comportamento do sistema;
- Estritamente uma ferramenta de otimização: simulação é uma ferramenta de análise de cenários que pode ser combinada a outras ferramentas de otimização;
- Substituta do pensamento lógico/inteligente: a simulação não é capaz de substituir o raciocínio humano no processo de tomada de decisão;
- Uma técnica de último recurso: diferentemente do passado, em que a simulação deveria ser utilizada quando todas as técnicas possíveis falhassem, atualmente a simulação é uma das técnicas mais utilizadas na Pesquisa Operacional (PO);
- Uma panaceia para resolver todos os problemas encontrados: a técnica de simulação funciona eficientemente para uma classe específica de problemas;

Para Montevechi *et al.* (2007), simulação é a importação da realidade para um ambiente controlado, onde seu comportamento pode ser estudado sob diversas condições, sem riscos físicos e/ou altos custos envolvidos. Trata-se de um estudo em que todo o trabalho de implementação é testado no computador, permitindo o teste de inúmeros cenários e alternativas de solução para o sistema sob análise. Chwif e Medina (2010) afirmam que a simulação permite avaliar e analisar sistemas reais a partir da construção de modelos computacionais, por meio dos quais se pode responder a perguntas do tipo “o que o aconteceria se” (*what-if*), tornando-se assim uma poderosa ferramenta de apoio à tomada de

decisão. Assim, uma das razões para a utilização da SED neste trabalho é que tal método permite a análise de um problema a fim de encontrar possíveis soluções e propostas de planejamento, de modo a auxiliar os tomadores de decisão no momento de suas escolhas, principalmente quando aplicado a problemas complexos.

As principais funções e vantagens do uso da simulação são (BANKS *et al.*, 2009; LAW, 2007; BRITO, 2008; ROBINSON, 2004):

- Permitir analisar um sistema antes da sua implementação;
- Aprimorar e estimar o desempenho de um sistema já em operação sob condições operacionais diferentes;
- Compreender melhor o comportamento do sistema;
- Comparar respostas das análises hipotéticas (“e se”) conduzidas;
- Possibilitar estudar um sistema por um longo período de tempo em um tempo relativamente curto;
- Reduzir custos - com a simulação pode-se experimentar novas ideias sem interrupção das operações e sem investir vultosos recursos para melhoria e para a aquisição de novos projetos e/ou de novos equipamentos;
- Entender as interações do sistema - ao entender o papel de cada variável separadamente é possível separar os parâmetros controláveis dos que não são controláveis e analisar a influência de cada um deles em relação ao sistema.

Brito (2011) conclui que a modelagem e simulação transita entre o objetivo de tornar-se um elemento de aprendizado e a sua função de predição, sendo que ambos os objetivos buscam atingir um bom nível de compreensão do sistema real para que se possa atuar eficientemente sobre ele. O autor também destaca a importância de se reduzir a complexidade do sistema simulado sem que haja perdas à utilidade do modelo. Embora se tenha um alto nível de desenvolvimento do processamento computacional, seria praticamente impossível representar 100% de um sistema real em um modelo computacional, devido às várias relações internas e externas de seus componentes, em contatantes mutações e adaptações à realidade.

Contudo, como qualquer outra ferramenta de gestão e dependendo do caso específico, a simulação apresenta algumas limitações e desvantagens listadas na literatura. De acordo com Dias e Correa (2001), Law e Kelton (2000), Torres (2001), BANKS *et al.* (2009), são elas:

- Custo com a aquisição de *softwares*;
- Necessidade de uma quantidade significativa de dados;
- Necessidade de dados confiáveis, que pode tornar o processo demorado e os resultados, às vezes, questionáveis;

- A construção do modelo demanda treinamento especial, tempo e necessidade de experiência do modelador. Tal fato tem impacto considerável no tempo dispendido para na geração do modelo conceitual;
- Os resultados da simulação podem ser de difícil interpretação devido a sua aleatoriedade;
- A modelagem e análise das simulações podem demandar mais tempo e custar mais que outra solução.

Ressalta-se que as desvantagens citadas têm sido minimizadas por meio de diversas ações, como por exemplo, fornecedores de *softwares* de simulação têm continuamente desenvolvido pacotes que contêm um tipo de *template* pré-concebido, no qual é necessário somente definir os dados da operação. Também têm sido desenvolvidos pacotes com ferramentas que facilitam a análise dos dados de saída e avanços nas plataformas computacionais permitem que a simulação seja realizada cada vez mais rapidamente (MIYAGI, 2006, p.5). Vale citar que *softwares* de simulação possuem suas versões *demo*, que podem ser baixadas nos *sites* dos fabricantes e também é possível encontrar disponíveis na *Internet* apostilas e vídeos com cursos gratuitos de diversos *softwares* de simulação, o que auxilia significadamente no aprendizado.

2.3.1 Simulação na Logística Reversa

Brito (2011) afirma que a modelagem e simulação, especificamente a SED, tem sido muito utilizada no campo da logística devido principalmente à combinação de suas características com as características de sistemas dos logísticos em geral. A SED apresenta potencialidades, em relação aos seus aspectos práticos e técnicos, que a torna mais apropriada para a análise detalhada de sistemas específicos e bem definidos, como são tratados usualmente os sistemas logísticos no ambiente da simulação. Tako e Robinson (2012) afirmam que simulação é uma abordagem apropriada e amplamente aceita para analisar detalhadamente redes logísticas considerando a diversidade e quantidade dos dados de entrada.

Terzi e Cavalieri (2004) realizaram um artigo de revisão de literatura e identificam mais de 80 estudos que tratam da aplicação da simulação no contexto da cadeia de suprimentos, como exemplo têm-se aplicações em cenários que envolvem decisões sobre localização, capacidade de produção e de armazenagem, estoque de segurança, tamanhos de lotes, previsão de demanda etc. Porém, nenhum artigo pesquisado usou a simulação no contexto da LR. Mais recentemente e de maneira similar ao estudo supracitado, Tako e

Robinson (2012) realizam um estudo bibliográfico com artigos que tratavam da aplicação da SED e Dinâmica de Sistemas (DS) no âmbito da logística a cadeia de suprimentos. Um total de 127 artigos foi analisado. Dentre eles, somente sete artigos se referiam à LR, sendo que quatro utilizavam a SED, com foco distinto do proposto neste trabalho, e três artigos faziam uso de Dinâmica de Sistemas.

Ono (2007) afirma que no âmbito da Pesquisa Operacional muitos trabalhos abordam problemas isolados da cadeia de suprimentos, como por exemplo, o estudo da localização e do dimensionamento de um centro de distribuição, modelos para dimensionamento de frota (heterogênea ou homogênea), roteamento da frota e de roteirização de veículos. O autor salienta que um risco de se utilizar a simulação para analisar pontos isolados de uma cadeia produtiva é que a solução pode não contemplar os *trade-offs* existentes, levando somente a soluções ótimas locais. Assim, é importante o desenvolvimento de trabalhos integrados e com escopos mais amplos e metodologias que envolvam múltiplas abordagens.

Yeomans (2007) destaca que a área de GRSU propicia um rico e ilustrativo campo em que se pode fazer uso de diferentes técnicas de modelagem para apoiar a formulação de estratégias, uma vez que a área possui muitas características conflitantes geralmente encontradas no planejamento público. Neste contexto, Simonetto e Borenstein (2007) afirmam que na literatura referente à Pesquisa Operacional a maioria dos trabalhos que tratam sobre logística, transporte e destino final de resíduos utiliza a PO especificamente para a resolução dos problemas oriundos do processo de coleta e disposição finais dos resíduos.

Com o intuito de realizar uma análise mais recente e detalhada da literatura pertinente à modelagem e simulação no âmbito da LR, no segundo semestre de 2014 foi feito um levantamento bibliométrico de artigos publicados em periódicos indexados. As buscas foram realizadas nas bases de dados da *Web of Science* (antigo *Web of Knowledge*), que indexa publicações científicas de todo o mundo e conta com mais de 11.000 periódicos disponíveis (SOPHIA, 2011), e no “Portal Periódicos” da Capes, que conta com mais de 30.000 periódicos (CAPES, 2014). Foram utilizadas nas buscas as palavras-chave “*Reverse Logistics*” e “*simulation*”. Também foram realizadas buscas nos anais do congresso *Winter Simulation*, uma vez que este é considerado o principal evento internacional da área de modelagem e simulação. No total, 68 artigos de periódicos e sete artigos do congresso *Winter simulation* foram selecionados e revisados, uma vez que estas se mostraram consistentes com o tema deste trabalho.

Adicionalmente, fez-se uma busca avançada por assunto no “Portal Periódicos” utilizando os termos em português “logística reversa” e “simulação”. No total, obtiveram-se

quatro resultados, sendo que apenas um deles era artigo indexado e tratava de um modelo de dinâmica de sistemas e indicadores de gestão para dimensionar o impacto do uso do material reciclado em uma indústria. Dentre todos os artigos encontrados nenhum deles abordava a análise da LR e destinação final de RSU por meio do uso da SED, como proposto na presente tese. O fato de no Brasil haver uma expressiva presença dos catadores de materiais recicláveis na base da rede reversa já é uma característica não comumente encontrado nos trabalhos publicados em países como os Estados Unidos e na Europa em geral.

A Figura 2.17 mostra o número de artigos envolvendo os temas SED e LR conforme a data de publicação entre os anos de 2001 a 2014. Ressalta-se que neste período (2001-2014), utilizando os mesmos mecanismos de busca (somente artigos e o termo exato “*reverse logistics*” em qualquer local do texto), foram encontrados 2.707 artigos sobre LR, sendo que em apenas 75 deles a simulação computacional foi aplicada. Vale lembrar que o ano de 2014 apresenta um número menor de artigos devido à busca ter sido feita no início do segundo semestre do respectivo ano.

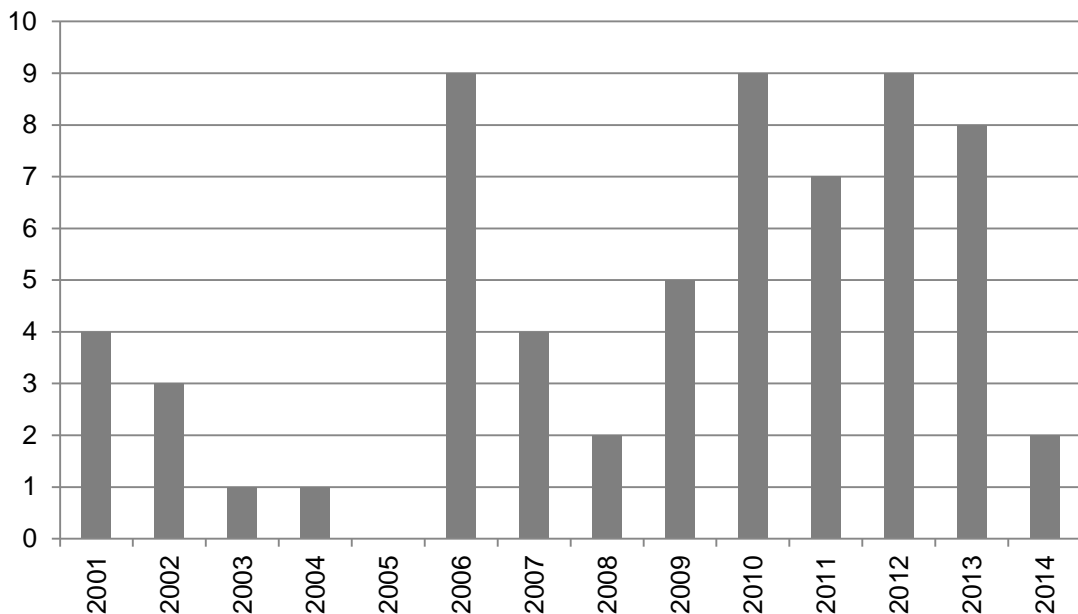


Figura 2.17 - Quantidade de trabalhos sobre aplicação da simulação computacional na LR

O Quadro 2.4 mostra os temas/categorias de estudo dos artigos que utilizam a simulação computacional para resolver questões de LR. Alguns artigos foram classificados em mais de uma categoria uma vez que apresentavam dois focos principais. Isso aconteceu especialmente para os artigos que, além de outras questões, tratavam sobre custos. Conforme o quadro, pode-se verificar que há um grande número de pesquisas que tem como foco “projeto de rede em LR”, ou seja, questões relativas aos pontos de coleta, roteirização, locais de reciclagem e desmanche, distribuição e transporte.

Quadro 2.4 - Temas abordados nos trabalhos que utilizam simulação aplicada em LR

Temas	Artigos
Projeto de rede	Suyabatmaz, Altekin e S_ahin (2014); Golebiewski <i>et al.</i> (2013); Lehr, Thun e Milling (2013); Sun (2012); Lee e Lee (2012); Zhou, Zhao e Zhou (2012); Lee, Baker e Jayaraman (2012); Altekin e Akkan (2012); Mar-Ortiz, Adenso-Diaz e Gonzalez-Velarde (2011); Kuo (2011); Hernandez, Mula e Lario (2011); Hellstrom e Johansson (2010); Qin e Ji (2010); Gamberini, Gebennini e Manzini (2010); Yu e Wu (2010); Zarandi, Sisakht e Davari (2011); Ahluwalia e Nema (2006); Fleischmann, Nunen e Grave (2003); Murayama <i>et al.</i> (2006); Min, Ko e Ko (2006a); Diabat, Abdallah e Henschel (2015); Liu, Zhang e Wang (2011); Umeda (2013); Lee e Chan (2009); le Blanc, Van Krieken e Krikke (2006); Krikke, le Blanc e van Krieken (2008); Kara, Rugrungruang e Kaebernick (2007); Suyabatmaz, Altekin e S_ahin (2014); Georgiadis e Athanasiou (2013); Lee e Lee (2012); Nativi e Lee (2012); Mar-Ortiz, Adenso-Diaz, Gonzalez-Velarde (2011); Murayama <i>et al.</i> (2006); Min, Ko e Ko (2006b); Diabat, Abdallah e Henschel (2015); Mutha e Pokharel (2009); Mingyong e Erbao (2010);
Inventário	Andrew-Munot e Ibrahim (2013); Yoo e Kim (2012); Nativi e Lee (2012); Alinovi, Bottani e Montanari (2012); Krikke, Le Blanc, e Van Krieken (2008); Kara, Rugrungruang e Kaebernick (2007); Fleischmann, Nunen e Grave (2003); Vlachos e Tagaras (2001); Teunter, (2001); Diabat, Abdallah e Henschel (2015); Teunter e Laan (2002); Çorbacioglu e Laan (2007); López, Moreno e Gómez (2013); Azadivar e Ordoobadi (2010);
Demanda	Georgiadis e Athanasiou (2013); Yu e Wu (2010); Huang, Yan e Qiu (2009); Aras, Verter e Boyaci (2006); Teunter e Vlachos (2002); Murayama <i>et al.</i> (2006); Galbreth e Blackburn. (2006); López, Moreno e Gómez (2013);
Custo	Kim, Glock e Kwon (2014); Golebiewski (2013); Georgiadis e Athanasiou (2013); Lee e Lee (2012); Nativi e Lee (2012); Lee, Baker e Jayaraman (2012); Alinovi, Bottani e Montanari (2012); Mar-Ortiz, Adenso-Diaz, Gonzalez-Velarde (2011); Kuo (2011); Hernandez, Mula e Lario (2011); Seidi e Kimiagari (2010); Hellstrom e Johansson (2010); Yu e Wu (2010); Zarandi, Sisakht e Davari (2011); Lee e Chan (2009); Xanthopoulos e Iakovou (2009); Wu e Closs (2009); Huang, Yan e Qiu (2009); Krikke, Le Blanc e Van Krieken (2008); Biehl, Prater e Realff (2007); Kara, Rugrungruang e Kaebernick (2007); Aras, Verter e Boyaci (2006); Ahluwalia e Nema (2006); Teunter e Vlachos (2001); Vlachos e Tagaras (2001); Teunter, (2001); Min, Ko e Ko (2006); Mutha e Pokharel (2009); Teunter e Laan (2002); Çorbacioglu e Laan (2007); Min e Ko (2008); Zarei <i>et al.</i> (2010); López, Moreno e Gómez (2013); Azadivar e Ordoobadi (2010); Zhao (2001);
Tempo	Suyabatmaz, Altekin e S_ahin (2014); Yu e Wu (2010); Zarandi, Sisakht e Davari (2011); Huang, Yan e Qiu (2009); Aras, Verter e Boyaci (2006); Min, Ko e Ko (2006b);
Efeito chicote Ecológico/Ambiental	Das e Dutta (2013); Adenso-Díaz <i>et al.</i> (2012); Xanthopoulos e Iakovou (2009); Biehl, Prater e Realff (2007); Ahluwalia e Nema (2006); Georgiadis e Vlachos (2004);
Incertezas	Wu e Closs (2009); Huang, Yan e Qiu (2009); Aras, Verter e Boyaci (2006); Ahluwalia e Nema (2006); Linton, Yeomans e Yoogalingam (2002); Liu, Zhang e Wang (2011); Golinska e Kawa (2011);
Nível de serviço	Wu e Closs (2009); Souza, Ketzenberg e Guide (2002)
Taxas de retorno/Rentabilidade	Biehl, Prater e Realff (2007); Tsai (2006); Das e Dutta (2013); Yan e Sun (2012); Yoo e Kiml (2012); Lee e Lee (2012); Altekin e Akkan (2012); Seidi e Kimiagari (2010); Vlachos e Tagaras (2001); Tan e Kumar (2006);
Qualidade	Aras, Verter e Boyaci (2006);
Gestão de materiais/PCP	Souza, Ketzenberg e Guide (2002); Golinska e Kawa (2011); Wu e Closs (2009);
Previsão	Linton, Yeomans e Yoogalingam (2002); Kumar e Yamaoka (2007);

Como já referenciado, a adoção de sistemas de distribuição e transporte eficientes na LR é essencial para a eficiência ambiental, uma vez que há emissões de gases de efeito estufa

no transporte (AMIN e ZHANG, 2013; FAHIMNIA *et al.*, 2013). Giannetti, Bonilla e Almeida (2013) destacam que a implementação eficiente de redes de reciclagem exige estruturas logísticas adequadas para o gerenciamento do fluxo reverso de materiais dos usuários finais para os produtores. Golebiewski *et al.* (2013), por exemplo, apresentam uma abordagem de modelagem para estabelecer a rede de LR para veículos em fim-de-vida, definindo os locais ideais para as instalações de desmanche, considerando os custos de armazenagem e transporte dos veículos. Também pode ser destacado o grande número de artigos que envolvem simulação e LR com o objetivo de minimização de custos. Um exemplo é o trabalho de Kim, Glock e Kwon (2014) que estuda como o tempo de retorno de embalagens reutilizáveis pode impactar no custo da cadeia de suprimentos, caso muito comum nos produtos agrícolas.

Na Figura 2.18 tem-se a distribuição dos artigos conforme o setor de aplicação do estudo. O setor Eletroeletrônico se destaca representando 51% do total das pesquisas. Isso pode ser explicado por existir a obrigatoriedade legal da LR na União Europeia por meio da Diretiva 2002/96/CE de Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos, que juntamente com a Diretiva RoHS 2002/95/EC, define a necessidade de coleta, reciclagem e valorização de todos os tipos de produtos elétricos. Outra questão importante diz respeito à obsolescência programada, em que os produtos devido às constantes evoluções tecnológicas são descartados cada vez mais rápidos em um número cada vez maior pelos consumidores, mesmo que ainda estejam com suas funcionalidades em condições de uso.

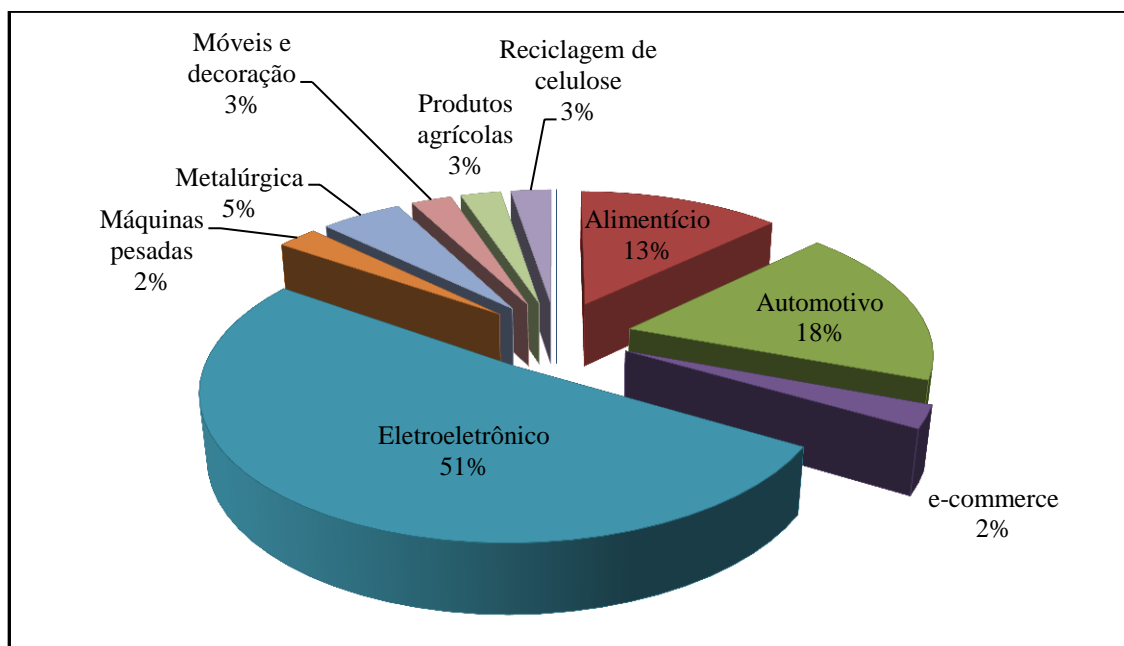


Figura 2.18 - Distribuição dos artigos conforme o setor de aplicação do estudo

O setor automotivo aparece em segundo lugar, representado 18% do total das pesquisas. Similarmente ao caso dos eletroeletrônicos, na Europa existe uma legislação, Diretiva 2000/53/CE, que tem como objetivo, além de limitar a utilização de substâncias perigosas nos veículos novos, exigir que fabricantes ou importadores de veículos dentro da União Europeia desenvolvam e fabriquem automóveis que facilitam a reutilização e a reciclagem, assim como descreve sobre a priorização da utilização dos materiais reciclados. Cita-se que todos os artigos encontrados sobre o setor automotivo são de pesquisas realizadas na Holanda.

Na Figura 2.19 são descritas as ferramentas (engloba *softwares* e linguagens de programação) utilizadas pelos autores nos artigos analisados. Dentre os resultados, destaca-se a utilização de Algoritmo Genético, da Programação Inteira Mista e do *software* Arena. Os artigos que fazem uso de Algoritmos Genéticos tratam essencialmente de pesquisas sobre otimização da rede de transporte, localização e quantidade de pontos de coleta, estoque e compras, modelo para precificação de produtos remanufaturados e tempo de retornos. Outra característica dos trabalhos diz respeito ao emprego conjunto de Algoritmo Genético com a lógica Fuzzy, para tratar das incertezas presentes nos fluxos reversos, assim como em conjunto com o *software* Arena (SED) e com a Programação Inteira Mista. Ressalta-se que não foi encontrado nas buscas nenhum trabalho que utilizasse o ProModel[®]. Especificamente sobre a classificação da LR em produtos pós-venda e pós-consumo, foram encontrados estudos basicamente com o foco em produtos pós-consumo (90% do total). Pesquisas com o foco em produtos pós-venda estão diretamente associadas com o crescimento do comércio eletrônico. Porém, o tema envolve, dentre outras, questões relativas ao direito do consumidor e certamente esbarra em dificuldades de obtenção de dados por parte das empresas.

Em relação à divisão dos artigos quanto ao tipo de simulação (numérica/matemática ou SED), 67% apresentaram a utilização de cálculos e programações matemáticas que possuem como principal ponto positivo uma precisão de resposta maior quando comparados com a utilização de SED. No entanto, a SED permite maior praticidade na modelagem quando há um elevado número de variáveis envolvidas e há necessidade de inserir interdependência entre as mesmas. Cita-se também uma maior possibilidade de replicação por gestores não especializados e em novos setores, particularmente no Brasil, uma vez que se constatou a inexistência de trabalhos nacionais, divulgados internacionalmente, que aplicam a simulação no contexto da LR. Apesar dos recentes avanços vivenciados na área GRSU, vê-se que ainda a carência por estruturação do sistema como um todo. Assim, a simulação vem ao encontro de tais necessidades à medida que pode auxiliar os gestores no processo de tomada de decisão.

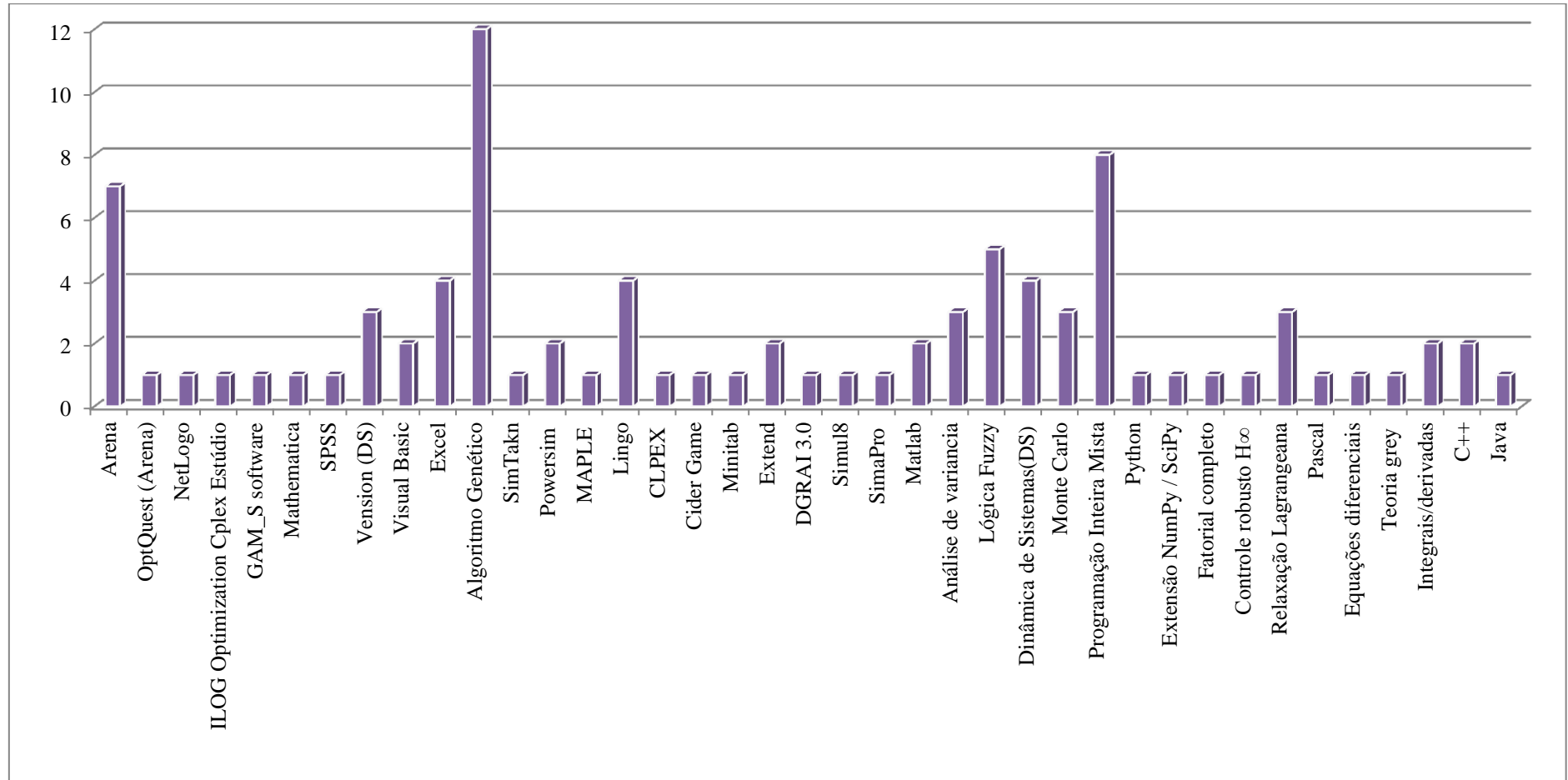


Figura 2.19 - Softwares/linguagens utilizadas nos trabalhos de LR e Simulação

3. DESENVOLVIMENTO DA MODELAGEM E SIMULAÇÃO

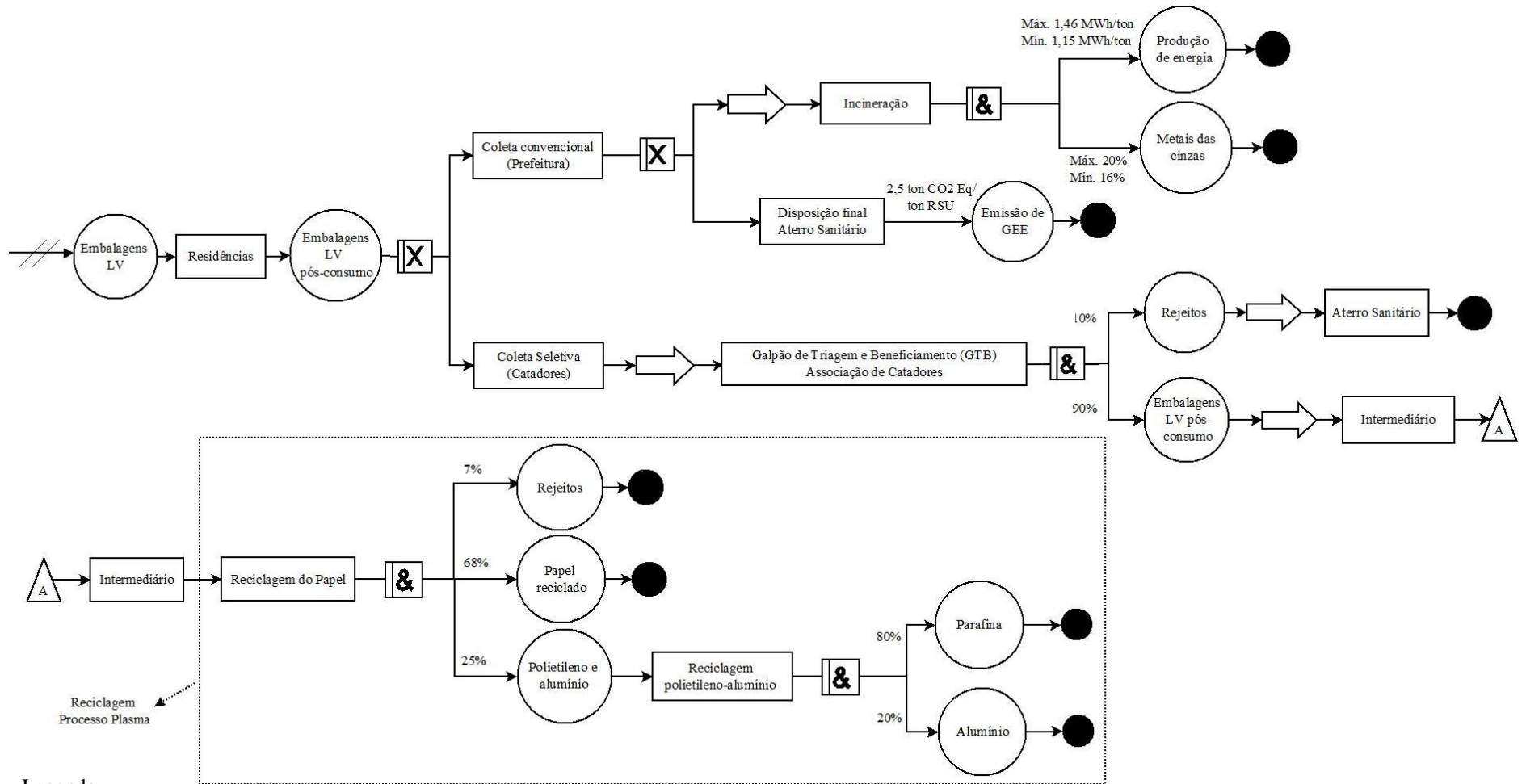
Este capítulo detalha a primeira e a segunda etapa do método proposto por Montevechi *et al.* (2010), apresentado anteriormente na Figura 1.2 (Capítulo 1), para desenvolver um projeto de simulação. Assim, é descrito a concepção do modelo, que engloba a construção do modelo conceitual, e a implementação computacional do modelo no *software* de simulação Promodel[®]. Também são detalhados os dados e variáveis utilizadas no modelo e questões relativas à validação e de verificação do modelo computacional.

3.1 Concepção do Modelo

Esta primeira etapa do desenvolvimento da modelagem e simulação é essencial para o entendimento claro do sistema a ser modelado, para a definição dos objetivos do estudo e para a construção e validação do modelo conceitual e dos dados de entrada.

3.1.1. Modelo Conceitual e Validação

O modelo conceitual faz parte da fase de concepção da modelagem e é o primeiro a ser elaborado. Nesta etapa de concepção, o modelo que está na mente do analista (modelo abstrato) deve ser transcrito de acordo com alguma técnica de representação (modelagem), de modo que outras pessoas possam entendê-lo (CHWIF e MEDINA, 2010). Leal *et al.* (2009) afirmam que um detalhamento exagerado do modelo conceitual, pode torná-lo de difícil construção e entendimento. Neste trabalho foi utilizada a técnica IDEF-SIM (Figura 3.1) que faz uso e realiza a adaptação de elementos lógicos das técnicas de modelagem já consagradas no *Business Process Modelling* (IDEF0, IDEF3 e Fluxograma), possibilitando desta forma a construção de modelos conceituais com dados úteis a modelagem computacional (LEAL, 2008 e MONTEVECHI *et al.*, 2014).



Legenda

Regra E	Entidade	Informação	Fim do sistema	Movimento	Funções	Regra OU	Fluxo de Entidade	Fluxo de entrada em sistema modelado	Conexão para outra figura
&	○	→	●	⇒	□	X	→	→	△

Figura 3.1 - Modelo conceitual

As informações utilizadas para a elaboração do modelo conceitual foram obtidas essencialmente por meio de consultas bibliográficas, através da participação em congressos/seminários que contaram com a presença de profissionais da área referente ao caso de estudo, assim como por meio de entrevistas e visitas técnicas realizadas com especialistas da área. Conforme a simbologia descrita na legenda da Figura 3.1, tem-se um resumo do significado de cada elemento utilizado nesta modelagem conceitual:

- ✓ Fluxo de entrada no sistema modelado: define a entrada ou criação das entidades dentro do modelo;
- ✓ Entidade: são os itens a serem processados pelo sistema, como a matéria-prima;
- ✓ Funções: representam os locais onde a entidade sofrerá alguma ação. Entendem-se como funções os postos de trabalho, por exemplo;
- ✓ Fluxo da entidade: direcionamento da entidade dentro do modelo, caracterizando os momentos de entrada e saída da entidade nas funções;
- ✓ Regras para fluxos paralelos e/ou alternativos: estas regras são chamadas de junções. Dois ou mais caminhos, após uma função, podem ser executados juntos (junção E) ou de forma alternativa (junção OU);
- ✓ Movimento: representa um deslocamento de entidade, no qual o modelador acredita possuir efeito importante sobre o modelo. Ao representar este elemento, espera-se encontrar no modelo computacional uma programação específica para este movimento, como tempo gasto e recurso utilizado;
- ✓ Ponto final do sistema: defini o final de um caminho dentro do fluxo modelado;
- ✓ Conexão com outra figura: utilizado para dividir o modelo em figuras diferentes.

De acordo com a Figura 3.1, três alternativas de destinação para as embalagens foram mapeadas na literatura para esta simulação: (1) aterro sanitário, (2) incineração com recuperação energética e (3) reciclagem, por meio da tecnologia plasma. Ressalta-se que no caso da reciclagem das ELVs com o uso da tecnologia plasma, por ser projeto desenvolvido pela própria empresa fabricante das embalagens, juntamente com outros parceiros, todas as vezes que neste trabalho se fizer referência à responsabilidade compartilhada pelo Ciclo de Vida do Produto estar-se-á referindo-se neste caso a responsabilidade da empresa fabricante das ELVs e ao mesmo tempo à indústria de reciclagem.

Especificamente sobre a alternativa incineração, embora não exista no cenário brasileiro esta prática para os resíduos domiciliares, como descrito no Capítulo 2, a incineração é comum em países da Europa, Estados Unidos e Japão. Destaca-se que na literatura há tanto trabalhos que mostram a superioridade da incineração com recuperação

energética, quanto os que apontam a reciclagem, e em alguns casos até o aterro, como opções mais viáveis, dependendo das características do material em questão, dos impactos ambientais associados e da energia passível de recuperação (ASTRUP *et al.*, 2015). Desta forma, vê-se na simulação uma oportunidade para analisar e realizar comparações com cenários distintos.

Para o processo de validação do modelo conceitual (garantir que o modelo representa satisfatoriamente o sistema simulado) foi utilizada a técnica de validação “face a face”, em que o analista (pessoa que construiu o modelo) discutirá com quem realmente entende do processo que foi simulado (CHWIF e MEDINA, 2010; SARGENT, 2013). Tem por objetivo alcançar com especialistas a segurança para usar o modelo. A validação é uma etapa presente tanto no modelo conceitual quanto operacional (elaborado na sequência). Assim, para se efetivar o processo de validação foram feitas entrevistas com especialistas e pesquisadores da área de gestão de resíduos, de logística reversa e de incineração.

Parte das entrevistas feitas com pesquisadores foi realizada durante a participação dos entrevistados em congressos e seminários da área de estudo. O modelo conceitual foi apresentado para os entrevistados e detalhado pela presente pesquisadora para esclarecer qual a lógica que o modelo computacional haveria de seguir. O processo de validação também contou com visitas e entrevistas concedidas por especialistas da empresa Tetra Pak e por especialistas uma empresa do ramo da incineração. Gestores do aterro da cidade de Itajubá, assim como a associação de catadores também foram contactados. Apesar dos entrevistados não possuírem o conhecimento sobre a programação do modelo no software de simulação, estes conseguiram visualizar, por meio do modelo conceitual em IDEF-SIM, qual a lógica programada, quais elementos utilizados, pontos de transformação da entidade, pontos de decisão com alternativas de fluxos da entidade e destinos finais das entidades representadas no modelo, facilitando e permitindo validar o modelo.

A respeito das ELVs, a empresa Tetra Pak mantém consultores em campo, distribuídos nas Regiões Sul, Sudeste, Centro-oeste e Nordeste, que realizam o trabalho de prospecção da coleta seletiva das ELVs pós-consumo (MAFRA, 2011). Dois desses consultores foram entrevistados. O responsável pelo Estado do Rio de Janeiro e a consultora responsável pelo de Minas Gerais. Com estes foram obtidas informações sobre o atual processo de LR e reciclagem das ELVs. Especificamente no caso do consultor do Rio de Janeiro, além da visita realizada ao ponto de comercialização das ELVs pós-consumo do Estado, foi possível a participação em um *Workshop* sobre “Gestão Integrada de Resíduos Sólidos” em que se contou com a participação e palestra, dentre outros profissionais, do próprio consultor da Tetra Pak.

Em relação à incineração, além da participação em importantes congressos da área, como o congresso internacional “ISWA - *Solid Waste World Congress*”, foram realizados contatos com um especialista da área de incineração no Brasil e posteriormente feita uma visita ao escritório da empresa “INNOVA Energias Renováveis”, localizada na cidade do Rio de Janeiro, onde foi possível obter uma visão mais aprofundada sobre o tema e algumas discussões acerca do cenário nacional em relação à utilização da tecnologia de incineração.

Em Itajubá foram realizadas pesquisas para se verificar o cenário atual da cidade em relação à coleta seletiva, reciclagem e disposição final dos RSU. Foram feitas visitas à associação de catadores (ACIMAR), assim como entrevistas com o responsável da incubadora INTECOOP/UNIFEI, que trabalha diretamente com a associação. Também foram feitos contatos e entrevistas com o responsável operacional pelo aterro sanitário da cidade, com a secretária executiva do consórcio e com a ex-secretária de meio ambiente, responsável pelo cargo na época da implantação do aterro e do consórcio CIMASAS. Entrevistou-se também um “atravessador” (intermediário) da cidade que realiza a maioria das compras dos materiais recicláveis da ACIMAR. Também foram realizadas entrevistas em duas empresas de transportes da cidade para obter informações sobre valores de fretes.

3.1.2 Dados de entrada

Os dados utilizados como base para as simulações foram todos convertidos para taxas mensais. Por ser uma embalagem leve, o peso das ELVs não é tão expressivo nos RSU. Em Itajubá, um estudo realizado em 2006 por Gonçalves (2007) identificou que a porcentagem das ELVs contida nos RSU era de até 2,4% do total de resíduos coletados na cidade. Tal valor está dentro da faixa citada no trabalho da consultora da empresa Tetra Pak, em que a média de ELVs pode variar entre 2% e 5% do total dos RSU (MAFRA, 2011).

Embora essa quantidade de geração sofra variações, será considerado neste trabalho um valor determinístico de 3% de ELVs para viabilizar comparações. Como citado, a geração *per capita* de resíduos no Sudeste é de 1,20 kg/hab., mas conforme dados de Itajubá a geração *per capita* da cidade é de 0,8 kg/hab., o que resulta em um volume mensal de 2.278.560 toneladas de RSU. Para analisar somente a fração das ELVs, ratearam-se todos os valores da infraestrutura das alternativas mapeadas por tonelada de material.

Nos aterros sanitários os gases CH₄ e CO₂ oriundos da biodegradação dos resíduos, para fins contáveis de crédito de carbono, são contabilizados em CO₂ equivalente (Eq), que é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas de GEE pelo seu potencial de aquecimento global. Por exemplo, o potencial de aquecimento global do gás metano é 21

vezes maior do que o potencial do CO₂, então o CO₂Eq do metano é igual a 21. Neste trabalho, para o cálculo da quantidade de CO₂Eq, utilizou-se como referência o estudo realizado por Gonçalves (2007) em que a autora avalia a potencialidade energética dos resíduos sólidos do município de Itajubá de acordo com a emissão de GEE. Nikolaou (2013) cita que os indicadores de desempenho ambiental que são usados na LR centram-se principalmente na redução de CO₂, como o uso de energia por item, o consumo anual de combustível e a eficiência geral do veículo.

Conforme entrevistas realizadas em Itajubá, a estimativa da vida útil do aterro em seu projeto inicial é de 24 anos e não havia previsões de custos de encerramento e pós-encerramento. Mas, com o intuito de contabilizar esses gastos, pediu-se para os especialistas responsáveis pela implantação do aterro fizessem uma estimativa desses custos, que foram rateados ao longo da vida útil do aterro e conforme a gravimetria de 3% das ELVs, de modo que se tenha uma parte proporcional dos custos.

Por se tratar de um consórcio, ficou acordado que todos os gastos com o aterro sanitário seriam rateados conforme a quantidade enviada por cada município que participa do contrato. Nos custos operacionais, dentre outros, estão incluídos os gastos de administração do consórcio, que também foram rateados conforme a gravimetria de 3% das embalagens. Procedimento semelhante foi utilizado para o rateio dos custos de implantação, em que se dividiu o custo total do investimento pela capacidade total do aterro durante sua vida útil, de modo a obter uma taxa de implantação por tonelada de resíduos.

Para a alternativa incineração com recuperação energética, como no Brasil ainda não há incinerados para os RSU, utilizou-se os dados disponíveis em um extenso estudo realizado com foco na América Latina e o Caribe, desenvolvido por pesquisadores do *Earth Engineering Center, Columbia University* (Themelis *et al.*, 2013). Os dados do referido estudo estão compatíveis com os valores encontrados nas análises do grupo de resíduos da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE, 2014). Como o estudo realizado pela UFPE não dispunha de dados mais detalhados, optou-se por utilizar o estudo de Themelis *et al.* (2013). Como os valores estão em dólar, utilizou-se uma taxa de câmbio a cotação de novembro de 2014 (R\$ 2,50/US\$). Para reduzir as emissões atmosféricas e ficarem dentro dos limites estabelecidos por lei, as atuais usinas de incineração possuem processos para a lavagem e tratamento dos gases que as permitem serem enquadradas como projetos de Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e assim obtêm créditos de carbono, mas consequentemente tornam os custos de implantação e operação mais altos.

Nos custos de implantação são considerados todos os gastos com maquinário, instalações, terreno etc. Para seu cálculo dividiu-se o investimento total de implantação pela capacidade total da usina nos 20 anos de vida útil do projeto, dessa forma tem-se um valor por tonelada, uma vez que se pretende analisar os resultados para uma quantidade específica de material, modo análogo de divisão de custos em consórcio para a construção de aterros sanitários. Será considerada a variação da capacidade do projeto e seu consequente ganho de escala, conforme a variação dos valores descritos no estudo realizado por Themelis *et al.* (2013). Nos custos de operação (ton/RSU), foram incluídos custos com produtos químicos, limpeza de gases poluentes, pessoal, manutenção, disposição de cinzas etc.

Um estudo sobre a implantação de tratamento térmico de RSU em Minas Gerais (MG), concluiu que uma região ideal para a implantação de uma usina seria no Sul de Minas, na cidade de Três Corações (ENGEPIO, 2010). Assim, tal cidade será considerada nos cenários simulados neste estudo. Para o cálculo do frete, considerou-se apenas um tipo de caminhão para o transporte. O processo de queima admitido é *mass burning* (em que não há seleção prévia de materiais recicláveis destinados à destruição térmica de resíduo bruto). Mas, com o intuito de permitir uma comparação com as demais alternativas, todos os cálculos têm como base o valor por tonelada de material processado. Na prática, após a coleta, os resíduos deveriam ser encaminhados primeiramente para um local de transbordo, porém, tal atividade não foi foco de simulação neste trabalho.

Especificamente sobre a Produção Líquida de Energia (PLE) ou a Eficiência na Produção de Energia, utilizou-se o cálculo indicado por Themelis *et al.* (2013), descrito posteriormente na Tabela 3.1, em que a produção depende do poder calorífico do material a ser incinerado e da eficiência térmica da turbina; do resultado total subtrai-se cerca de 15% de energia que será usada dentro da própria planta de incineração. O preço de venda da energia elétrica gerada teve como base os valores da Câmara de Comercialização de Energia Elétrica (CCEE) no 2º Leilão de Fontes Alternativas, onde o preço de venda atingiu R\$ 148,00/MWh, preço bem inferior a alternativa hidrelétrica, por exemplo. Para fins de comparação utilizou-se como preço máximo o leilão em que a energia elétrica (fontes convencionais) atingiu um preço médio de R\$ 385,00/MWh (CCEE, 2015). Outra fonte de receita para a usina de incineração seria a venda dos metais presentes nas cinzas geradas do processo de combustão. Essas cinzas contêm partículas de metais ferrosos e não ferrosos que podem ser recuperadas por meio de separadores magnéticos, por exemplo (THEMELIS *et al.*, 2013).

No que tange a coleta seletiva e a LR, conforme foi informado pelo presidente da ACIMAR, um dos problemas enfrentados em relação ao manuseio das ELVs é que apesar de

existir um esforço a nível nacional para divulgar campanhas esclarecendo como se deve descartar corretamente ELVs, a população de modo geral faz o descarte de maneira inadequada. As embalagens devem ser lavadas, pois é importante descartar os materiais recicláveis limpos para não ocorrer a proliferação de doenças, odores, bem como para evitar a contaminação de itens recicláveis que estejam no mesmo local, pois caso ocorra a contaminação, a reciclagem dos materiais contaminados fica mais difícil. Também é importante compactar (amassar e dobrar) as embalagens para economizar espaço na lixeira e no caminhão. Devido a não observação dessas instruções, os catadores alegam que a maioria das ELVs que chegam até a associação apresenta restos de alimentos (problema não exclusivo de ELVs) e a proliferação de vetores e de odores é um processo muito rápido. Tal fato torna-se um obstáculo e desincentivo para que os catadores queiram trabalhar com esse tipo de material. Aliado a isso, os catadores afirmaram que o preço atual de venda das ELVs está muito baixo, entre R\$ 0,05 kg e R\$ 0,10 kg (preço pago por um intermediário localizado na cidade de Itajubá).

Há uma grande dispersão na produtividade por catador, conforme pode ser visto nos trabalhos do IPEA (2010) e de Ribeiro *at al.* (2014). Estes últimos realizaram uma pesquisa em 33 cooperativas de catadores e obtiveram um valor mínimo de produção/catador de 77,00 kg/mês e um valor máximo de 3.363,00 kg/mês, com média 1.216 kg/mês e desvio-padrão de 890 kg/mês. Na ACIMAR, conforme os dados do ano de 2014 (janeiro-dezembro), pode-se contatar um valor mínimo de 881,8 kg/mês de produção/catador e máximo de 3.758,85 kg/mês, média de 1.747 kg/mês e desvio 880 kg/mês. Com exceção do valor mínimo, os demais dados apresentam valores próximos da pesquisa realizada por Ribeiro *at al.* (2014). A ACIMAR conta com 22 associados. Como a associação trabalha com diversos tipos de materiais recicláveis presentes nos RSU, para se encontrar um valor mensal de capacidade produtiva no Galpão de Triagem e Beneficiamento Primário (GTB) que poderia ser dedicado ao trabalho exclusivo das ELVs, optou-se por multiplicar o valor de produção por catador (máximo e mínimo) pela porção reciclável referente às ELVs da cidade (gravimetria).

Em relação ao pilar social, embora seu conceito possa englobar questões relativas à melhoria na qualidade de vida da sociedade, melhor distribuição de renda, acesso à educação, moradia, alimentação etc., neste trabalho o foco foi direcionado para a avaliação da geração de emprego/renda para os catadores de materiais recicláveis presentes na fase da coleta seletiva e beneficiamento primário dos materiais. Na PNRS é descrita a prioridade de inclusão social dos catadores por meio da criação de programas e ações para possibilitar a participação destes na LR e preconiza a elaboração de metas para a emancipação econômica dos catadores.

Vale ressaltar que o setor de reciclagem, assim como as demais alternativas de destinação dos RSU, gera empregos não somente para os catadores, mas para os demais elos da cadeia produtiva, porém estes postos de trabalhos não fazem parte do escopo deste presente.

Os custos de implantação e operação considerados para o GTB e para o elo intermediário tiveram como fonte o estudo realizado pelo Instituto Brasileiro de Administração Municipal (IBAM), em que se dividiram as projeções conforme a população dos municípios, neste caso 100.000 habitantes. Tais valores foram adotados como referência por se tratar de um estudo bem detalhado e amplo sobre implantação de coleta seletiva e LR nos municípios, além da dificuldade prática de se conseguir tais dados. Nos custos de implantação do GTB, conforme o projeto do IBAM (2012), estão incluídas obras civis, balança eletrônica, empilhadeira, mini-pá carregadeira, prensa hidráulica, carrinhos para manuseio dos materiais, entre outros investimentos. Nas despesas operacionais não está incluída o pagamento da mão-de-obra dos catadores, uma vez que a renda dos associados depende exclusivamente dos materiais vendidos. Foram contabilizados valores referentes aos gastos com energia elétrica, manutenção e conservação, uniformes e Equipamentos de Proteção Individual, dentre outros.

Conforme foi verificado nas entrevistas, a Prefeitura Municipal de Itajubá arcou com boa parte dos custos de implantação do GTB (salvo financiamentos obtidos por meio de projetos e por meio do auxílio da INTECOOP) e também é responsável por praticamente todos os custos operacionais deste; tal situação é comum no cenário brasileiro. Assim, o Poder Público local é o responsável por apoiar a implementação e operacionalização dessa primeira etapa do processo de LR. Especificamente sobre projetos de financiamento e pesquisa direcionados para apoiar a associação de catadores, o Instituto de Engenharia de Produção e Gestão (IEPG/UNIFEI) possui um grupo de estudo em Logística, Transportes e Sustentabilidade, formado por professores, alunos de graduação, de mestrado e de doutorado, que vem desenvolvendo projetos concentrados principalmente nas áreas de LR, RSU e simulação. Dentre os projetos aprovados, cita-se o financiamento para compra de equipamentos para a associação, assim como para a realização de pesquisas direcionadas na área.

As associações de catadores, na maioria dos casos, vendem seu material para intermediários, pois não possuem volume compatível com as demandas da indústria recicladora e por necessidade de giro de estoque. Em Itajubá, a ACIMAR vende para um intermediário local que retira no galpão da associação os materiais e realiza o transporte até seu local de armazenagem arcando com os respectivos custos de transporte. Para o cálculo da

estimativa de valores para o frete até a indústria recicladora, responsabilidade de quem vende o material, fez-se entrevistas com duas transportadoras de Itajubá e também na associação de catadores. Foi informado que, por exemplo, um caminhão “*truck*” (15 toneladas), devido ao volume das embalagens, transporta no máximo oito toneladas de matérias recicláveis. No projeto de implantação do galpão do intermediário considerou-se nas despesas operacionais valores referentes à mão-de obra, energia elétrica, manutenção e outros.

Após passar pelo intermediário, os materiais serão encaminhados para o processo a plasma, planta com capacidade de processar 2.667 toneladas de ELVs/mês, situada na cidade de Piracicaba/SP. Primeiramente tem-se a segregação do papel das ELVs e na sequência o composto alumínio-plástico será separado e transformado em barras de alumínio e parafina (PEDROSO e ZWICKER, 2007). A emissão de gases poluentes do processo plasma é próxima de zero, desta forma não foram contabilizados no processo (ZUBEN, 2012). Assim, como no caso da incineração, as emissões atmosféricas (pilar ambiental) consideradas no processo LR limitaram-se às derivadas dos transportes - CO₂. Adotou-se que a vida útil do projeto plasma, assim como o do GTB e o do intermediário, perfaz um período de 20 anos, como no caso da usina de incineração. Como nas demais alternativas, para os valores correspondentes ao custo de implantação, dividiu-se o montante de investimento necessário para cada empreendimento pela capacidade total (toneladas x 240 meses de vida útil), obtendo assim um valor por tonelada que permita ser rateado conforme a entrada de material.

Como citado na fundamentação teórica, preconiza-se a responsabilidade compartilhada no caso da LR. Assim, considera-se como responsabilidade da coletividade a separação prévia e adequada dos materiais recicláveis; a reponsabilidade do Poder Público em investir na coleta seletiva e na estrutura de associações/cooperativas de catadores; e ao setor privado atribui-se a necessidade de se investir em pesquisas e empreendimentos que visem à reciclagem de seus produtos e embalagens comercializados. No Pilar ambiental, no que diz respeito aos impactos do transporte, considerou-se a emissão de dióxido de carbono como principal poluente do mesmo. No Brasil, os veículos motorizados foram responsáveis pela geração de mais de 210 milhões de toneladas de CO₂ no ano de 2012 (MMA, 2013). E, as emissões pelo transporte corresponderam a 46% do total de emissões antrópicas geradas no país (EPE, 2014).

Especificamente para o pilar econômico, decidiu-se utilizar o Valor Econômico Agregado (EVA[®] ou *Economic Value Added*). O EVA[®] é uma marca registrada pela Stern Stewart & CO. e seu detalhamento pode ser encontrado em Stewart III (2005). O EVA[®] é um indicador que revela, de maneira simples e em valor absoluto, os resultados obtidos com as

ações implementadas pela empresa em um determinado período (FARIA e COSTA, 2012, p. 415). Ao medir o valor adicionado sobre todos os custos, inclusive os de capital, o EVA[®] mede a produtividade de todos os fatores de produção (DRUCKER, 2004, p. 43). Ehrbar (2000, p. 131) afirma que o EVA[®] procura atender três requisitos: servir como medida de desempenho, oferecendo indicações e *feedback* das decisões para geração do valor econômico; indicar os desembolsos acumulados que contribuem para a geração de lucros futuros; e apresentar os resultados reais da empresa.

Um negócio cria valor quando se iguala ou excede um custo de capital. O EVA[®] é, ao mesmo tempo, uma medida de valor e de desempenho. Especificamente no contexto da logística, Lambert e Burduroglu (2000) desenvolveram um trabalho em que utilizam o EVA[®] para demonstrar como a logística afeta o valor de empresa. Estes autores citam, por exemplo, que um dos impactos da logística no EVA[®] diz respeito às receitas, uma vez que o nível de serviço oferecido ao cliente por meio da logística pode ter um grande impacto no volume das vendas e na retenção dos clientes. Lambert e Pohlen (2001) também evidenciam a importância de se desenvolver indicadores específicos para analisar a cadeia de suprimentos como um todo com o objetivo geral de maximizar os resultados ao consumidor final da cadeia, bem como os resultados individuais das empresas participantes da cadeia.

A Equação 3.1 apresenta a fórmula de cálculo do EVA[®], que consiste na diferença entre o lucro operacional e o Custo de Capital (C), que é multiplicado pelo valor econômico do capital comprometido na empresa (FARIA e COSTA, 2012, p. 416):

$$\text{EVA}^{\text{®}} = \text{NOPAT} - (\text{C}\% * \text{Capital Investido}) \quad (3.1)$$

- O NOPAT é lucro operacional depois dos impostos e da depreciação, mas excluindo encargos financeiros, que refletem as decisões de financiamento, e receitas ou despesas não operacionais;
- Capital Investido corresponde aos recursos necessários para que a organização possa desenvolver suas atividades operacionais. É formado por todos os investimentos alocados à empresa, incluindo ativos imobilizados, capital de giro líquido e outros ativos operacionais. Considerou-se neste trabalho que o investimento para a implantação dos empreendimentos, como citado anteriormente, será proporcional a quantidade de material (tonelada) processado mensalmente ao longo da vida útil do projeto;

- Para o Custo de Capital (C) deve-se considerar o tipo de investimento que se faria caso os recursos não fossem aplicados em determinados ativos, mas sim em outros. Neste trabalho, o Custo de Capital irá variar conforme o objetivo dos cenários simulados. Por exemplo, será considerada para as alternativas “aterro”, “incineração” e “GTB” a poupança como base do cálculo (0,66 % a.m.), uma vez que essas alternativas serão analisadas sob o ponto de vista do Poder Público em que não se procura, *a priori*, ter retornos sobre o capital investido. Para os elos “intermediário” e “Plasma”, como envolvem o setor privado e a geração de renda para investidores, serão considerados os dados do mercado financeiro para se verificar o efeito da variação da taxa de retorno. A Equação 3.2 descreve o cálculo do adotado neste trabalho, que tem como referência o estudo da ANEEL (2014), para o setor financeiro.

$$C = \text{Taxa Livre de Risco} + \beta * (\text{Prêmio de Risco de Mercado}) + \text{Risco Brasil} \quad (3.2)$$

- Taxa Livre de Risco: 4,59% a.a. (ANEEL, 2014);
- β : reflete o grau de incerteza em relação à projeção do retorno sobre o ativo total inerente ao negócio, em que um $\beta > 1$ representa uma empresa com alto risco. O estudo anual de Damodaran (2015) apresenta os betas por setor da economia nos Estados Unidos. Neste estudo adotou-se como referência a variação do beta no setor classificado como “*Environmental & Waste Services*”, uma vez que não há um beta específico para o setor de reciclagem. A variação do beta encontrado para o setor no referido estudo foi de 0,86 a 1,28;
- Prêmio de Risco de Mercado: 5,79% a.a. (ANEEL, 2014);
- Risco Brasil: 3,53% a.a. (ANEEL, 2014).

Os valores anuais das taxas foram convertidos para valores mensais conforme o horizonte de tempo estabelecido como referências para análises neste trabalho. O detalhamento das principais variáveis utilizadas no modelo e seus respectivos valores são apresentados na Tabela 3.1. Especificamente sobre a etapa da coleta, considerou-se que a diferença entre o custo da coleta convencional e da coleta seletiva (alternativa reciclagem) será acrescido às despesas operacionais do GTB, uma vez que tal atividade diferenciada onera de forma superior a operação de reciclagem quando comparada com as demais alternativas (aterro e incineração). Também foi considerado no indicador EVA[®] o custo de transporte conforme a alternativa de destinação.

Tabela 3.1 - Variáveis do modelo

Variáveis	Alternativa 1 Aterro Sanitário	Fonte	Função no Promodel®	Variável de resposta
Geração de ELVs	3 % do total dos RSU	Mafra (2011)	Chegadas	EVA®/ Pilar ambiental
Custo Coleta Convencional	R\$ 65,36/ton	Entrevistas	Variável/ Lógica de término	EVA®
Custo implantação	R\$ 6,30/ton	Entrevistas	Variável/ Lógica de término	EVA®
Custo encerramento e pós- encerramento	R\$ 0,70/ton	Entrevistas	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Custo operacional	R\$ 67,00/ton	Entrevistas	Variável/ Lógica de término	EVA®
Custo de Capital	0,66 % a.m.	Taxa Poupança	Lógica de termino	EVA®
Emissão de GEE	2,5 ton de CO ₂ Eq/ton RSU	Gonçalves (2007)	Saídas	Pilar Ambiental
Variáveis	Alternativa 2 Reciclagem	Fonte	Função no Promodel®	Variável de resposta
Geração de ELVs	3 % do total dos RSU	Mafra (2011)	Chegadas	EVA®/ Pilar ambiental
Diferença custo Coleta Seletiva	Máx. R\$ 385,00/ton Mín. R\$ 141,00/ton	CEMPRE (2014b)	Macro	EVA®
Custo implantação GTB	R\$ 31,47/ton	IBAM (2012)	Lógica de término	EVA®
Custo Operacional GTB	R\$ 66,00/ton	IBAM (2012)	Variável	EVA®
Produtividade por catador proporcional a ELVs	Máx. 188,00kg/mês Mín. 46,00 kg/mês	Entrevistas	Macro	EVA®/ Pilar ambiental/ Pilar Social
Rejeitos	10%	Entrevistas	Saídas	EVA®
Preço venda de ELVs para intermediário	Máx. R\$ 100,00/ton Mín. R\$ 50,00/ton	Entrevistas	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Remuneração por catador	Rateio da venda dos materiais	IBAM (2012)	Variável/ Lógica de termino	Pilar Social
Custo implantação Intermediário	R\$ 5,00/ton	IBAM (2012)	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Custo operação Intermediário	R\$ 73,00/ton	IBAM (2012)	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Custo compra matéria-prima	Máx. R\$ 100,00/ton Mín. R\$ 50,00/ton	Entrevistas	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Custo com frete intermediário	R\$ 0,38/ton.km (truck) 0,22/ton.km (carreta)	Entrevistas	Macro	EVA®

Variáveis	Alternativa 2 Reciclagem	Fonte	Função no Promodel®	Variável de resposta
Emissões de CO ₂ transporte (veículos pesados)	0, 84 kg/km	MMA (2011)	Variável	Pilar Ambiental
Distância planta reciclagem	Máx. 328 km Mín. 0 km	Google Maps®	Macro	EVA®/ Pilar ambiental/
Preço venda de ELVs p/ recicladora	Máx. R\$ 360,00/ton Mín. R\$ 180,00/ton	Consultora Tetra Pak	Macro	EVA®
Custo implantação projeto Plasma	R\$ 23,00 ton	Pedroso e Zwicker (2007)	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Custo operacional projeto Plasma	R\$ 283,00/ton	Pedroso e Zwicker (2007)	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Custo compra matéria-prima	Máx. R\$ 360,00/ton Mín. R\$ 180,00/ton	Entrevistas	Macro	EVA®
Receita venda Papel	Máx. R\$ 530,00/ton Mín. R\$ 320,00/ton	CEMPRE (2015)	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Receita venda Alumínio	Máx. R\$ 3.600,00/ton Mín. R\$ 2.800,00/ton	CEMPRE (2015)	Variável/ Lógica de término	EVA®
Receita venda Parafina	R\$ 1.100/ton	Pedroso e Zwicker (2007)	Variável/ Lógica de termino	EVA®
Beta (β)	Max: 1,28 Mín: 0,86	Damodaran (2015)	Macro	EVA®
Variáveis	Alternativa 3 Incineração	Fonte	Função no Promodel®	Variável de resposta
Geração de ELVs	3 % do total dos RSU	Mafra (2011)	Chegadas	EVA®/ Pilar ambiental
Custo Coleta convencional	R\$ 65,36/ton	Entrevistas	Variável	EVA®
Custo implantação Cap. 13.333 t/mês Cap. 83.250 t/mês	Máx. R\$ 94,00/ton Mín. R\$ 76,00/ton	Themelis <i>et al.</i> (2013)	Variável	EVA®
Custo Operacional Cap. 13.333 t/mês Cap. 83.250 t/mês	Máx. R\$ 119,00/ton Mín. R\$ 78,00/ton	Themelis <i>et al.</i> (2013)	Variável	EVA®
Produção Líquida de Energia (PLE)	(PCI * Eficiência Turbina) - 15%	Themelis <i>et al.</i> (2013)	Saídas	EVA®
PCI ELVs	6,15 MWh/ton	CEMPRE (2014a)	Variável	EVA®
Eficiência Turbina	Máx. 28% Mín. 22%	Themelis <i>et al.</i> (2013) e Leme <i>et al.</i> (2014)	Variável	EVA®
Receita venda da Energia	Máx. R\$ 385/MWh*PLE Mín. R\$ 148 /MWh*PLE	CCEE (2015)	Variável/ Lógica de término	EVA®
Reduções Certificadas de Emissões (RCE)	0,60 ton.CO ₂ Eq/MWh	Themelis <i>et al.</i> (2013)	Variável/ Lógica de término	EVA®/ Pilar ambiental
Receita crédito de carbono ton CO ₂ Eq	Máx. R\$ 26,00*RCE Mín. R\$ 13,00*RCE	Investing (2014)	Macro	EVA®

Variáveis	Alternativa 3 Incineração	Fonte	Função no Promodel®	Variável de resposta
Reaproveitamento de metais das cinzas	Máx. 20% Mín. 16%	Biganzoli, Grosso e Forte (2014)	Saídas	EVA®
Receita venda alumínio	Máx. R\$ 3.600,00/ton Mín. R\$ 2.800,00/ton	CEMPRE (2015)	Variável/ Lógica de término	EVA®
Custo com frete	R\$ 0,22/ton.km (carreta)	Entrevistas	Lógica de término	EVA®
Distância Incineração	Máx. 166 km Mín. 0 km	Google Maps®	Macro	EVA® / Pilar ambiental/
Emissões de CO ₂ transporte (veículos pesados)	0, 84 kg/km	MMA (2011)	Variável	Pilar Ambiental
Custo de Capital	0,66 % a.m.	Taxa Poupança	Lógica de término	EVA®

3.1.2 Implementação do Modelo Computacional

As Figuras 3.2, 3.3 e 3.4 mostram o modelo computacional implementado no *software* de simulação ProModel®. Como técnica de verificação (testar se o modelo computacional está sendo executado corretamente), utilizou-se a implementação e verificação modular, em que se é recomendado desenvolver parte do modelo e depois executar somente esta parte para verificar se ela está correta para assim dar continuidade a implementação do restante do modelo. Assim, foram verificados todos os resultados das variáveis do modelo, conforme os dados de entrada na Tabela 3.1.

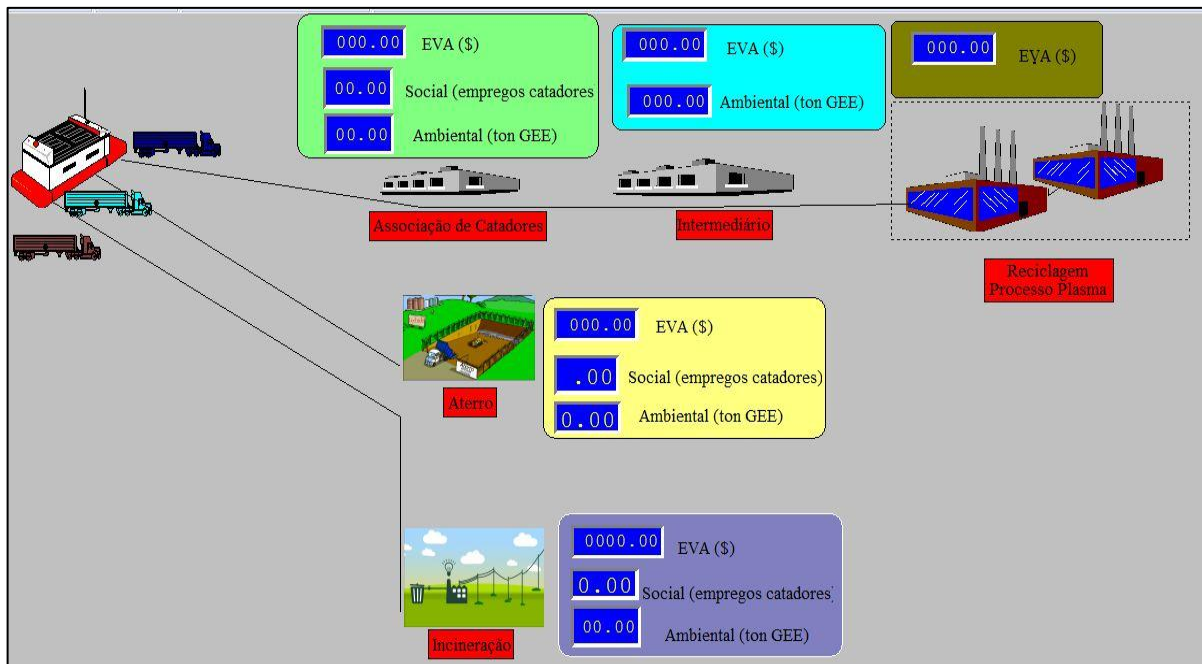


Figura 3.2 - Tela do ProModel® com o modelo desenvolvido

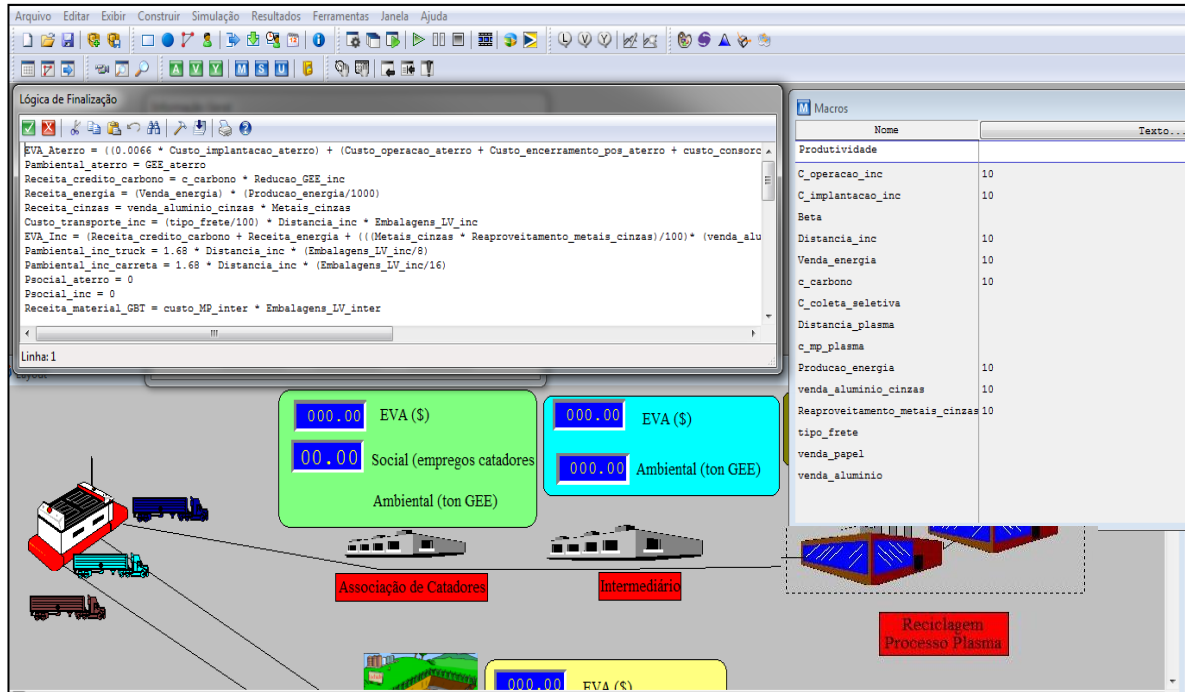


Figura 3.3 - Tela do ProModel® com a lógica de término e Macros

Cita-se também o recurso da animação gráfica, em que o comportamento operacional do modelo é mostrado graficamente conforme o modelo é executado ao longo do tempo (CHWIF e MEDINA, 2010; SARGENT, 2013). Assim, podem-se constatar erros e corrigi-los antes de prosseguir para as próximas etapas. Foram utilizados no ProModel®, dentre outros, os recursos de lógica de finalização, macros e a criação de variáveis para modelar o sistema. A vantagem da utilização de macros, por exemplo, é a facilidade de poder se alterar os valores dos parâmetros para a geração de diversos cenários.

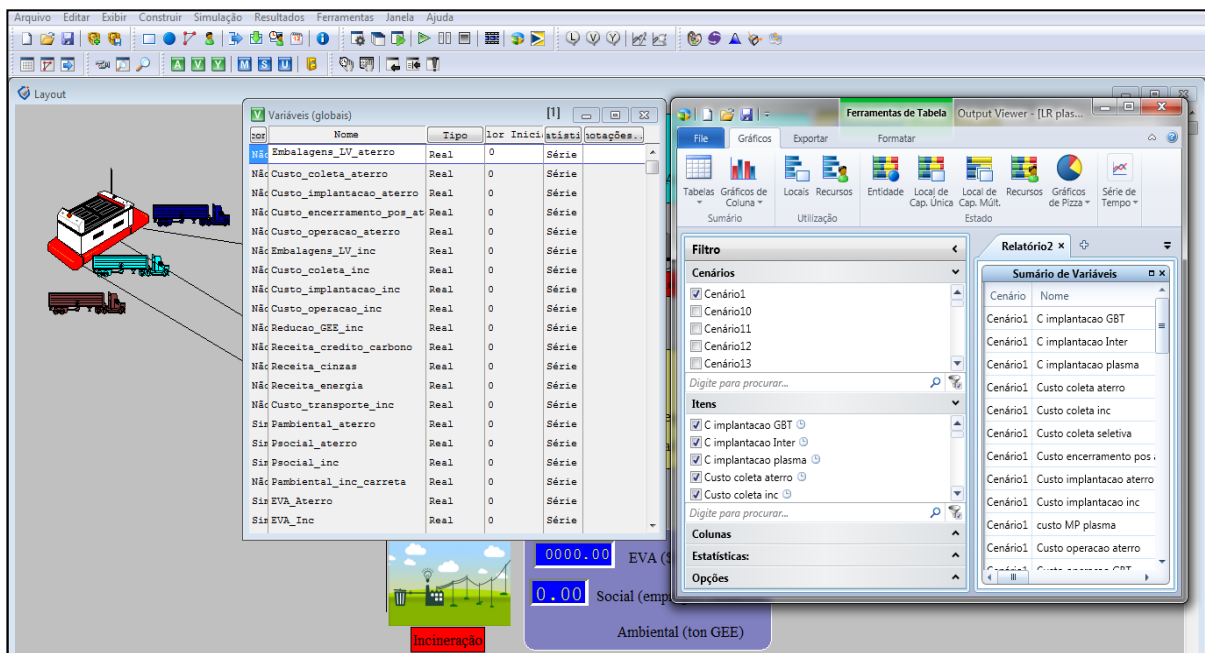


Figura 3.4 - Tela do ProModel® com os resultados das variáveis

4. SIMULAÇÕES E ANÁLISES

Este capítulo apresenta a terceira etapa do método proposto por Montevechi *et al.* (2010) no Capítulo 1, em que o modelo computacional é utilizado para a realização de experimentos (cenários), conforme a técnica DOE, em que são realizadas alterações nas variáveis de entrada de maneira que se possa observar e identificar as consequentes mudanças na variável de saída. Inicialmente são feitas análises individuais de cada alternativa de destinação para as ELVs e na sequência têm-se análises conjuntas dos cenários de acordo com o modelo de sustentabilidade *triple bottom line*.

A Figura 4.1 mostra uma visão geral dos cenários que foram gerados neste trabalho. O Cenário 1 refere-se à disposição final dos resíduos no aterro sanitário. Os Cenários de 2 a 5, que representam a alternativa de destinação para uma usina de incineração com reaproveitamento energético, e os Cenários de 6 a 30, que se referem à LR para a reciclagem, tiveram seus principais fatores alterados com o objetivo de realizar análises mais voltadas para o pilar econômico. Para esses cenários supracitados, com exceção da alternativa aterro que representa a atual destinação da maioria das ELVs e não sofrerá alterações em seus valores correntes, fez-se uso do DOE para auxiliar na identificação ordenada dos fatores que mais impactam no desempenho econômico. Já os Cenários de 31 a 45, juntamente com o Cenário 1, foram simulados com o objetivo de realizar análises conjuntas conforme os três pilares da sustentabilidade e serão detalhados posteriormente.

4.1 Alternativa Aterro Sanitário

Inicialmente é apresentada a alternativa (Cenário 1) em que 100% das ELVs (68 ton/mês) seriam enviadas para o aterro da cidade. Como verificado, em Itajubá, a quantidade de ELVs que é coletada seletivamente é muito baixa. Assim, esse cenário será considerado como a principal base de comparação para as demais alternativas que serão posteriormente simuladas, uma vez que representa a situação real. Na Figura 4.2 têm-se as porcentagens dos custos para a alternativa de destinação final em aterro de acordo com os dados obtidos para a Itajubá.

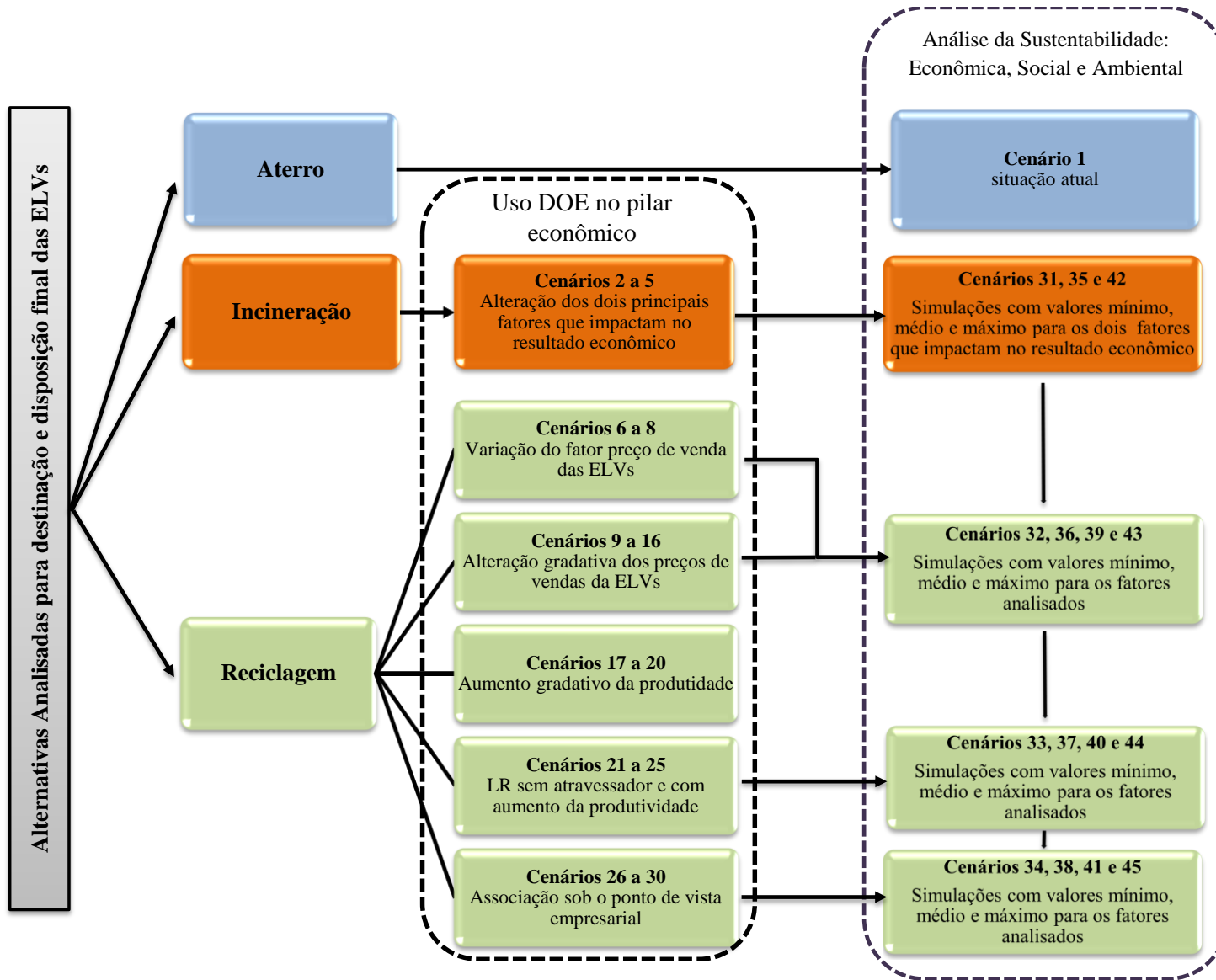


Figura 4.1 - Visão geral dos grupos de cenários

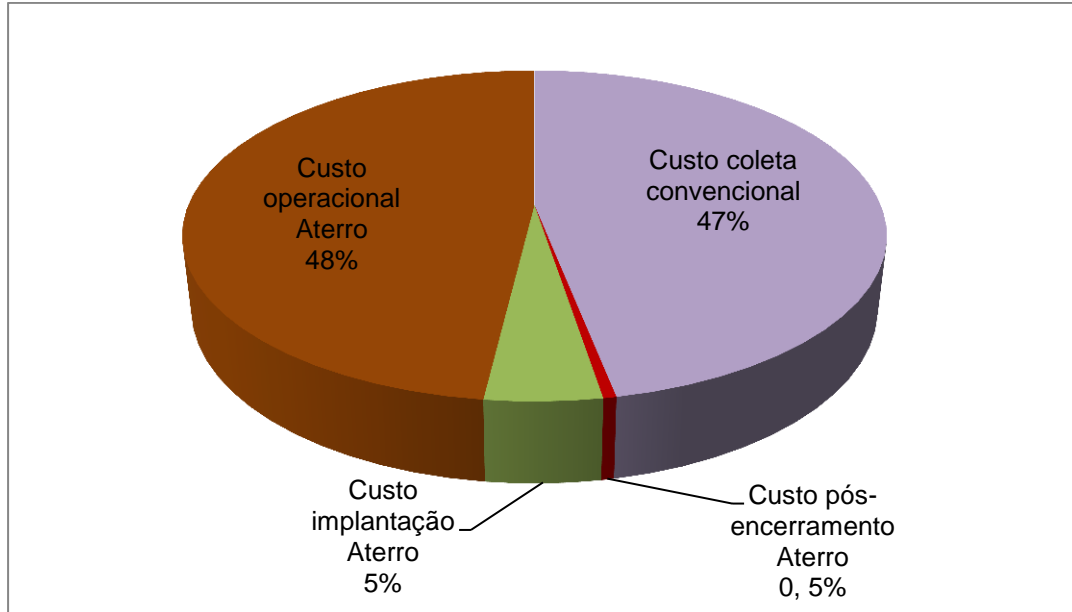


Figura 4.2 - Porcentagem dos custos mensais relativos ao sistema de disposição final Aterro Sanitário

Conforme o gráfico da Figura 4.2 pode-se verificar que os custos da coleta convencional e de operação do aterro representam praticamente o mesmo peso no sistema. Já o custo de implantação apresenta uma proporção bem menor, seguido pelo custo de encerramento e pós-encerramento. A PNRS estabelece que a disposição final ambientalmente adequada deve-se restringir somente ao envio de rejeitos para os aterros. Os RSU são classificados como rejeitos depois que tiveram esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis.

Especificamente sobre a fase da coleta, uma vez que a mesma tem grande impacto nos custos totais, justifica-se o empenho dos gestores e acadêmicos na busca por soluções que maximizem tal etapa. Conforme citado na revisão bibliográfica, há inúmeros trabalhos que utilizam neste contexto a Pesquisa Operacional e fazem uso, por exemplo, de análises sobre roteirização de veículos. Outro ponto constatado é a tendência mundial de países com rendas mais baixas de destinarem a maior parte de seus orçamentos para a gestão de resíduos na fase da coleta. O oposto é verificado em países de alta renda (desenvolvidos), onde a despesa principal é destinada à fase de eliminação e destinação final, e a coleta representa no máximo 10% do total dos gastos (HOORNWEG e BHADA-TATA, 2012).

Além disso, tem-se em muitos países (principalmente nos desenvolvidos), o problema de disponibilidade de terra, em que o custo da disposição final dos RSU é conseqüentemente bem superior ao da coleta. No que tange ao indicador econômico EVA[®], seu resultado negativo foi de R\$ 4.606,40, reforçando que o aterro não possui nenhuma entrada positiva de receitas. O pilar ambiental teve como resultado, para as 68 toneladas,

170 toneladas de GEE conforme os dados médios de emissões considerados como referência neste trabalho. Em relação ao pilar social, este tem valor zero já que não há geração de emprego/renda para os catadores.

4.2 Alternativa Incineração

Como citado, será utilizado o DOE para auxiliar nas análises e possibilitar a identificação das variáveis de maior importância em um processo e descobrir se há interações entre as variáveis (MONTGOMERY E RUNGER, 2011). Para Chung (2004) interação é um evento que advém da sinergia dos fatores. Este autor ainda afirma que o efeito da soma dos fatores pode até mesmo ser maior que a soma do efeito de cada fator separadamente. Kleijnen *et al.* (2005) esclarece que o termo “fator” refere-se aos parâmetros (variáveis) de um modelo de simulação e sofrem alteração durante o experimento. Outro termo utilizado é o “nível”, que são as possíveis variações consideradas para cada fator (CHUNG, 2004).

Kleijnen *et al.* (2005) afirmam que a combinação dos níveis de todos os fatores cria um cenário. Comumente escolhem-se apenas dois níveis: “nível +” e “nível –”, para manter um tamanho satisfatório do experimento (COX e REID, 2000). Por fim, tem-se a “Variável de Resposta” que é uma medida de desempenho ou de saída de um modelo de simulação (LAW e KELTON, 2000). As técnicas de projetos experimentais mais utilizadas na literatura são: o Planejamento Fatorial Completo, o Planejamento Fatorial Fracionado, os arranjos de Taguchi e a Metodologia de Superfície de Resposta (MIRANDA, 2012).

Neste trabalho foi adotado o Planejamento Fatorial Fracionado e Planejamento Fatorial Completo, conforme proposto por Montevechi, Miranda e Friend (2012), uma vez que o número inicial de fatores iria resultar em uma quantidade muito elevada de combinações de experimentos em um Fatorial Completo (permite a varredura completa da região de estudo, pois utiliza todos os fatores e respectivos níveis). Assim, primeiramente fez-se um Projeto experimental Fatorial Fracionado, que é suficiente para indicar os principais efeitos associados aos fatores e permite uma redução destes, e posteriormente um Projeto experimental Fatorial Completo, ambos para 95% de confiança (MONTEVECHI, MIRANDA e FRIEND, 2012). Foi utilizado o *software* estatístico Minitab® para o desenvolvimento da matriz experimental do DOE. Para mais informações sobre o DOE, pode-se consultar Banks *et al.* (2009), Montgomery (2005) e Law (2007).

Para a alternativa incineração foram simulados inicialmente 32 cenários, utilizando os dados da Tabela 3.1 para os “níveis +” (valor máximo) e “níveis –” (valor mínimo) dos

fatores. Com essas simulações teve-se o intuito de identificar até seis fatores que exercem efeitos significativos sobre a variável de resposta (EVA[®]). O Gráfico de Pareto (Figura 4.3) mostra o resultado dos experimentos conforme a significância relativa aos oito fatores incluídos no DOE e suas interações de acordo com o impacto que causam à variável de resposta EVA[®]. A informação é disposta em barras distribuídas do mais significativo para o menos significativo. O comprimento de cada barra é proporcional à significância estatística de seu efeito. A linha vertical vermelha é a linha do valor crítico que indica que os fatores apresentados acima do valor de 783 de efeito padronizado são significantes. Logo, os fatores que estão abaixo da linha vermelha têm pouca influência na variável de resposta.

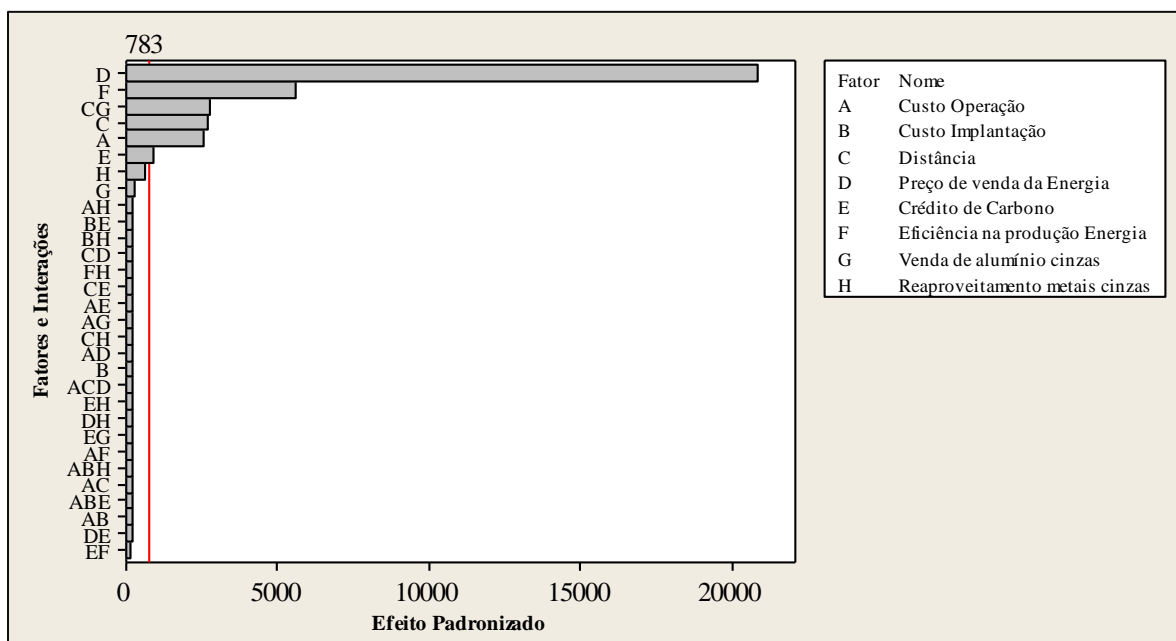


Figura 4.3 - Fatorial Fracionado: Ordenação dos fatores e interações que mais impactam no EVA[®] Incineração

Pela análise do gráfico é possível observar que nem todos os oito fatores interferem significativamente no EVA[®]. Nota-se que o fator D (Preço de venda da Energia), que reflete as oscilações que podem ocorrer no preço de mercado desse recurso, é o que possui maior importância relativa sobre a variável de resposta. Na sequência tem-se o fator F (Eficiência na produção de Energia), isso mostra que o impacto de se otimizar em usinas de incineração a produção e a venda de energia gerada é mais relevante do que buscar minimizar por exemplo, o custo de operação.

A interação de segunda ordem entre os fatores “distância da localização da usina” e a “venda do alumínio presente nas cinzas”, que representa a entrada de receitas, ocupa a terceira colocação em importância relativa ao impacto na variável de resposta. O fator distância isoladamente, que ocupa o quarto lugar em importância e reflete o custo com transporte até a planta de incineração, mostrou ter um impacto econômico um pouco

superior do que a variação do custo de operação quando se considera a economia de escala para plantas de incineração. Isso significa que analisando somente a questão da distância *versus* economia de escala seria mais vantajoso instalar uma usina com uma capacidade bem menor na própria cidade de Itajubá, caso a contrapartida fosse instalar uma planta em Três Corações com uma capacidade muito superior (custo de operação menor), porém com maiores custos de transporte.

Os fatores H (porcentagem de reaproveitamento de metais - alumínio) e B (custo de implantação) não apresentaram influência significativa sobre o EVA[®]. Especificamente sobre o custo de implantação de usinas de incineração, destaca-se que este é comumente considerado como um grande empecilho para a instalação de tais empreendimentos. Tal resultado não significativo pode ser atribuído ao tipo de indicador adotado neste trabalho como referência para as análises econômicas - o EVA[®].

O EVA[®] tem o objetivo de mensurar o verdadeiro lucro econômico gerado por um empreendimento de modo a separar a performance operacional da financeira. Como o Custo de Capital (C) utilizado para a incineração foi atrelado ao valor mensal da poupança, já que o sistema está sendo analisado sob o ponto de vista do Poder Público, ou seja, não há uma expectativa alta de retorno de investimento e nem se considera o risco do investimento, o valor de C é baixo, o que conseqüentemente diminui o impacto do custo de implantação do empreendimento. Com isso, pode-se concluir que ao analisar a incineração com reaproveitamento energético sob o ponto de vista econômico (EVA[®]), o investimento necessário para a implantação do empreendimento não seria um fator relevante para a tomada de decisão. Além do indicador EVA[®], o fato do custo de implantação ter sido rateado por tonelada de material processado (como em um consórcio), fez com que os altos custos de instalação para as usinas de incineração tivessem seu impacto reduzido uma vez que estas têm elevadas capacidades de processamento.

A Figura 4.4 ajuda a visualizar graficamente o impacto dos efeitos principais para cada fator, considerando a variável de resposta EVA[®]. A linha de referência horizontal representa a média geral dos dados e as retas, que representam os fatores, têm por objetivo mostrar a magnitude dos efeitos, sendo que quanto maior for a inclinação da reta mais impacto (positivo ou negativo) o respectivo fator causará no EVA[®].

Como recomendado por Montgomery (2005), após essas análises iniciais por meio do Fatorial Fracionado, partiu-se para uma análise mais cuidadosa por meio do uso do Fatorial Completo, que neste caso resultou na criação de 64 cenários, cujos resultados de significância dos fatores estão mostrados na Figura 4.5. Cita-se que as variáveis que foram

excluídas para essa próxima rodada do DOE tiveram seus valores fixados da seguinte forma: custo de implantação - manteve-se o maior valor (94,00/ton), considerando a implantação de uma usina de menor porte; porcentagem de reaproveitamento de metais das cinzas - considerou-se um cenário conservador (16%).

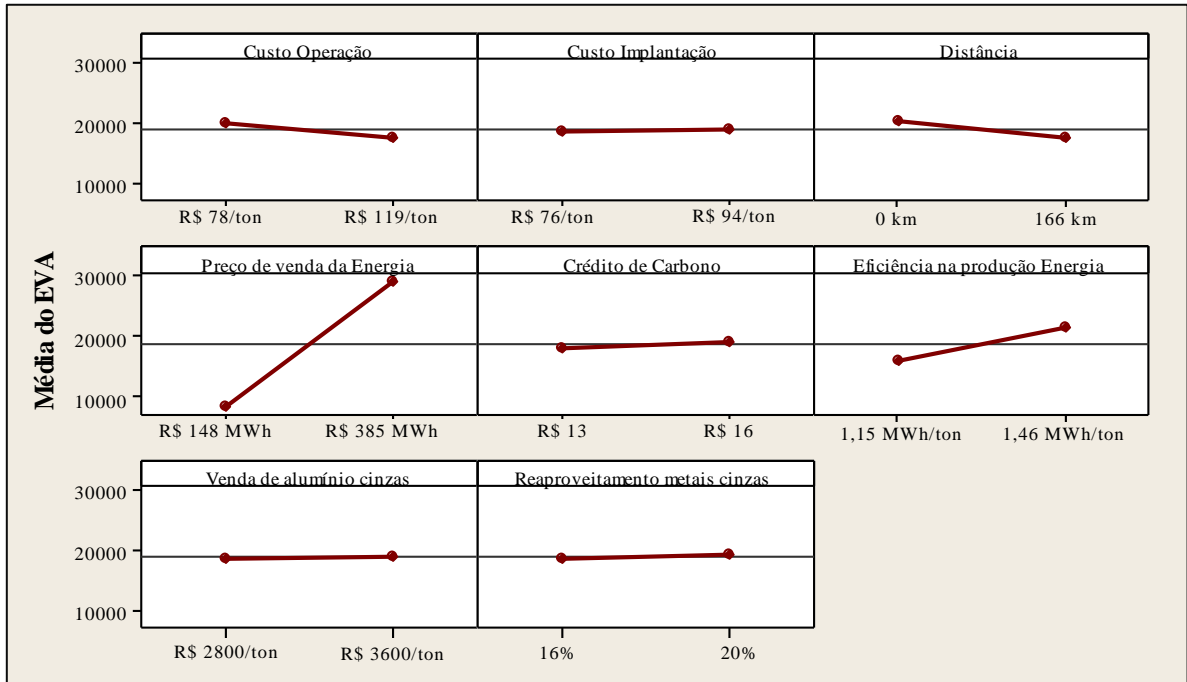


Figura 4.4 - Fatorial Fracionado dos fatores do EVA® Incineração

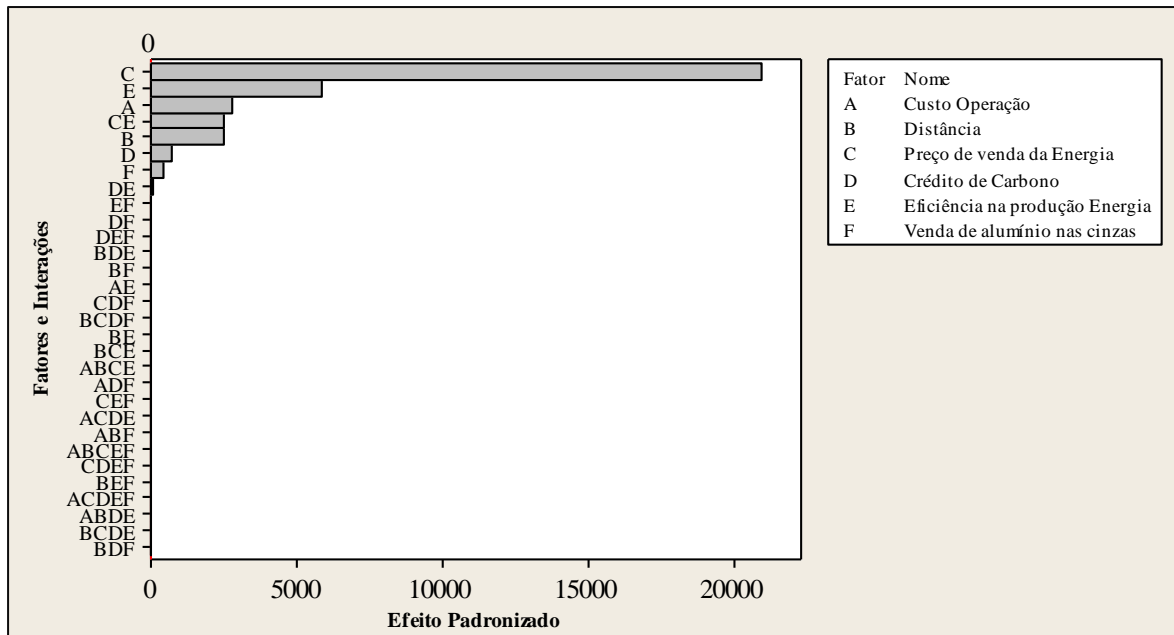


Figura 4.5 - Fatorial Completo: Ordenação dos fatores e interações que mais impactam no EVA® Incineração

Conforme os resultados do gráfico de Pareto, a linha vertical vermelha teve como resultado zero, mostrando que todos os seis fatores selecionados realmente possuem impactos significativos na variável de resposta. A variação no preço de venda da energia

manteve-se como o fator que mais impacta no resultado econômico do empreendimento, como também é evidenciando na Figura 4.6. De forma análoga, a variação na produção de energia manteve-se em segundo lugar, como visto no Fatorial Fracionado. Porém, a partir do terceiro lugar houve diferenças nos resultados quando comparados com os experimentos anteriores.

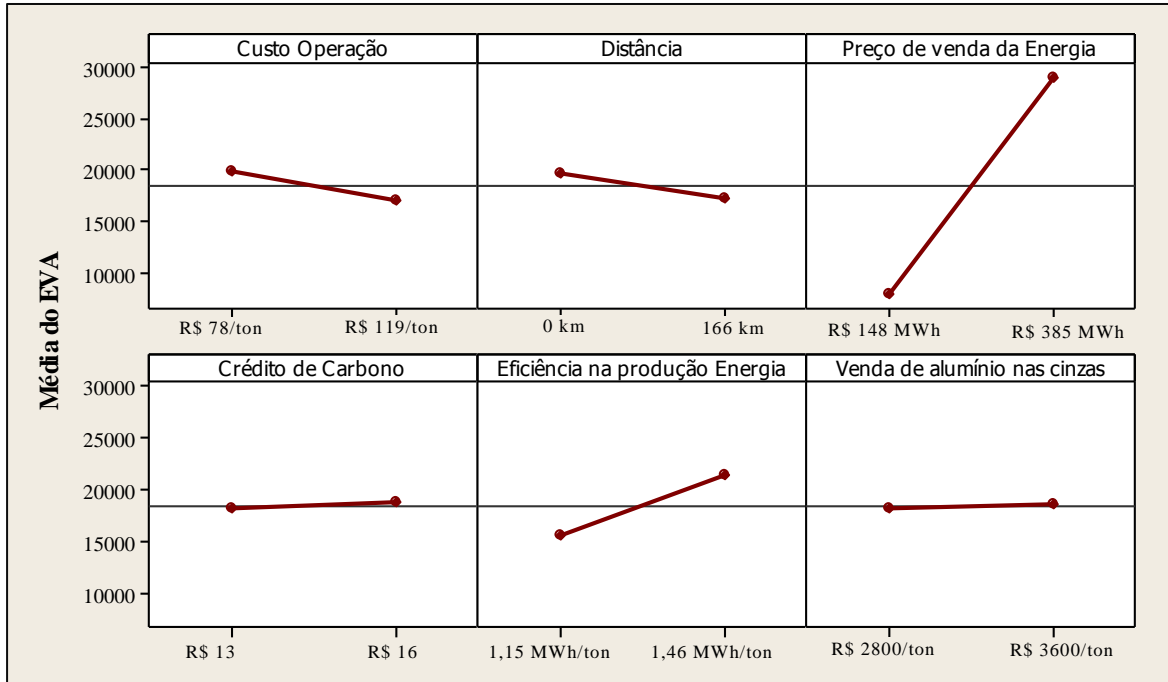


Figura 4.6 - Efeito dos fatores sobre o EVA® Incineração

O custo de operação, com essa nova rodada de cenários, ficou em terceiro lugar e se mostrou um pouco mais relevante que a distância (custo transporte). Assim, neste caso, sob o ponto de vista somente econômico seria mais indicado transportar os materiais até uma planta com maior capacidade e localizada na cidade de Três Corações do que instalar uma planta com menor capacidade em Itajubá mesmo. A interação da variação do preço de venda da energia com a variação do total de energia produzida ficou em quarto lugar de importância, o que vem corroborar a relevância de tais fatores para a rentabilidade do empreendimento. A variação da distância ficou em quinto lugar, porém possui um coeficiente praticamente igual à interação que ocupa o quarto lugar de importância (preço de venda da energia e total de energia produzida). Na sequência têm-se os fatores de venda do crédito de carbono e venda do alumínio presente nas cinzas. Há uma pequena significância na interação entre a venda do crédito de carbono e a produção de energia.

No que se refere ao preço de venda da energia, sob o ponto de vista do empreendimento, na prática poderia haver uma concentração de esforços, como por meio de incentivos, para que as energias de fontes alternativas conseguissem atingir o “nível +” em

que o preço de venda equiparasse ao preço de mercado da energia hidrelétrica. No que tange a produção de energia, fator que ficou em segundo lugar de importância, vale lembrar que o valor utilizado para o PCI foi especificamente das ELVs, sendo que este possui um valor bem superior à fração dos resíduos orgânicos, por exemplo. Tal fato influencia significativamente a quantidade total de energia produzida por tonelada de RSU, uma vez que como visto na Tabela 3.1, o total de energia não depende somente da variação da eficiência da turbina, mas também do poder calorífico de cada material. Assim, devido às características heterogêneas dos materiais presentes nos resíduos, pode-se chegar a conclusões errôneas ao se considerar os resíduos sem as peculiaridades de seus componentes.

Dentre deste contexto, para se verificar os impactos da mudança dos dois fatores que mais impactam no EVA[®] e realizar a comparação entre a incineração das ELVs e os RSU como um todo, considerou-se o PCI bruto dos RSU da Região Sul de Minas, que conforme o estudo realizado pela ENGEBIO (2010) é de 1.759 kcal/ton, ou seja, 2 MWh/ton. Foram mantidos fixos no “nível –” os fatores: venda de crédito de carbono, venda de alumínio das cinzas e eficiência da turbina. A distância foi fixada de Itajubá até Três Corações e admitiu-se a instalação de uma planta de incineração de menor capacidade. A Tabela 4.1 apresenta os resultados encontrados.

Tabela 4.1 - Cenários Incineração 2, 3, 4 e 5

Fator (variável)	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4	Cenário 5
Custo Operação (R\$/ton)	119,00			
Distância (km)	166,00			
Crédito Carbono	13,00			
Venda de alumínio nas cinzas (R\$/ton)	2.800,00			
Eficiência na produção de Energia (MWh/ton)	1,15	0,375	1,15	0,375
Preço de venda da Energia (R\$/MWh)	148,00	148,00	385,00	385,00
EVA [®] (R\$)	3.089,21	(5.121, 45)	21.622,61	922,05

Pela Tabela 4.1 nota-se que ao se considerar o PCI médio dos RSU do Sul de Minas tem-se um indicador econômico negativo. Deste modo, ao analisar os RSU em sua totalidade (Cenário 3), em que a grande quantidade de matéria orgânica e a umidade faz com que haja uma perda de poder calorífico, seria preferível enviar, por exemplo, a matéria orgânica para o aterro que apresenta um EVA[®] negativo igual R\$ 4.606,40. Como neste estudo optou-se por analisar especificamente a fração das ELVs, para estas sim seria uma vantagem a incineração, do ponto de vista econômico, mesmo com o preço da energia em seu menor valor (Cenário 2). Mas ao simular um cenário em que o preço da energia

alcançaria os R\$ 385,00, a situação já se inverteria mesmo para um PCI bem inferior, sendo já viável incinerar todos os RSU, inclusive os orgânicos que possuem baixo poder calorífico (Cenário 5). No Cenário 4 verifica-se que o resultado do EVA[®] somente para as ELVs seria muito superior aos demais ao considerar a elevação do preço de venda da energia.

No que tange ao pilar ambiental, tem-se uma estimativa de emissão de 1.185,24 Kg de GEE devido somente ao transporte até a planta de incineração. Ressalta-se que não foi foco desta pesquisa verificar quantas cidades ao entorno da usina seriam necessárias fazerem parte do consórcio para possibilitar que a planta operasse em sua capacidade total. Análise semelhante foi feita no estudo da consultoria ENGEBIO (2010), onde foi considerada a inclusão de 73 municípios que estavam em situação irregular de disposição de resíduos, sobre o total de 96 municípios existentes no raio de 100 km da cidade de três Corações. Tal projeção também seria influenciada pela decisão ou não de enviar somente a fração de ELVs, por exemplo, para a incineração e manter os resíduos orgânicos em aterros.

Em relação ao pilar social, este tem valor zero já que não há geração de emprego/renda para os catadores. Uma das questões polêmicas que envolvem a instalação de usinas de incineração no Brasil diz respeito à oposição por parte dos catadores e por outros segmentos da sociedade sob o argumento de que a usina iria “roubar” a matéria-prima fonte de renda para os catadores. Porém, na cidade de Itajubá, assim como acontece em muitas outras, as associações de catadores normalmente não possuem capacidade produtiva suficiente para absorver toda a quantidade de materiais pós-consumo potencialmente recicláveis gerados pela população. Além disso, especificamente no caso das ELVs, tanto os catadores quanto os atravessadores da cidade não querem coletar e nem trabalhar com tal resíduo devido ao seu baixo valor de mercado. Assim, por meio das simulações realizadas acredita-se ser viável e necessário realizar análises considerando as peculiaridades dos diversos materiais presentes nos RSU. E mesmo para o caso de resíduos com PCI baixo, um fator significativo como o preço de venda da energia gerada pode alterar o resultado econômico final de usinas com reaproveitamento energético.

A Figura 4.7 mostra uma visão dos custos do sistema de incineração para o exemplo do Cenário 2. Ressalta-se, como para os outros cenários, que todos os custos foram rateados por toneladas que material que seriam enviadas para o sistema. Ao contrário do que foi visto para o aterro, em que os custos com a coleta (47%) representam praticamente a mesma proporção dos custos de operação do aterro (48%), os custos de coleta para o sistema de incineração apresentam um valor inferior aos custos de operação e implantação da usina. Também, diferentemente do aterro, em que o custo de implantação representa somente 5%

dos custos totais do sistema, na incineração os custos de implantação têm um peso mais significativo.

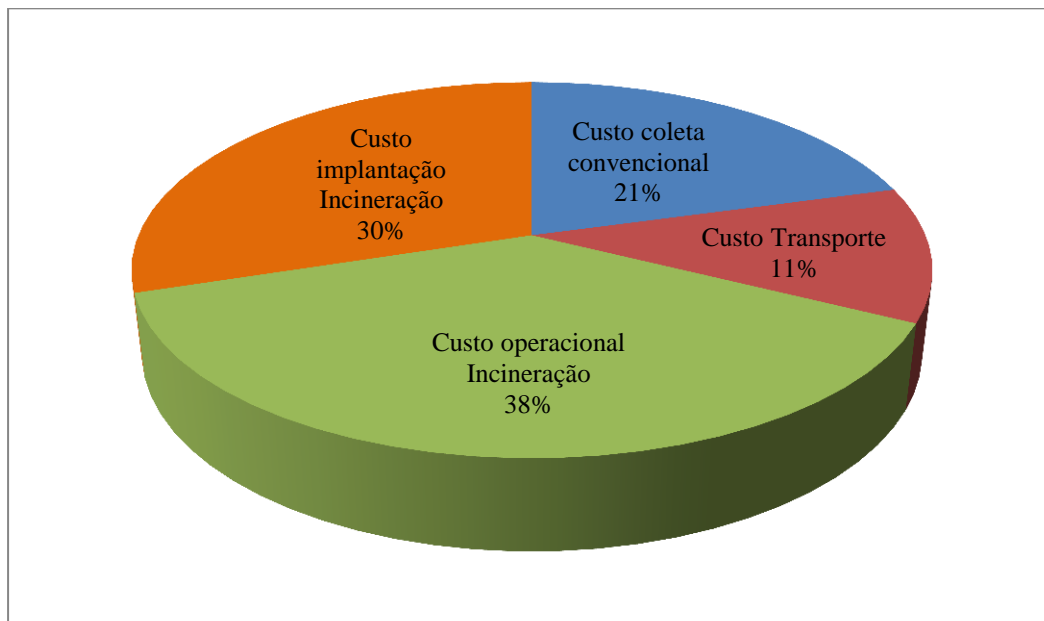


Figura 4.7 - Porcentagem dos custos mensais relativos ao sistema de Incineração

4.3 Alternativa Reciclagem

Para realizar o DOE para cadeia reversa da reciclagem das ELVs, optou-se por utilizar somente um único EVA[®] e analisar o sistema como um todo, ou seja, os três elos considerados neste trabalho (associação de catadores, intermediário e a planta de reciclagem). Assim, a variável de resposta é o resultado da soma dos EVA[®] de cada elo da cadeia. Como já citado, incluiu-se no EVA[®] os custos de transporte até a planta de reciclagem, assim como a diferença monetária entre o custo da coleta convencional e da coleta seletiva, uma vez que para as alternativas aterro e incineração não haveria *a priori* a coleta seletiva. A Figura 4.8 mostra os resultados conforme a importância dos fatores em relação à variável de resposta. Inicialmente foram executados 32 cenários (Fatorial Fracionado) com o intuito de obter uma redução no número de fatores para assim realizar um Fatorial Completo.

O preço da coleta seletiva, que embora está representado neste trabalho como o resultado de sua diferença em relação à coleta convencional, sua variação ocupou o primeiro lugar de importância dentre os demais fatores. Na sequência tem-se a interação do custo da coleta seletiva com a variação da produtividade dos catadores, que isoladamente ocupa o quarto lugar de importância. Tal resultado, ao mostrar o impacto do custo da coleta seletiva para o sistema de LR e reciclagem, evidencia a magnitude da dificuldade, principalmente financeira, enfrentada pela maioria dos municípios brasileiros para implantar

um sistema de coleta seletiva. Aliado a isso, tem-se geralmente a baixa capacidade produtiva das associações de catadores, que devido a questões como falta de capacidade técnica e de gestão, não conseguem suprir a demanda por serviços de coleta seletiva, o que pode ocasionar perda de credibilidade do programa perante a população.

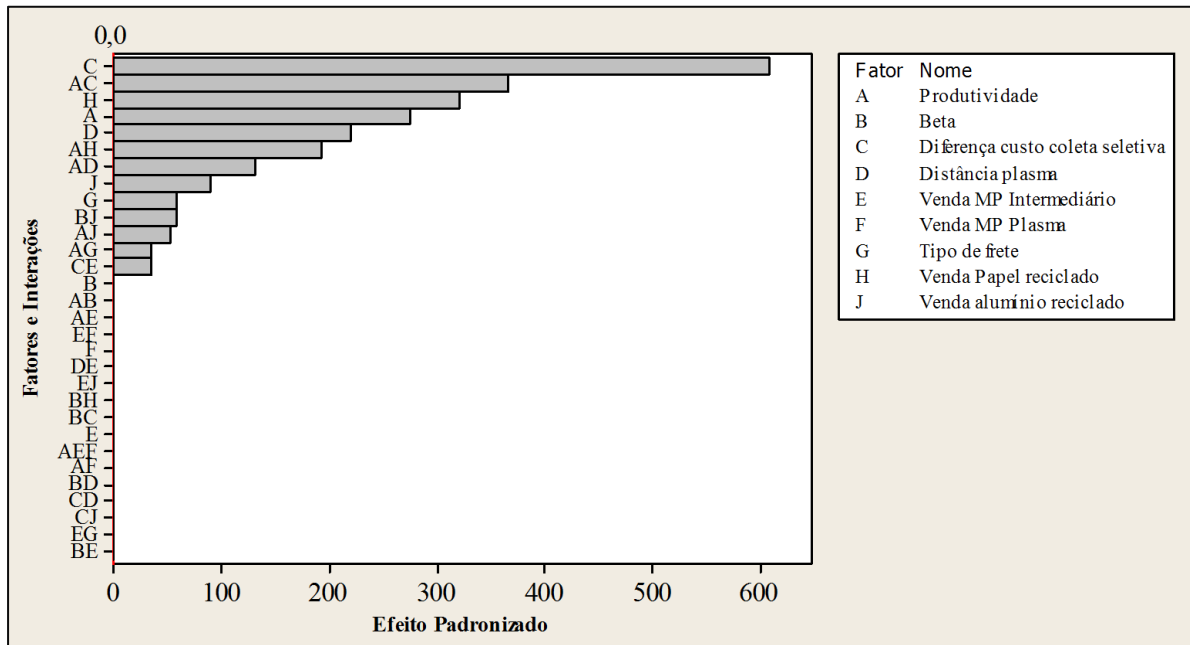


Figura 4.8 - Fatorial Fracionado: Ordenação dos fatores e interações que mais impactam no EVA[®] Reciclagem

Em terceiro lugar tem-se a variação do preço de venda do papel, que representa 68% da composição das ELVs e, por último, cita-se o impacto do fator distância que ocupou o quinto lugar. Pode-se verificar que a variação isolada do indicador beta, que faz parte do cálculo de Custo de Capital, não resulta em impactos significativos no EVA[®]. Esse resultado vai ao encontro do verificado para a incineração em que o capital investido na implantação não teve um peso significativo no indicador econômico EVA[®]. Ressalta-se que o fator beta apenas torna-se significativo na interação com o fator J, venda do alumínio reciclado realizado pela indústria de reciclagem. O alumínio, apesar de representar uma parcela pequena das ELVs, seu preço de venda é bastante significativo.

Os fatores E (variação preço de venda das embalagens para o intermediário) e o F (variação preço de venda das embalagens para a planta de reciclagem) não tiveram um peso relevante. Porém, conforme foi possível constatar por meio de entrevistas com os envolvidos da área (intermediário local e associação de catadores), que a variação nos preços teria um papel preponderante para viabilizar o processo de LR, uma vez que o baixo preço de mercado atual das embalagens não favorece o sistema de LR já que os custos superam as receitas. Assim, decidiu-se verificar o porquê de tal resultado. Para tanto, foram desenvolvidos três cenários em que se manteve todos os demais fatores constantes, com

exceção do preço de venda das ELVs para o elo intermediário (Cenário 7) e para a indústria de reciclagem (Cenário 8). O custo da coleta seletiva, assim como o preço de venda do papel, que impactam significativamente no resultado econômico, foram mantidos nos seus valores mínimos, como mostra a Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Cenários Reciclagem 6, 7, e 8

Fator (variável)	Cenário 6	Cenário 7	Cenário 8
Produtividade dos Catadores (ton/mês)		4,00	
Beta		0,86	
Diferença Custo coleta seletiva (RS/ton)		141,00	
Distância planta a plasma (km)		328	
Tipo de frete (custo)		0,22	
Venda papel reciclado (RS/ton)		320,00	
Venda alumínio reciclado (RS/ton)		2.800,00	
Venda MP para intermediário (RS/ton)	50,00	100,00	50
Venda MP para planta plasma (RS/ton)	180,00	180,00	360,00
EVA [®] Associação de catadores (RS)	(648,83)	(468,83)	(648,83)
EVA [®] intermediário (RS)	(54,76)	(234,76)	593,23
EVA [®] plasma (RS)	411,69	411,69	(236,30)
EVA[®] Reciclagem - variável de resposta (RS)	(291,90)	(291,90)	(291,90)

Conforme os resultados, primeiramente destaca-se a validação do modelo, uma vez que segundo as entrevistas realizadas na associação de catadores e com um intermediário local, a comercialização das ELVs para a reciclagem não se apresenta economicamente atrativa para ambos. Especificamente sobre o resultado do DOE, em que a variação dos preços de venda das ELVs não se apresentou como um fator relevante, é consequência direta de se trabalhar com um único EVA[®] para a cadeia reversa como um todo, em que o aumento do custo da matéria-prima ao mesmo tempo em que representa um aumento de receita para um elo a montante significa, ao contrário, uma redução da mesma no elo a jusante. Desta forma, tal variação no preço de compra/venda das ELVs tem seus impactos anulados no EVA[®] da Reciclagem, como pode ser visto na Tabela 4.2.

Porém, ao analisar o EVA[®] relativo a cada elo da cadeia, tal variação causa sim impactos no resultado econômico. Tem-se como exemplo os resultados dos Cenários 6 e 7, que ao se variar o preço de venda das ELVs para o elo intermediário (“nível –” R\$ 50,00 para “nível +” R\$ 100,00) obtém-se uma mudança de 326% no seu EVA[®] e como poderá ser visto posteriormente na Tabela 4.4, obtém-se uma variação no EVA[®] da Reciclagem de 300% quando se altera a variável “produtividade” (“nível –” para o “nível +”) considerada de impacto relevante conforme os resultados do DOE.

Outro ponto relevante constatado nos resultados da Tabela 4.2 é que a associação de catadores apresentou o pior resultado em todos os três cenários, incluindo o Cenário 6 em que o preço de venda para o intermediário atinge seu valor máximo por tonelada (R\$ 100,00). Tal situação reforça o quadro de que os catadores constituem o elo mais vulnerável e passível de exploração social. Por isso ressalta-se que para realmente se alcançar uma sustentabilidade que inclua a equidade e justiça social (pilar social) é imperativo que haja um esforço para encontrar um equilíbrio entre os valores de remuneração dentro da cadeia reversa. Uma vez que somente a criação de empregos para os catadores, por meio de sua inclusão na cadeia reversa para a reciclagem, necessariamente não resultará em uma sustentabilidade social e neste caso, os catadores só têm sua renda mensal garantida porque são dependentes do poder público que arca com as despesas do empreendimento.

É importante salientar que quando se fala em sustentabilidade, o objetivo deveria ser remunerar adequadamente todos os elos presentes na cadeia. Leite (2009, p. 103) afirma que no caso da LR torna-se necessário que os objetivos econômicos sejam alcançados em todas as etapas reversas para a existência do fluxo reverso. A falta de ganho em um ou mais elos da cadeia reversa provocará interrupção ou simplesmente não haverá fluxo reverso, resultando no desequilíbrio de oferta-demanda dos produtos pós-consumo. Quando se fala em economia solidária, princípio que rege a gestão das associações de catadores, o objetivo é que esses empreendimentos sejam autossustentáveis.

A Tabela 4.3 mostra os resultados da simulação de cenários em que o preço de venda das ELVs sofre aumentos consecutivos no primeiro elo (de R\$ 50,00 até R\$ 320,00; antes R\$ 50,00 até R\$ 100,00) e no segundo elo (de R\$ 180,00 até R\$ 500,00; antes R\$ 180,00 até R\$ 360,00) com o intuito de se verificar o impacto para a sustentabilidade econômica conjunta dos atores envolvidos. Para esses cenários os preços de venda do alumínio e do papel, terceiro fator mais importante para o resultado econômico, foram mantidos em seu maior valor, e o custo da coleta seletiva, fator que mais impacta no resultado econômico, manteve-se no menor valor. O objetivo foi analisar um grupo de cenários em que a cadeia reversa tivesse um EVA[®] positivo, pois como verificado em cenários anteriores (6, 7 e 8), teve-se um resultado econômico negativo quando os preços de venda estavam em seu menor valor.

Os resultados da Tabela 4.3 podem ser vistos no gráfico da Figura 4.9, em que o Cenário 14 apresentou um valor econômico positivo para os três elos, sendo que neste caso os preços de venda atribuídos foram de R\$ 280,00/ton para o intermediário e de R\$ 440,00/ton para a indústria de reciclagem. Uma das alternativas par que os valores

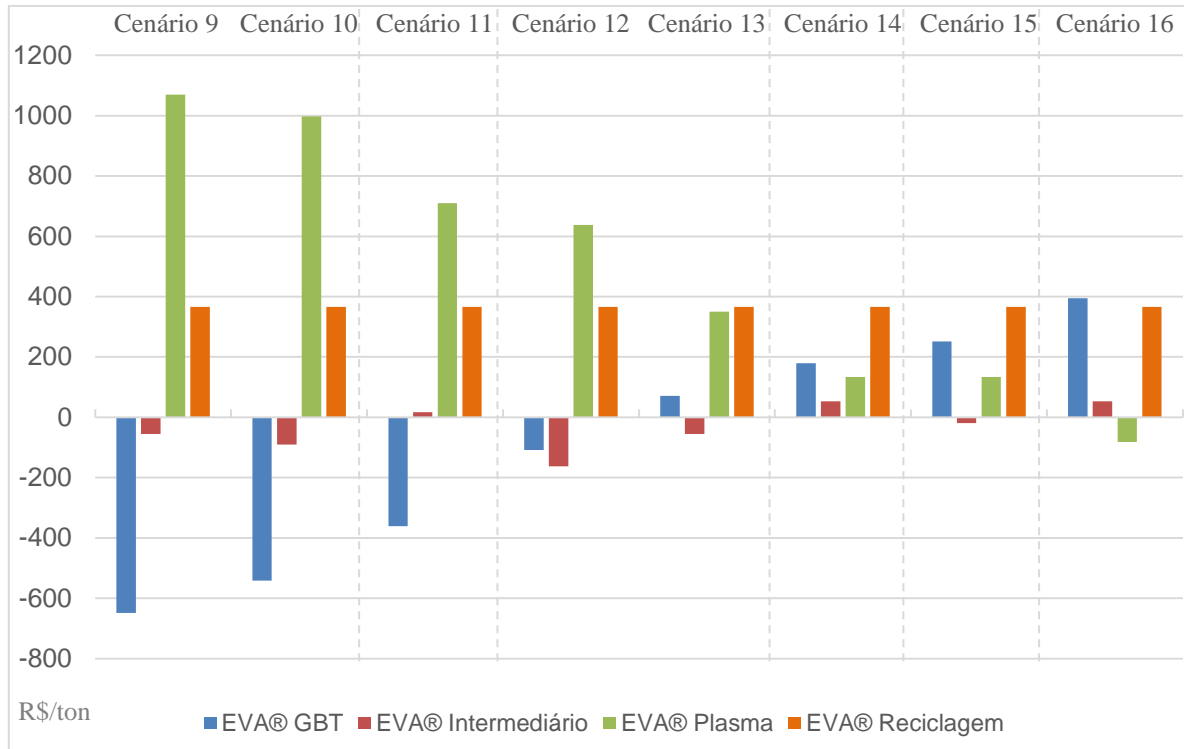


Figura 4.9 - Evolução do EVA® conforme os preços de venda das ELVs

Por meio da Figura 4.9 também se pode verificar que as receitas com as vendas dos materiais só começariam a superar os custos totais da associação de catadores a partir do Cenário 13, em que o valor de venda para o intermediário seria de R\$ 250,00 ton/ELVs. No outro extremo, para a indústria de reciclagem (plasma), ao se considerar os preços de venda tanto do papel quanto do alumínio reciclado em seu maior valor, o empreendimento poderia pagar até R\$ 440,00 ton/ELVs (Cenário 15) que ainda teria um lucro. Cita-se que devido à gama de possibilidades que poderiam ser consideradas para simular os preços de vendas, ferramentas de otimização poderiam ser utilizadas para se discutir melhores estratégias de precificação ao longo da cadeia reversa.

Na sequência tem-se a Figura 4.10 que mostra graficamente os impactos dos fatores na variável de resposta conforme os resultados do DOE. Além das observações já citadas, na Figura 4.10 também merece destaque a inclinação da reta (que mostra o impacto na variável de resposta) do fator produtividade, que de acordo com o gráfico está afetando negativamente o indicador econômico. Para explicar tal resultado, tem-se no gráfico da Figura 4.11 a média dos valores do EVA®, que para a maioria dos cenários é negativa. Ou seja, conforme os valores e premissas aqui consideradas, pode-se inferir que na maior parte dos 32 cenários simulados a LR para a reciclagem das ELVs não criaria valor do ponto de vista econômico. Dentre os 32 cenários simulados, a planta de reciclagem (a plasma) teria

um EVA[®] negativo em 21% deles, o elo intermediário em 25% e a associação de catadores em todos os cenários (100%) teria um valor negativo para o EVA[®]. Assim, em grande parte dos cenários, mesmo ao somar os valores positivos do elo intermediário e da planta a plasma, não é suficiente para superar o impacto negativo que o primeiro elo ocasiona na cadeia como um todo.

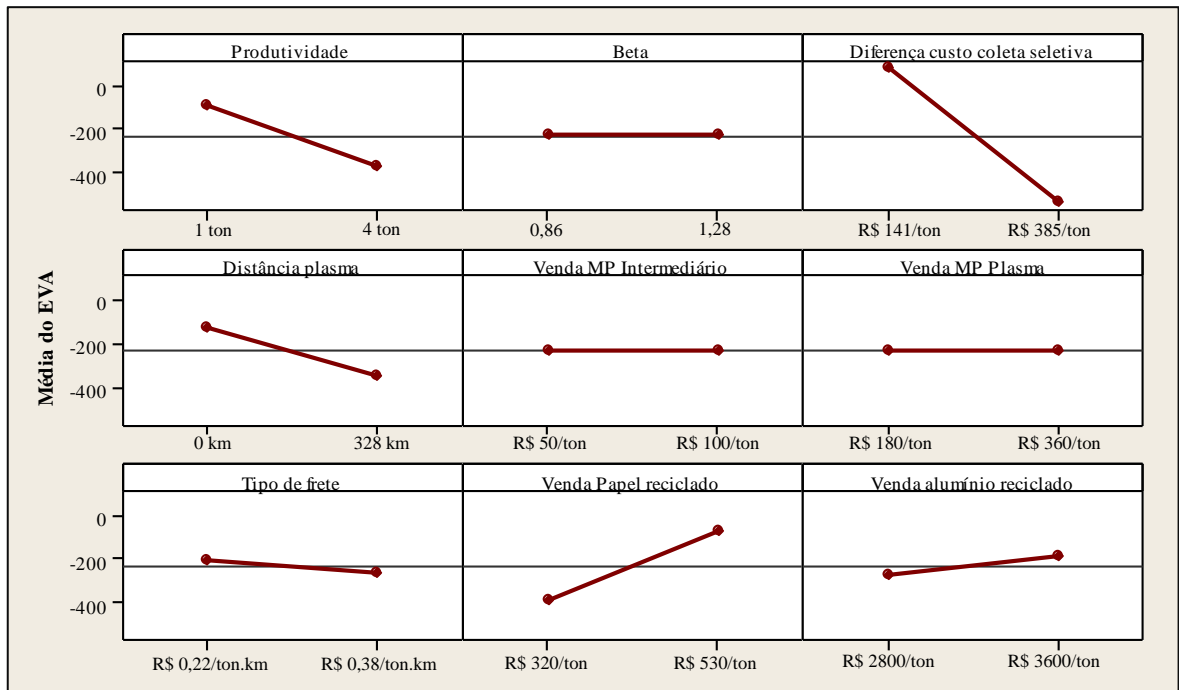


Figura 4.10 - Efeito dos fatores sobre o EVA[®] Reciclagem

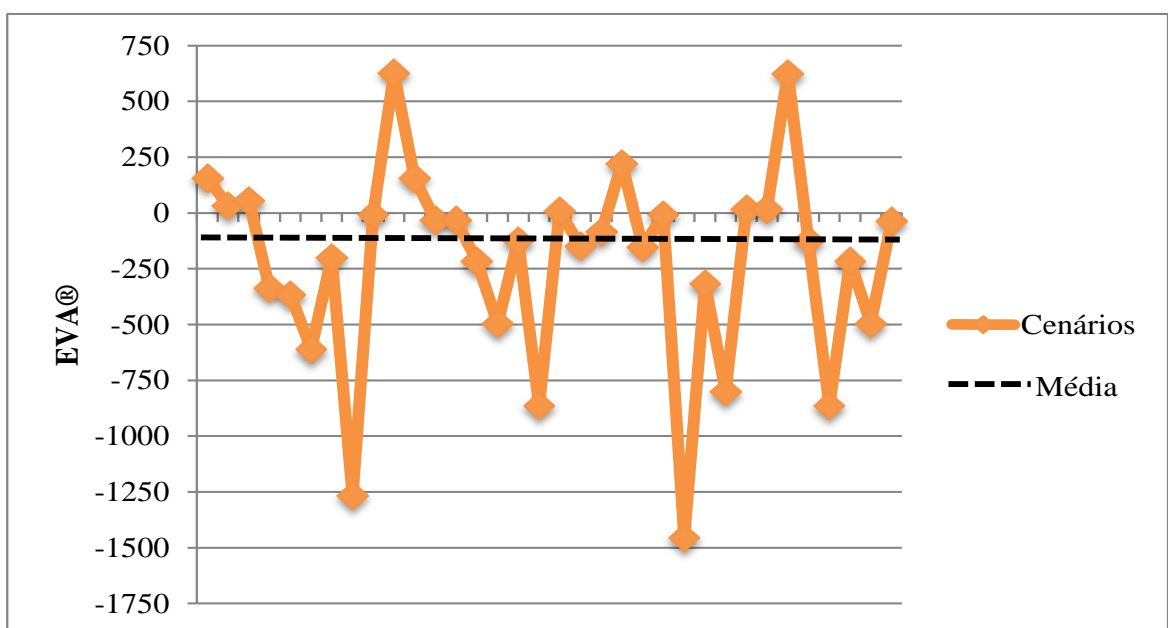


Figura 4.11 - Média dos valores do EVA[®] Reciclagem

Desta forma, pode-se concluir que o fator produtividade resulta em um impacto negativo no EVA[®], porque quanto mais capacidade produtiva tiver o primeiro elo - catadores - mais negativos irão ficar os resultados finais da cadeia da reversa. Isso pode ser visto nos Cenários 17, 18, 19 e 20 (Tabela 4.4), onde se mantêm inalterados todos os fatores, exceto a produtividade que foi alterada gradativamente. Dentre os quatro cenários da Tabela 4.4, o Cenário 20 é o que apresenta o pior EVA[®] da Reciclagem e maior produtividade da associação, porém ao analisar isoladamente o resultado econômico dos elos da cadeia reversa, na planta a plasma verifica-se ao contrário, que sob o ponto de vista econômico quanto mais ELVs chega até a planta (maior produtividade da associação), melhor. O EVA[®] da planta a plasma, dentre os 32 cenários, somente é negativo para o caso em que há combinação do preço de aquisição das embalagens está em seu maior valor (R\$ 360,00) e o preço de venda do papel reciclagem está em seu menor valor (320,00).

Tabela 4.4 - Cenários Reciclagem 17 - 20

Fator (variável)	Cenário 17	Cenário 18	Cenário 19	Cenário 20
Beta	0,86			
Diferença Custo coleta seletiva (RS/ton)	141,00			
Distância da indústria reciclagem (km)	328,00			
Venda MP para intermediário (RS/ton)	50,00			
Venda MP para planta plasma (RS/ton)	180,00			
Tipo de frete (custo)	0,22			
Venda papel reciclado (RS/ton)	320,00			
Venda alumínio reciclado (RS/ton)	2.800,00			
Produtividade dos Catadores (ton/mês)	1,00	2,00	3,00	4,00
EVA [®] Associação de catadores (RS)	(162,20)	(324,41)	(486,62)	(648,83)
EVA [®] intermediário (RS)	(13,69)	(27,38)	(41,07)	(54,76)
EVA [®] plasma (RS)	102,92	205,84	308,67	411,68
EVA[®] Reciclagem - variável de resposta (RS)	(72,97)	(145,95)	(219,02)	(291,90)

Ressalta-se que a atual capacidade de produção da associação, mesmo em seu “nível +”, não consegue absorver a demanda de ELVs pós-consumo gerada na cidade. Assim, o que acontece na prática é que a maior parte dessas embalagens é enviada para o aterro, sendo que a pouca quantidade que os catadores coletam são as embalagens que são deixadas pelos moradores já separadas juntamente com outros materiais recicláveis nos bairros onde há coleta seletiva. Mas quando são os próprios catadores que fazem a triagem dos materiais recicláveis dentre os resíduos sólidos como um todo, o que acontece é que os eles excluem as embalagens para a coleta seletiva, uma vez que priorizam materiais que tem um melhor preço de mercado e facilidade de comercialização.

O próximo passo seria realizar, por meio do Fatorial Completo, uma análise mais detalhada dos fatores considerados relevantes no Fatorial Fracionado. Porém, devido à situação descrita em que os impactos na variação dos preços dos materiais são anulados ao longo da cadeia e que essa variação é relevante para os resultados econômicos dos elos, optou-se assim por não realizar o Fatorial Completo. Além disso, foi possível constatar que para a alternativa incineração todos os seis fatores que foram considerados inicialmente relevantes nos resultados do experimento Fracionado mantiveram-se também como relevantes nos resultados do Fatorial Completo, embora tenha havido mudanças na posição dos fatores a partir do terceiro lugar.

Como ilustrado para as alternativas anteriores, tem-se na Figura 4.12 o gráfico que mostra a comparação dos custos mensais por toneladas relativos a cada elo da cadeia de reciclagem para o cenário em que são processadas quatro toneladas de ELVs, o preço de venda dos materiais estão em seus menores valores, assim como o custo da coleta seletiva e o tipo de frete é considerado o seu maior valor, sendo de responsabilidade do elo que realizou a venda. Os custos de coleta e transporte tem representação significativa dentre os custos totais, como já evidenciado pelo DOE. Devido à necessidade de investimentos em máquinas e equipamentos diferenciados, o custo de operação da planta a plasma é muito superior ao do GTB e ao do intermediário.

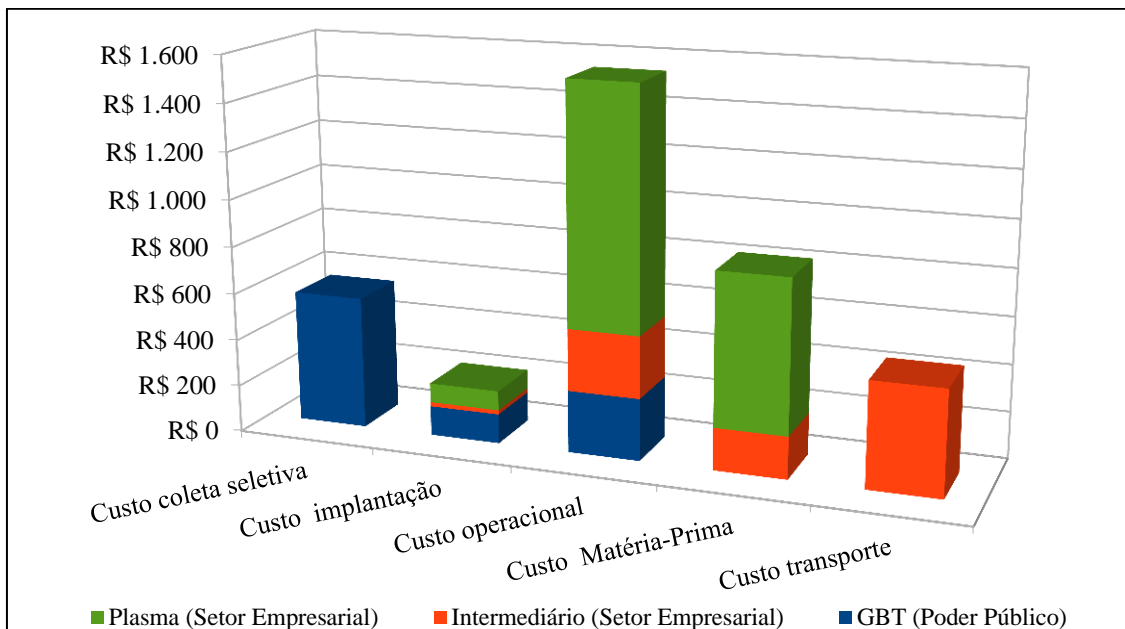


Figura 4.12 - Custos mensais relativos a cadeia de reciclagem

Em relação ao custo de implantação, o plasma apresentou um valor menor, mas isso se deve ao fato da planta possuir uma alta produtividade, assim mesmo que os investimentos totais para sua implantação sejam muito superiores, quando divididos por sua capacidade

produtiva total (toneladas) ao longo de sua vida útil (como foi feito neste trabalho), sua proporção fica menor. A associação de catadores (custos são de responsabilidade do Poder Público), embora tenha sobre si o custo de coleta seletiva, não possuem o custo relativo à compra de material, uma vez que os materiais coletados não possuem custo de aquisição. Para este cenário, no que tange ao pilar Ambiental, teria uma estimativa de emissão de 551,04 Kg de GEE devido somente ao transporte até a indústria de reciclagem.

Com o intuito de verificar os impactos para sustentabilidade econômica da LR, já que como mostrou o gráfico do EVA[®] que em média a cadeia reversa está com um resultado negativo, simularam-se os cenários em que a associação de catadores venderia o material diretamente para a indústria recicladora. Para tanto, os catadores devem atingir um mínimo de oito toneladas e assim como nos últimos cenários, a produtividade dos mesmos deve ser aumentada (Tabela 4.5). Conforme os dados da associação local, considerada como caso de estudo, a média, em 2014, do total de materiais coletados mensalmente foi de 34 toneladas e como o estudo adotado como referência para os custos do projeto do GTB prevê instalações e equipamentos para um galpão de triagem que suporta até 169 ton/mês de materiais e indica à permanência de 38 associados, o aumento da produtividade não resultaria no aumento dos custos de implantação.

Tabela 4.5 - Produtividade da associação de catadores

Cenário	Nº associados	Produtividade por catador (Kg/mês)
21 e 22	28	6.000
23	33	7.300
24 e 25	38	8.500

Segundo as entrevistas, na etapa da coleta seletiva, devido parte da população ainda acondicionar os RSU todos misturados, há um aumento no tempo gasto para tal atividade, assim como no tempo demandado para a triagem. Durante a visita no galpão da associação, verificou-se que apesar dos associados possuírem uma esteira elétrica com uma altura apropriada para o trabalho de triagem, a mesma não estava sendo usada e os associados continuavam a fazer a triagem de forma não ergonômica, se debruçando em cima dos *bags* (grandes sacos que armazenam os materiais), para assim fazer o processo de triagem dos materiais que se encontravam acondicionados dentro destes. Conforme foi possível perceber, tal atividade resultava em esgotamento físico e prejudicava consideravelmente a produtividade.

De forma análoga aos cenários 9 ao 16, foram mantidos os preços de venda em seu maior valor e o custo da coleta no seu valor mínimo (como nos cenários de 9 a 16). Já o preço de venda das ELVs para o Cenário 21 foi mantido os valores que poderiam ser pagos

para o intermediário, mas nos Cenários 22, 23, 24 e 25 aumentaram-se tais valores até R\$ 440,00/ton (Cenário 14) para verificar os resultados (Tabela 4.6). Em relação ao transporte, o mesmo foi alterado para os Cenários 24 e 25, que tem uma maior quantidade de materiais. Por vender diretamente para a indústria recicladora, a associação que passa a ser a responsável pelo frete dos materiais, assim tal valor será descontado da receita oriunda da venda dos mesmos.

Conforme os resultados da Tabela 4.6, se o preço das ELVs estiver em seu menor valor, somente vender diretamente para a indústria de reciclagem e mantendo os demais fatores sem alteração, a receita gerada não seria suficiente para exceder todos os custos com a coleta seletiva e com o beneficiamento primário atribuído ao primeiro elo. Na prática isso implica que o Poder Público está arcando com os custos da LR sem uma devida colaboração ou responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto, como cita a PNRS, uma vez que a planta a plasma, na maioria dos cenários, tem um resultado econômico positivo. Tal situação coloca a LR e os catadores diante da total dependência dos recursos dos governos locais, uma vez que o empreendimento não seria autossustentável. A partir Cenário 22, em que se aumenta o preço de venda das ELVs, o primeiro elo já consegue ter um EVA[®] positivo em que consegue superar todos os custos, inclusive da coleta seletiva (neste caso fixado em seu menor valor).

Tabela 4.6 - Cenários Reciclagem sem intermediário 21 - 25

Fator (variável)	Cenário 21	Cenário 22	Cenário 23	Cenário 24	Cenário 25
Beta	0,86				
Diferença Custo coleta seletiva (RS/ton)	141,00				
Distância da planta de reciclagem (km)	328,00				
Venda papel reciclado (RS/ton)	530,00				
Venda alumínio reciclado (RS/ton)	3.600,00				
Produtividade dos Catadores (ton/mês)	8,00	8,00	12,00	16,00	16,00
Venda MP (RS/ton)	180,00	360,00	400,00	400,00	440,00
Tipo de frete (custo)	0,38	0,38	0,38	0,22	0,22
Remuneração por catador (R\$)	10,67	87,05	85,58	121,19	136,35
EVA [®] Associação de catadores (RS)	(1.259,07)	36,93	487,40	1.405,57	1.981,57
EVA [®] plasma (RS)	2.139,53	843,53	833,30	1.111,07	535,07
EVA[®] Reciclagem (RS)	880,46	880,46	1.320,70	2.516,64	2.516,64

Verifica-se também que o retorno ainda é muito superior para a indústria de reciclagem nos Cenários 22 e 23, vindo a se inverter no Cenário 24, em que devido ao aumento da produtividade consegue-se realizar o transporte por um custo menor. O Cenário 25 mostra que ao manter o valor de preço das ELVs em R\$ 440,00 (valor encontrado no

Cenário 14 onde se obteria um resultado positivo para todos os elos) os catadores teriam sua maior remuneração e o sistema seria autossustentável e a indústria de reciclagem teria um retorno menor que o primeiro elo. Ressalta-se que no Cenário 21, apesar do EVA[®] ser negativo, os catadores têm sua renda garantida pela venda dos materiais, uma vez que essa receita, neste caso, foi somente decrescida do valor referente ao frete sendo que os demais custos são de responsabilidade da Prefeitura local.

Como foi constatado pelo DOE, o custo com a coleta seletiva é o fator que mais impacta no resultado econômico da LR e reciclagem. Com o intuito de verificar tal impacto optou-se por realizar uma nova abordagem do sistema de LR, em que o Poder Público seria responsável (responsabilidade compartilhada) pelo pagamento da coleta seletiva e a associação seria vista sob o ponto de vista empresarial. Desta forma, considera-se que os catadores associados iriam arcar com os custos de implantação e operação do empreendimento. Espera-se verificar, por exemplo, o impacto de tal mudança no Cenário 22, em que o retorno da associação ainda seria negativo mesmo sem a presença do atravessador. Para os Cenários de 22 a 25, que já tiveram um resultado econômico positivo, espera-se evidenciar a possibilidade da associação ser autossustentável como qualquer outro tipo de empreendimento, mas contando com a parceira do Poder Público (responsável pela coleta seletiva) o do setor privado (pagando melhores preços para as ELVs). Os preços de vendas dos materiais serão mantidos em seu “nível +”, como feito para o grupo de cenários anteriores. Na Tabela 4.7 têm-se os resultados dessas simulações.

Tabela 4.7 - Cenários Reciclagem sem intermediário e sob ponto de vista empresarial 26 - 30

Fator (variável)	Cenário 26	Cenário 27	Cenário 28	Cenário 29	Cenário 30
Beta	0,86				
Diferença Custo coleta seletiva (RS/ton)	141,00				
Distância planta a plasma (km)	328,00				
Venda papel reciclado (RS/ton)	530,00				
Venda alumínio reciclado (RS/ton)	3.600,00				
Produtividade dos Catadores (ton/mês)	8,00	8,00	12,00	16,00	16,00
Venda MP (RS/ton)	180,00	360,00	400,00	400,00	440,00
Tipo de frete (custo)	0,38	0,38	0,38	0,22	0,22
Custo total da coleta Seletiva (Prefeitura)	1.128,00	1.128,00	1.692,00	2.256,00	2.256,00
Remuneração por catador (R\$)	(4,71)	41,56	66,00	96,30	111,46
EVA [®] Associação de catadores (RS)	(132,06)	1.163,94	2.177,91	3.660,59	4.235,59
EVA [®] plasma (RS)	2.139,53	843,53	833,30	1.110,07	535,07
EVA[®] Reciclagem (RS)	2.007,47	2.007,47	3.011,21	4.770,66	4.770,66

No Cenário 26 verifica-se que caso o preço de venda das ELVs esteja em seu menor valor, a associação ainda apresentaria um indicador econômico negativo mesmo ao se retirar

o custo da coleta do empreendimento. Outra questão diz respeito à renda dos associados, que devido aos mesmos serem responsáveis por todos os custos do negócio, não haveria geração de renda e sim teriam que investir dinheiro no empreendimento. Tal fato evidencia a dificuldade do setor em conseguir ser autossustentável e ao mesmo tempo revela a histórica dependência no que diz respeito aos aportes financeiros oriundos do Poder Público. Em relação ao EVA[®] total, o mesmo teve seu valor acrescido, quando comparados com o grupo de cenários anteriores, uma vez que se retirou da cadeia o custo pela coleta.

Já no Cenário 27, em que o preço de venda das ELVS está em seu maior valor considerando os dados reais do mercado, tem-se um resultado positivo e os associados já conseguem auferir lucros, ainda que menor quando comparado ao Cenário 22 quando eram dependentes do governo local. No Cenário 28 destaca-se que os associados poderiam alcançar um ganho de R\$ 66,00 por catador, sendo que no cenário 23, seu correspondente, esse valor seria de R\$ 85,58. No último cenário tem-se a situação em que a associação teria o maior valor positivo de seu indicador econômico e a indústria de reciclagem seu menor valor. A renda dos catadores, embora não chegue a alcançar o valor do Cenário 25, R\$ 136,25, apresenta a grande vantagem desses empreendimentos serem autossustentáveis para os parâmetros aqui considerados, e não dependerem exclusivamente de políticas públicas. Já sob o ponto de vista do Poder Público, seus gastos seriam reduzidos uma vez que arcaria exclusivamente com o custo da coleta seletiva.

4.4 Comparações de cenários sob a ótica dos três pilares da Sustentabilidade

Nesta seção será realizada uma análise conjunta dos resultados econômicos, ambientais e sociais para alguns cenários de cada alternativa conforme o modelo de sustentabilidade *triple bottom line* (Figura 4.13) e sob a ótica do Poder Público. Para os cenários simulados anteriormente, o foco foi mais direcionado para o pilar econômico e para avaliar impactos conforme a variação de determinados fatores, que hora estavam em seu “nível +”, hora “nível -”, de acordo com o objetivo das análises. Nesta seção, optou-se por verificar os impactos da mudança nos fatores que mais impactam nos sistemas e manter os demais em seus valores médios (prováveis). Especificamente para a reciclagem, embora a capacidade de produção dos catadores para o caso estudado seja atualmente inferior à quantidade de ELVs, para possibilitar a comparação com dados equivalentes, considerou-se que a produtividade dos mesmos seria aumentada para absorver toda a demanda de embalagens pós-consumo geradas mensalmente na cidade.

Para possibilitar uma análise conjunta dos três pilares da sustentabilidade, optou-se por transformar os valores correspondentes às emissões ambientais, restritas ao CO₂ (gás de efeito estufa), em valores monetários (R\$). O objetivo é ter um indicador único de comparação. O que se verificou na literatura é que quando são realizadas análises ambientais e econômicas de alguma atividade, os autores comumente deixam as emissões em seus valores correntes de medida, como kg CO₂, e são feitas análises separadas dessas duas áreas, uma vez que as unidades de medidas não são as mesmas. Assim, com o intuito de realizar a conversão do pilar ambiental para uma estimativa econômica, utilizou-se como referência o valor provável que se conseguiria pelo crédito de carbono, R\$ 19,50/ ton CO₂Eq, como descrito na Tabela 3.1.

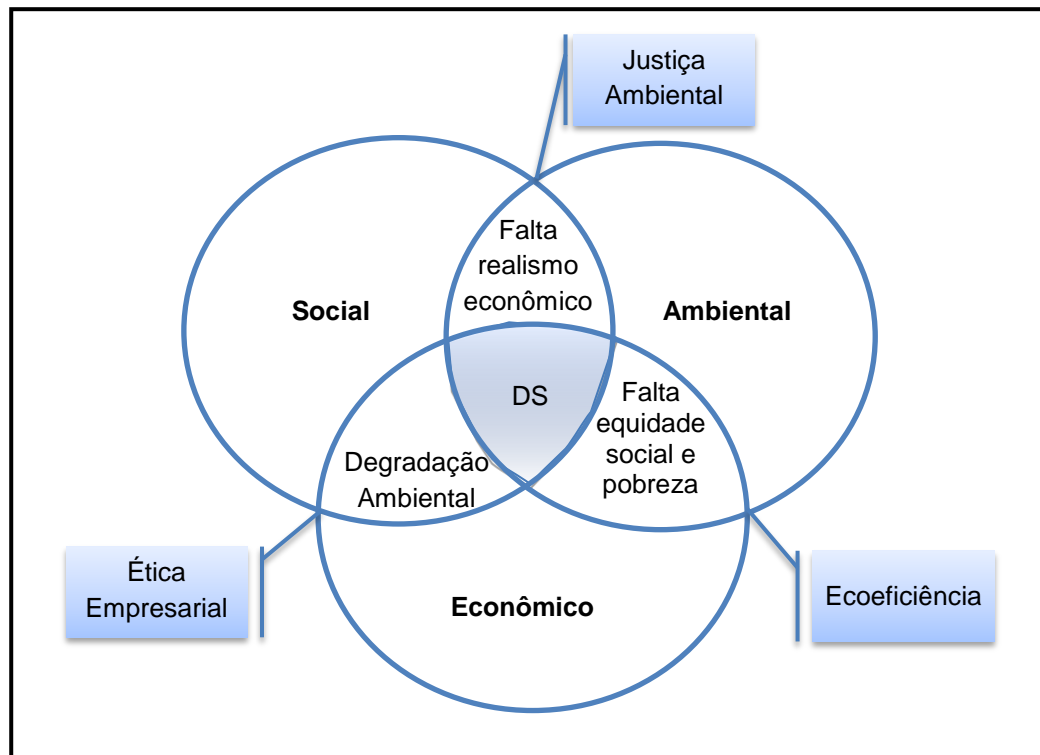


Figura 4.13 - Modelo de Sustentabilidade *triple bottom line*

Fonte: Elkington (1998) e Buarque (2002)

Em relação ao pilar ambiental, quando este foi mencionado, referiu-se exclusivamente às externalidades negativas decorrentes da quantidade de emissões que seriam geradas devido à atividade de transporte e de aterramento dos materiais. Porém, existem também as externalidades positivas, que neste caso serão oriundas da alternativa de logística reversa para reciclagem, em que se incluem as emissões evitadas ao se reaproveitar materiais pós-consumo ao invés de extrair matéria-prima virgem, assim como ao evitar a emissões de gases ao enviar esses materiais para o aterro. Para tanto, tomou-se como referência o trabalho de Varžinskas, Staniškis e Knašyte (2012) que utilizaram a

metodologia da Análise do Ciclo de Vida que permitiu a avaliação da “pegada de carbono” para a destinação de ELVs pós-consumo (emissões de CO₂Eq causada por uma atividade ou acumulada ao longo dos estágios de vida de um produto).

Os autores supracitados descrevem o quanto seria evitado de CO₂Eq ao realizar o reaproveitamento dos materiais oriundos da reciclagem por meio do plasma (725,8 kg CO₂Eq/ton ELVs) e também descrevem a quantidade de emissões que serão decorrentes desse processo de reciclagem (288,1kg CO₂Eq/ton ELVs). Para a alternativa incineração também se contabilizou como uma externalidade positiva o que se evitaria de CO₂Eq ao incinerar as ELVs ao invés de enviá-las para o aterro. Também será considerada a externalidade positiva da reciclagem, sob o ponto de vista econômico, o aumento da vida útil do aterro, conforme a Equação 3.3 disponibilizada pelo Portal Resíduos Sólidos (2014):

$$\text{Vida Útil (em dias)} = \frac{\text{Capacidade de Armazenamento do aterro}}{\text{Quantidade diária de resíduos destina ao aterro}} \quad (3.3)$$

A Figura 4.14 mostra de forma esquemática a sequência dos cenários que serão apresentados nesta seção conforme a visão geral já descrita na Figura 4.1.

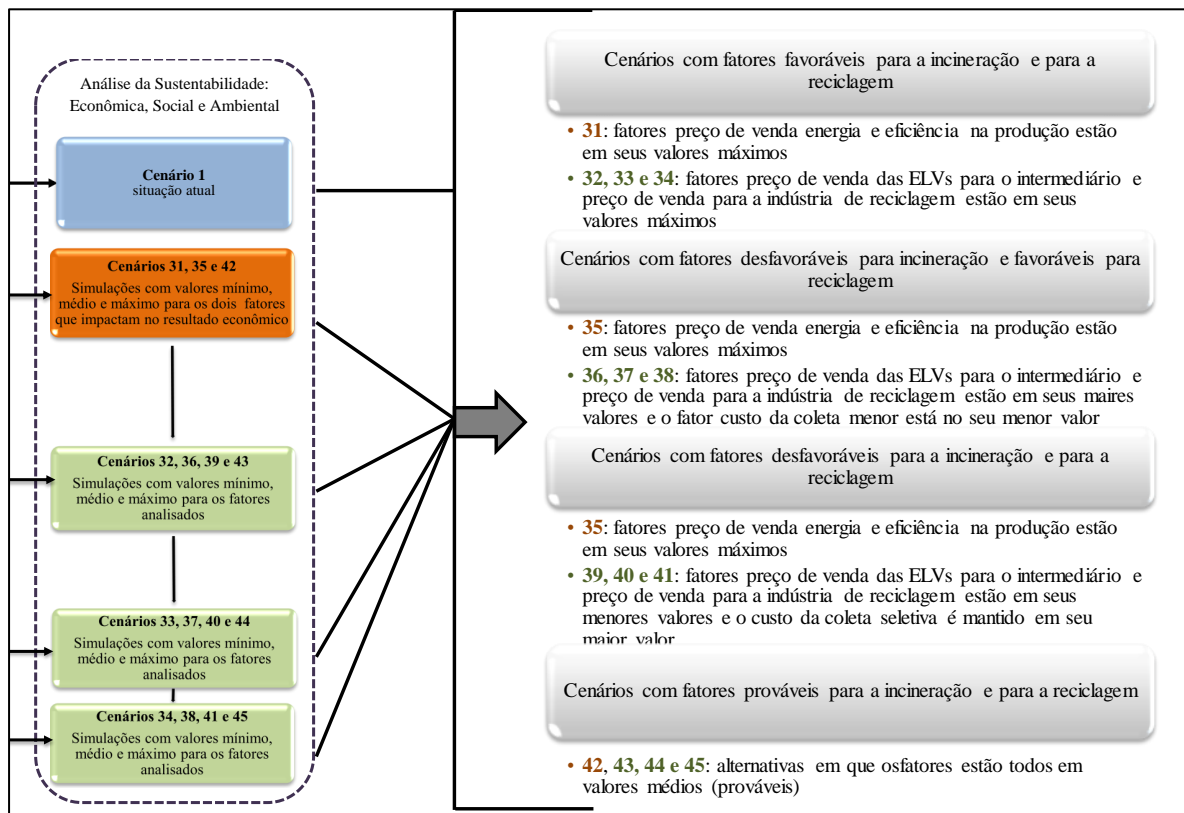


Figura 4.14 - Cenários com análises da Sustentabilidade

4.4.1 Cenários com fatores favoráveis para a incineração e para a reciclagem

A Tabela 4.8 apresenta os resultados conforme os três pilares da sustentabilidade. O Cenário 1 representa a situação corrente, aterro. No Cenário 31 tem-se a situação em que os dois fatores que mais impactam no sistema de incineração (preço de venda energia e eficiência na produção) estão em seus valores máximos. Nos Cenários 32, 33 e 34, reciclagem, os dois fatores que sofrerão alterações são o preço de venda das ELVs para o intermediário e preço de venda para a indústria de reciclagem. Para o Cenário 32 adotaram-se os valores encontrados no Cenário 14 para o preço de venda dos materiais entre os elos da cadeia reversa (R\$ 280,00/ton para o intermediário e R\$ 440,00/ton para a indústria de reciclagem), com o objetivo de atingir um melhor resultado econômico entre eles.

Tabela 4.8 - Pilares da sustentabilidade com fatores favoráveis na incineração e na reciclagem

Variáveis	Aterro Cenário 1	Incineração Cenário 31	Reciclagem Cenário 32	Reciclagem Cenário 33	Reciclagem Cenário 34
Pilar Econômico - EVA [®] (R\$) Responsabilidade do Poder Público	(4.606,40)	31.837,84	(22.386,12)	(22.386,12)	(17.884,00)
Pilar Social - Geração renda (R\$)	0,00	0,00	17.136,00	22.511,81	17.999,14
Pilar Ambiental - (ton CO ₂ Eq/mês)	(170,00)	168,82	197,65	197,65	197,65
- Aumento da vida útil do Aterro	--	--	524 dias	524 dias	524 dias

O Cenário 33 mostra a configuração da cadeia sem a presença do intermediário e mantém-se o mesmo preço de venda adotado no Cenário 32 (R\$ 440,00/ton). A receita advinda da venda das ELVs (pilar social - geração de renda) tem seu valor descontado somente do custo relativo ao pagamento do transporte. Já no Cenário 34 tem-se o ponto de vista empresarial da associação, em que o Poder Público ficaria responsável apenas pelas despesas da coleta seletiva e também se mantém o mesmo preço para a venda das ELVs considerado nos Cenários 32 e 33.

Ressalta-se também que para esse grupo de cenários fez-se um recorte com o objetivo de analisar as alternativas principalmente sob a ótica do Poder Público, assim o indicador econômico EVA[®] para o caso da reciclagem refere-se somente aos resultados do primeiro elo, associação de catadores. Além disso, devido à peculiaridade do sistema, em que a receita advinda da venda dos materiais é repassada integralmente para os associados (exceto nos Cenários 33 e 34), o indicador refletirá neste caso o impacto efetivo para o Poder Público local, ou seja, os custos de implantar a coleta seletiva e viabilizar a LR conforme o delineamento do indicador adotado sem considerar a entrada das receitas. A Tabela 4.9 apresenta a conversão dos valores para um único indicador econômico.

Tabela 4.9 - Análise da sustentabilidade com fatores favoráveis na incineração e na reciclagem

Variáveis	Aterro Cenário 1	Incineração Cenário 31	Reciclagem Cenário 32	Reciclagem Cenário 33	Reciclagem Cenário 34
Pilar Econômico - EVA [®] (R\$) Responsabilidade do Poder Público	(4.606,40)	31.837,84	(22.386,12)	(22.386,12)	(17.884,00)
Pilar Social - Geração renda (R\$)	0,00	0,00	17.136,00	22.511,81	17.999,14
Pilar Ambiental - CO ₂ Eq (R\$)	(3.315,00)	3.291,99	3.854,17	3.854,17	3.854,17
- Aumento da vida útil do Aterro (R\$)	--	--	428,00	428,00	428,00
EVA[®] Total (R\$)	(7.921,40)	35.129,83	(967,95)	4.407,86	4.397,31

Primeiramente faz-se a comparação do aterro com a incineração. Esta última, ao se considerar o preço elevado de venda para a energia produzida, assim como uma alta eficiência na produção, consequência principalmente do alto poder calorífico das ELVs, apresenta-se como uma alternativa significativamente mais viável que o aterro, que não possui nenhuma entrada de receita e que no caso da incineração tal receita representa um aspecto importantíssimo para viabilizar o empreendimento. Destaca-se que, como mostrado no Cenário 3, ao se simular a incineração para os RSU como um todo (redução do poder calorífico) e ao se considerar o preço que atualmente seria pago pela energia (R\$ 148,00/MWh), a alternativa de incineração não seria mais viável do que o aterro considerando somente o aspecto econômico. Porém, ao incluir os danos ambientais advindos do aterramento dos resíduos a alternativa aterro torna-se a menos viável.

É importante reforçar que para a planta de incineração foi considerado um projeto em que as emissões resultantes da queima são controladas e passam por processos que as deixam abaixo dos valores estabelecidos como limites pelos órgãos de controle ambiental. Por outro lado, ao se comparar as alternativas de reciclagem, EVA[®] médio negativo de R\$ 20.885,41, com o aterro, EVA[®] negativo de 4.606,40, tem-se que ao se considerar inicialmente somente o aspecto econômico o aterro apresenta-se como a menos onerosa para o Poder Público, haja vista as dificuldades práticas de se implantar nas cidades brasileiras um efetivo sistema de coleta seletiva. Mas, ao se incluir os demais aspectos da sustentabilidade o resultado final inverte-se, uma vez que o aterro apresentou um valor negativo de R\$ 7.921,40 e o Cenário 32 um valor negativo de R\$ 967,95.

Assim, fica evidente a complexidade ao se analisar alternativas sob o aspecto da sustentabilidade. Na prática, sob o ponto de vista das prefeituras e de seus respectivos orçamentos (pilar econômico) manter somente a disposição final dos resíduos no aterro é mais viável. Mas, ao se respeitar o modelo de sustentabilidade e incluir outros pontos de vistas para o problema, tem-se uma inversão na qual a opção mais viável deveria ser a reciclagem. No Brasil, principalmente no atual cenário em que constantes notícias sobre cortes nos repasses para as prefeituras (responsáveis pela GRSU) são veiculadas, se não

houver realmente uma legislação e fiscalização que force os gestores a optar pela reciclagem, por exemplo, a tendência é manter os aterros como o principal destino dos RSU.

Os valores acrescidos dos pilares social e ambiental, diferentemente do que acontece para o pilar econômico, não significam *a priori* entradas ou saídas de receitas dos cofres públicos. Dentro do contexto ambiental, esses valores são conhecidos como “custos/receitas virtuais”, já que eles não estão integrados aos custos/receitas reais de cadeias de produção correntes e devem ser contabilizados e considerados como obrigações ocultas e por isso também chamados de "custos/receitas externos".

Dentre as alternativas para a reciclagem, pode-se verificar que no Cenário 32 ao se considerar a inclusão do pilar social, R\$ 17.136,00, e do ambiental, R\$3.854,17, juntamente com a economia devida ao aumento da vida útil do aterro, R\$ 428,00, tem-se uma alteração muito significativa no valor total final - antes negativo em R\$ 22.386,12 para um valor negativo de R\$ 967,95 - a ponto de no Cenário 33 alterar o resultado inicialmente negativo de 22.386,12 para um total final positivo de R\$ 4.407,86. No Cenário 34 tem-se a melhor opção sob o ponto de vista do poder público, em que a associação é vista sob o aspecto empresarial e o governo local seria responsável pela coleta seletiva, que como já descrito representa uma quantia proporcionalmente significativa do sistema. Mas, sob o ponto de vista dos associados (pilar social) haveria uma redução na renda, uma vez que os mesmos arcariam com os custos de implantação e operação do galpão.

Ao se comparar a incineração com os três cenários da reciclagem também se tem uma superioridade da incineração em relação aos resultados totais. É necessário salientar que neste caso, no Brasil, o apelo do pilar social, ou seja, seu peso e impacto para a tomada de decisões tem uma grande importância no setor. Embora, para o caso dos valores altos para a produção e venda de energia, a incineração possa apresentar-se como mais viável na prática se teria uma forte resistência para que não fosse aceita tal opção, uma vez que não haveria a geração de emprego e renda (sustentabilidade social). Assim, pode-se sugerir como um direcionamento futuro que, se mantidos os parâmetros aqui considerados, uma alternativa mais sustentável seria àquela em que pudesse instalar usinas de incineração para a queima de materiais com alto valor calorífico e que contasse com a participação dos catadores, em que os mesmos poderiam, por exemplo, realizar a venda dos materiais para serem incinerados.

4.4.2 Cenários com fatores desfavoráveis para incineração e favoráveis para reciclagem

Na Tabela 4.10 têm-se os resultados para o caso em que o preço de venda da energia oriunda de fontes alternativas se mantenha em seu valor atual (“nível –”), assim como se mantém em seu nível inferior a eficiência na produção de energia para as ELVs; os demais fatores são mantidos em seu valor médio. Para a simulação da reciclagem, consideraram-se os mesmos preços para a venda das ELVs (“nível +”) como descrito para os Cenários 32, 33 e 34. Porém, especificamente para esses novos cenários da reciclagem, o custo da coleta seletiva, por também ser um fator que tem grande relevância nos resultados finais da cadeia reversa, será alterado de seu valor médio, utilizado para o grupo de cenários anteriores, para seu menor valor (“nível –”). Na prática representa o quadro em que se têm os fatores que mais impactam para a incineração em seus piores valores e os que mais impactam para a reciclagem em seus melhores valores.

Tabela 4.10 - Análise da Sustentabilidade com fatores desfavoráveis na incineração e favoráveis na reciclagem

Variáveis	Aterro Cenário 1	Incineração Cenário 35	Reciclagem Cenário 36	Reciclagem Cenário 37	Reciclagem Cenário 38
Pilar Econômico - EVA [®] (R\$)	(4.606,40)	4.948,33	(14.090,13)	(14.090,13)	(9.588,00)
Responsabilidade do Poder Público					
Pilar Social - Geração renda (R\$)	0,00	0,00	17.136,00	22.511,81	17.999,14
Pilar Ambiental - CO ₂ Eq (R\$)	(3.315,00)	3.291,99	3.854,17	3.854,17	3.854,17
- Aumento da vida útil do Aterro (R\$)	--	--	428,00	428,00	428,00
EVA[®] Total (R\$)	(7.921,40)	8.240,32	7.328,04	12.703,85	12.693,31

Conforme a Tabela 4.10, ao se considerar uma redução no custo da coleta seletiva e preços superiores para a venda das ELVs, realizar a logística reversa para a reciclagem torna-se mais viável sob o ponto de vista dos três pilares da sustentabilidade do que realizar a incineração das embalagens quando o preço de venda energia está em seu valor atual de mercado. Mesmo que a incineração (Cenário 35) represente a princípio entradas de receitas para os cofres públicos, R\$ 4.948,33, ao se incluir os ganhos advindos da geração de renda para os catadores, assim como os ganhos oriundos do aumento da vida útil do aterro e das emissões evitadas, tem-se para o Cenário 37 um valor final positivo de R\$ 12.703,85 e para o Cenário 38 um valor positivo final de R\$ 12.693,31, ambos superiores ao resultado final de R\$ 8.240,32 da incineração.

O Cenário 36, apesar de apresentar um resultado final de R\$ 7.328,04, ou seja, um pouco inferior ao valor encontrado para a incineração, apresenta a vantagem de conseguir ser sustentável do ponto de vista social e ambiental, uma vez que os ganhos para esses pilares são superiores ao da incineração. Em relação ao aterro, cita-se que tal opção seria a

menos viável dentre esse grupo de cenários, uma vez que apresenta resultados negativos para a questão ambiental e não proporcionaria geração de renda para os catadores.

4.4.3 Cenários com fatores desfavoráveis para a incineração e para a reciclagem

A Tabela 4.11 mostra os resultados dos cenários em que os fatores foram alterados para conforme seus piores valores para ambas as alternativas de destinação. Ao se comparar os resultados totais dos Cenários 39, 40 e 41, a alternativa incineração, seguida pela opção do aterro, tornar-se-ia mais viável. Isto se deve ao fato de que para os Cenários 39, 40 e 41 os preços de venda dos materiais se encontram em seus menores valores de mercado (50,00 para o elo intermediário e 180,00 para a indústria recicladora), ou seja, situação em que não haveria sustentabilidade social dentro da cadeia reversa, e o custo da coleta seletiva é mantido em seu maior valor (385,00). O Cenário 35 foi mantido inalterado, conforme os valores do tópico anterior, uma vez que o mesmo já representa o cenário em que os fatores que mais impactam para a incineração estão em seus valores mais baixos. Essa situação reflete na prática os problemas enfrentados pelo setor principalmente em épocas de crises, em que os preços dos materiais sofrem quedas comumente superiores aos dos preços das matérias-primas virgens correspondentes e representam impactos muito significativos para a cadeia como um todo.

Tabela 4.11 - Análise da sustentabilidade com fatores desfavoráveis na incineração e na reciclagem

Variáveis	Aterro Cenário 1	Incineração Cenário 35	Reciclagem Cenário 39	Reciclagem Cenário 40	Reciclagem Cenário 41
Pilar Econômico - EVA [®] (R\$)	(4.606,40)	4.948,33	(30.682,12)	(30.682,12)	(26.180,00)
Responsabilidade do Poder Público					
Pilar Social - Geração renda (R\$)	0,00	0,00	3.060,00	6.599,81	2.087,14
Pilar Ambiental - CO ₂ Eq (R\$)	(3.315,00)	3.291,99	3.854,17	3.854,17	3.854,17
- Aumento da vida útil do Aterro (R\$)	--	--	428,00	428,00	428,00
EVA[®] Total (R\$)	(7.921,40)	8.240,32	(23.339,95)	(19.800,14)	(19.810,69)

4.4.4 Cenários com fatores prováveis para a incineração e para a reciclagem

Para esse último grupo de cenários, têm-se na Tabela 4.12 os resultados para a simulação das alternativas em que seus fatores estão todos em valores médios (prováveis). Assim, no Cenário 42 considerou-se o valor médio para o preço de venda da energia e para a eficiência na produção da mesma para a fração das ELVs. De forma análoga, nos cenários relativos à reciclagem considerou-se o preço médio do custo da coleta seletiva, assim como para a venda das ELVs, sendo que o preço máximo adotado como referência foi o

considerado para os demais cenários desta seção (R\$ 280,00/ton para o intermediário e R\$ 440,00/ton para a indústria de reciclagem).

Tabela 4.12 - Análise da sustentabilidade com fatores prováveis na incineração e na reciclagem

Variáveis	Aterro Cenário 1	Incineração Cenário 42	Reciclagem Cenário 43	Reciclagem Cenário 44	Reciclagem Cenário 45
Pilar Econômico - EVA [®] (R\$)	(4.606,40)	17.099,73	(22.386,12)	(22.386,12)	(17.884,00)
Responsabilidade do Poder Público					
Pilar Social - Geração renda (R\$)	0,00	0,00	10.098,00	14.555,81	10.043,14
Pilar Ambiental - CO ₂ Eq (R\$)	(3.315,00)	3.291,99	3.854,17	3.854,17	3.854,17
- Aumento da vida útil do Aterro (R\$)	--	--	428,00	428,00	428,00
EVA[®] Total (R\$)	(7.921,40)	20.391,72	(8.005,95)	(3.548,14)	(3.558,69)

De forma análoga aos resultados da Tabela 4.12, para esse grupo de cenários a incineração também se apresenta como a melhor opção sob o ponto de vista econômico e ambiental, embora este último tenha um valor um pouco menor do que a opção reciclagem. A alternativa reciclagem no Cenário 43 apresentou um resultado final negativo de R\$ 8.005,05, ou seja, praticamente igual ao valor do aterro, porém ao analisar separadamente os aspectos ambientais e sociais, a reciclagem apresenta-se como a opção mais adequada. Especificamente ao se comparar o EVA[®] somente sob o aspecto do Poder Público (primeira linha da tabela), isto é, sem somar as receitas geradas para os catadores e os demais ganhos ambientais, a opção aterro seria economicamente mais viável, porém como em seu escopo o modelo de sustentabilidade preconiza a busca pela equidade social e justiça ambiental, a reciclagem torna-se mais indicada a partir desta análise conjunta.

Já os Cenários 44 e 45 apresentam um valor final melhor do que o aterro e do que o Cenário 43, consequência da venda direta dos materiais para a indústria recicladora, o que resulta na elevação da receita no Cenário 44, e no Cenário 45 há uma melhor configuração do sistema sob o ponto de vista do setor Público, já que este ficaria responsável somente pelos custos com a coleta seletiva e a associação seria responsável pelos demais custos do sistema. Mas, apesar dos Cenários 43, 44 e 45 serem mais adequados do que a alternativa aterro sob o ponto de vista dos três pilares da sustentabilidade, esses três cenários tem um resultado econômico final negativo devido principalmente aos preços de vendas dos materiais estarem em seus valores médios e não serem suficientes para cobrir os custos do sistema.

4.4.5 Localização dos Cenários no modelo Sustentabilidade *triple bottom line*

Para o desenvolvimento desta parte do trabalho, inicialmente fez-se a compilação do EVA[®] total encontrado para os Cenários de 31 a 45 na Tabela 4.13, ou seja, o resultado da

análise econômica conjunta dos três pilares da sustentabilidade. Também foram calculados na tabela os valores percentuais do EVA[®] total tendo como base de comparação (valor zero) o custo da disposição final no aterro (R\$ 7.921,40).

Tabela 4.13 – Comparação dos cenários simulados no modelo de sustentabilidade *triple bottom line*

Alternativas	Cenários	EVA [®] Total (R\$)	Variação percentual do EVA [®] Total	Pilares da Sustentabilidade		
				Social	Econômico	Ambiental
Aterro	1	(7.921,40)	0%			
Incineração	31	35.129,83	543%			
	35	8.240,32	204%			
	42	20.391,72	357%			
Reciclagem	33	4.407,86	156%			
	34	4.397,31	156%			
	36	7.328,04	193%			
	37	12.703,85	260%			
	38	12.693,31	260%			
	32	(967,95)	88%			
	39	(23.339,95)	-195%			
	40	(19.800,14)	-150%			
	41	(19.810,69)	-150%			
	43	(8.005,95)	-1%			
	44	(3.548,14)	55%			
	45	(3.558,69)	55%			

Na sequência, a partir dos dados da Tabela 4.13, inseriu-se na Figura 4.14, modelo de Sustentabilidade *triple bottom line*, a localização dos cenários supracitados conforme as características dos pilares social, ambiental e econômico. Ressalta-se que o pilar econômico se refere ao valor total do EVA[®]. O centro de cada circunferência considerada isoladamente representa a área onde estariam os maiores valores para cada pilar. Porém, para se atingir a sustentabilidade (parte central da Figura 3.18), exige-se uma redução dos valores individuais para se obter um resultado ideal para os três pilares ao mesmo tempo.

Conforme os resultados da Tabela 4.13 e da Figura 4.15, têm-se as seguintes análises sobre a gestão dos RSU direcionada principalmente sob a ótica do Poder Público:

- ✓ Falta de realismo econômico, mas com justiça ambiental (interseção dos pilares social e ambiental): para os Cenários 32, 39, 40, 41, 43, 44 e 45 (alternativa reciclagem) verifica-se que embora os mesmos permitam a geração de emprego e renda para os catadores e apresentem ganhos ambientais, seus resultados econômicos finais apresenta um valor negativo. Ou seja, mesmo considerando as interações com os resultados dos pilares social e ambiental, não são suficientes para se obter um resultado final positivo, uma vez que se tem um valor inicial negativo do EVA[®]

bastante significativo. Como por exemplo, nos Cenários 39, 40 e 41 tem-se um baixo valor de mercado para a venda das ELVs e um alto custo da coleta seletiva (pilar econômico). Destaca-se que para esses cenários, ao considerar esse baixo preço para ELVs, ter-se-ia ao longo da cadeia reversa uma desigualdade nos ganhos advindos da reciclagem, haja vista que a indústria recicladora obteria lucros ao passo que a associação, primeiro elo da cadeia, não seria sustentável economicamente. Assim, embora estes possibilitem uma geração de renda para os associados, deveria haver ações com o intuito de obter uma melhor precificação dos materiais ao longo da cadeia reversa;

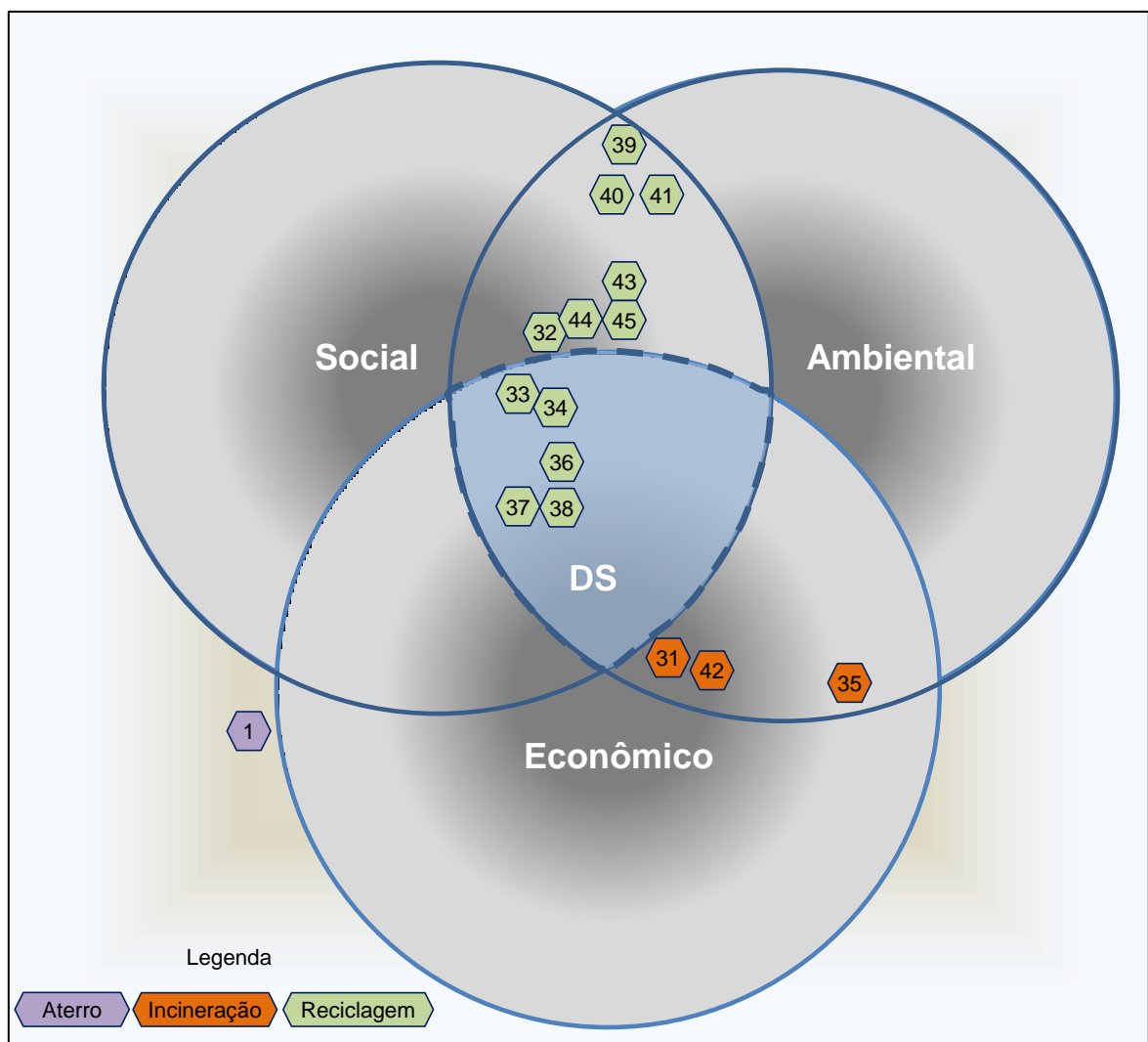


Figura 4.15 - Localização dos Cenários no Modelo de Sustentabilidade *triple bottom line*

- ✓ Falta de equidade social, mas ecoeficiência (interseção dos pilares ambiental e econômico): os Cenários 31, 35 e 42 (alternativa incineração), independente de seus principais fatores estarem no menor ou maior valor, sempre apresentariam resultados

econômicos finais positivos. O Cenário 31 foi o que se mostrou mais sustentável sob o aspecto econômico, uma vez que se obteriam altos valores devido à valorização do preço de venda da energia e à alta eficiência na produção da mesma, consequência do poder calorífico das ELVs. Além disso, essa seria a única alternativa que representaria de fato a entrada de receitas para os cofres públicos. Porém, para esses três cenários verifica-se a falta da presença do pilar social, já que não haveria inclusão dos catadores no processo. Uma possibilidade neste caso seria avaliar a opção de inserir os catadores para realizarem uma separação prévia dos materiais com poder calorífico mais elevado para serem incinerados e assim permitir uma maior eficiência na geração de energia ou também os materiais recicláveis sem demanda de mercado. Desta forma, ter-se-ia uma alternativa para o caso brasileiro em que se vê uma forte resistência e pressão de setores sociais para a não instalação de usinas de incineração;

- ✓ Degradação ambiental, mas com ética empresarial (interseção dos pilares social e econômico): nenhum dos cenários simulados apresentou tal característica. Em relação à incineração, como citado, considerou-se uma planta que teria eficientes controles de emissões atmosféricas. Assim, ao considerar o impacto ambiental que seria evitado ao se incinerar os materiais ao invés de enviá-los para a disposição final no aterro, reduzido das emissões negativas resultantes do transporte dos materiais até a planta de incineração, ter-se-ia um resultado final ambientalmente positivo e, ao mesmo tempo, tal alternativa não contaria com a participação dos catadores (pilar social) no processo o que a exclui de se situar em tal interseção. Em relação aos cenários da reciclagem, os mesmos foram os que apresentaram os melhores resultados ambientais, o que consequentemente também os exclui da possibilidade de degradação ambiental, além do fato de que para alguns dos cenários da reciclagem, a questão econômica manteve-se negativa.
- ✓ Especificamente em relação ao aterro, este se encontra fora das três circunferências já que não apresenta valor positivo para nenhum dos três pilares. Porém, se o mesmo fosse analisado somente sob o ponto de vista do EVA[®] inicial, ou seja, sem a premissa da visão conjunta do Desenvolvimento Sustentável (econômico, ambiental e social), o aterro se mostraria economicamente mais viável do que todos os cenários da reciclagem se também analisados sob a mesma ótica. Porém, como neste trabalho considerou-se a necessária interação entre os três pilares do modelo de

sustentabilidade, o resultado final faz com que o aterro permaneça como a alternativa mais indicada economicamente somente em relação aos Cenários 39, 40, 41 e 43. Isso se deve ao fato de que nesses cenários da reciclagem, o alto custo da coleta seletiva e os baixos preços de venda das ELVs, que reflete no pilar social, faz com que o sistema tenha altos valores negativos, suficiente para superar o aterro, que além de não apresentar nenhuma fonte de receita conta com passivos ambientais. Tal situação está representada na Figura 4.14 por meio de uma distância superior dos Cenários 39, 40, 41 e 43 até o centro da circunferência do pilar econômico do que o aterro até o mesmo ponto;

- ✓ Uma alternativa que poderia ser analisada para mitigar os danos ambientais decorrentes das emissões atmosféricas do aterro seria o aproveitamento energético do biogás. Embora atualmente seja considerada que a quantidade mínima de resíduos que o aterro deva receber diariamente para que tal procedimento torne-se viável economicamente seja de 200 toneladas, valor superior ao constatado no aterro de Itajubá, a parceria entre municípios, como acontece na cidade em estudo, e tendo em vista a análise conjunta dos três pilares da sustentabilidade, ter-se-ia a princípio ao menos a inclusão do aterro dentro da circunferência do pilar ambiental;
- ✓ Para a situação considerada nos Cenários 39, 40, 41 e 43 (alto custo da coleta seletiva e baixo preço de venda dos materiais), a opção de enviar as ELVs para o aterro, do ponto de vista da legislação não se estaria em desacordo com a PNRS, uma vez que para as ELVs não se tem uma lei específica que atualmente obrigue a realização da LR, e as mesmas poderiam ser enquadradas como “rejeitos”, que são os RSU que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada nos aterros. Ressalta-se que para os cenários supracitados, na prática não estaria havendo uma efetiva responsabilidade compartilhada pelo Ciclo de Vida do Produto, como descreve a PNRS, pois por meio de parceria com a indústria recicladora, poder-se-ia obter incentivos financeiros e aumento no preço pago pelos materiais;
- ✓ Especificamente para os catadores, se mantidos os parâmetros considerados nos Cenários 39, 40, 41 e 43, sob o ponto de vista social e econômico, os mesmos podem ter a oportunidade de obter rendas superiores ao se dedicarem a coletar outros materiais com maior valor de mercado quando comparados com as ELVs, situação

que se verificou na prática. O aspecto negativo neste caso é a questão ambiental, uma vez que não se realiza a recuperação energética do biogás do aterro. Mas, conforme o modelo de sustentabilidade *single bottom line* de Altman e Berman (2011a; 2011b), sob o ponto de vista empresarial as métricas relacionadas aos projetos sociais e ambientais devem remeter à objetividade do desempenho econômico. Assim, embora o aterro *a priori* não gere trabalho/renda para os catadores, passaria de certo modo a incorporar o caráter social e econômico da gestão dos resíduos ao possibilitar um maior ganho para a associação dos catadores a partir do momento em que estes e o Poder Público optem por não realizar a coleta seletiva das ELVs;

- ✓ Especificamente sobre o método de análise conjunta dos três pilares da sustentabilidade, como realizado neste trabalho, ressalta-se que devido à própria característica da gestão dos RSU ser uma atividade que para o Poder Público significa dispêndio de recursos, com exceção da incineração que geraria receitas por meio da venda da energia elétrica, do crédito do carbono e do reaproveitamento dos metais contidos nas cinzas, tal análise permite efetivamente incluir nas decisões as três dimensões da sustentabilidade e ter uma visão mais completa do sistema. Pois, caso não se considerasse no EVA[®] final os ganhos econômicos advindos das receitas geradas para os catadores, assim como a conversão monetária dos impactos ambientais, o Poder Público investir na implantação da coleta seletiva e na associação de catadores sempre seria menos indicado do ponto vista econômico que o aterro, por exemplo, que tem um valor de investimento por tonelada bem inferior do que no caso da associação. Porém, ao se somar os ganhos dos pilares social e ambiental, a questão econômica inicialmente negativa para os Cenários 33, 34, 36, 37 e 38 (reciclagem) passa a ser positiva, permitindo assim a localização destes cinco cenários na interseção das três circunferências.

5. CONCLUSÕES

O objetivo deste trabalho foi utilizar a modelagem e simulação computacional no âmbito dos Resíduos Sólidos Urbanos potencialmente recicláveis para auxiliar na tomada de decisão e analisar de forma conjunta a sustentabilidade ambiental, social e econômica da logística reversa e formas de destinação final. Para demonstrar o método de análise proposto, considerou-se três alternativas de destinação para o caso das ELVs (aterro sanitário, incineração e reciclagem) e utilizou-se a técnica de Projeto de Experimentos (DOE) para medir o grau de relevância de determinados parâmetros e seus impactos no sistema. O modelo de sustentabilidade *Triple Bottom Line* foi utilizado como base para as comparações entre os cenários simulados. Assim, conforme o objetivo descrito, pode-se concluir que este trabalho atingiu o que foi proposto e na sequência serão feitas as considerações finais sobre os cenários simulados, as conclusões conceituais, a descrição dos resultados práticos proporcionados pelo estudo, as limitações do trabalho e por fim as sugestões para pesquisas futuras.

5.1 Conclusões a respeito das simulações

Em relação aos cenários simulados, pode-se constatar que devido à presença de inúmeras variáveis em um sistema de LR e de destinação final de RSU, aliada à necessidade de se ter uma abordagem holística da sustentabilidade, a modelagem e simulação apresentou-se como uma ferramenta viável ao permitir uma maior compreensão do funcionamento do sistema e possibilitar a realização de análises por meio da criação de diversos cenários. As ferramentas e recursos disponíveis no *software* ProModel[®] conseguiram suprir as necessidades do modelo de simulação conforme as peculiaridades e características do sistema pesquisado.

Especificamente sobre a opção de mapear apenas uma fração dos RSU, neste caso de ELVs, ressalta-se que na fase da coleta, por exemplo, até pode ser viável simular o sistema juntamente com outros materiais recicláveis, porém devido às características de cada setor e às suas diversas variáveis, conclui-se ser necessário simular e planejar separadamente as

diversas cadeias de materiais, uma vez que cada um apresenta diferentes custos, receitas, riscos, passivos ambientais, dentre outras. O planejamento da destinação final das ELVs, que apresentam três tipos de materiais em sua composição, como verificado e citado por alguns autores, já é um processo complexo quando comparado com embalagens PET, por exemplo, que apresentam um único componente. Porém, nos RSU existem produtos que apresentam um número muito maior de componentes, como o caso dos resíduos eletroeletrônicos.

Por meio da utilização do DOE foi possível verificar os fatores que mais impactam no resultado econômico (EVA[®]) que no caso da alternativa incineração são o preço de venda da energia e a eficiência na produção de energia. As ELVs, por possuírem um alto poder calorífico, apresentam vantagens ao serem incineradas ao invés de serem enviadas para aterros ou mesmo recicladas quando o custo da coleta está em seu maior valor e o preço de venda das mesmas não atinge seu maior valor de mercado verificado na prática. Porém, ressalta-se que ao se simular a incineração dos RSU como um todo, precisaria haver um aumento significativo do atual preço de venda da energia oriunda de fontes alternativas, para que tal alternativa se tornasse mais viável do que o aterro, por exemplo.

O uso do DOE na cadeia reversa da reciclagem das ELVs apresentou uma especificidade em relação aos preços de venda dos materiais, uma vez que o aumento em um elo representa uma diminuição de igual valor em outro, o que faz com que sejam anuladas tais mudanças. Porém, verificou-se que tais alterações nos preços podem tornar a cadeia reversa social e economicamente mais justa e viável ao se modificar a estrutura de precificação existente. Pode-se também verificar o grande impacto que o custo da coleta seletiva tem para o sistema como um todo.

Os custos de implantação não se mostraram relevantes conforme o cálculo proposto no indicador econômico EVA[®]. Atribui-se tal resultado a duas questões principais: (1) o fato dos custos terem sido rateados por toneladas, tendo em vista um projeto de gestão de RSU por meio de consórcio entre municípios, fez com que os altos custos de instalação para as usinas de incineração, por exemplo, tivessem seu impacto reduzido uma vez que as usinas têm elevadas capacidades de processamento; (2) o indicador econômico EVA[®] utilizado neste trabalho tem como foco a agregação de valor econômico e o Custo de Capital (C) utilizado como base de cálculo para a incineração foi atrelado ao baixo valor mensal de remuneração da poupança. Adicionalmente, vale citar que para os casos em que se consideraram os empreendimentos sob o ponto de vista privado, a variação adotada para o indicador beta (β), utilizado no cálculo do Custo de Capital, também influencia para a pouca significância dos custos de implantação.

Especificamente em relação aos Cenários 39, 40, 41 e 43 (reciclagem), onde o custo da coleta seletiva está em seu maior valor, aliado ao baixo preço de venda das ELVs, a alternativa aterro mostra-se preferível sob o aspecto econômico e social, embora *a priori* não propicie geração de renda para os catadores e tenha impactos ambientais negativos. Sob o ponto de vista do Poder Público, verifica-se que para esses cenários supracitados a soma total do EVA[®], que inclui os resultados ambientais e sociais positivos da reciclagem, não é suficiente para superar o resultado econômico final da alternativa aterro. Sob o ponto de vista dos catadores, devido às limitações de capacidade produtiva, estes poderiam obter rendas superiores ao se dedicarem a trabalhar com materiais que tenham uma maior demanda e valor de mercado.

O conceito de sustentabilidade das organizações de catadores envolve, dentre outras questões, a capacidade do empreendimento de desenvolver suas atividades para atingir resultados sociais, econômicos e ambientais crescentes. Porém, como verificado neste trabalho, esta sustentabilidade é comprometida caso o preço de venda das ELVs seja mantido em seus valores atuais e mantenha-se a venda para o intermediário local. Caso a venda das ELVs seja feita diretamente para a indústria recicladora, tem-se um EVA[®] positivo a partir do momento em que o preço de venda atinge seu maior valor. Para a situação em que se considere a associação sob o ponto de vista privado, se mantido o preço de venda das ELVs em seu menor valor, o empreendimento também não seria sustentável economicamente.

5.2 Conclusões conceituais

Na literatura encontram-se estudos sobre a LR, reciclagem, coleta seletiva e destinação final de resíduos, porém estes estudos não apresentam a utilização da SED nesta área e com o propósito apresentado neste trabalho, de forma a auxiliar os tomadores de decisão e possibilitar uma efetiva aplicação prática do método. Foram encontrados em muitos trabalhos publicados a utilização de cálculos que, embora possam ter uma precisão de resposta maior, apresentem modelos matemáticos muito complexos, que podem dificultar sua utilização e replicação por gestores não especialistas, além de que a inserção de muitas variáveis pode tornar o modelo de difícil resolução matemática.

Ressalta-se que o foco central desta pesquisa não foi, *a priori*, comprovar a lucratividade ou sustentabilidade ambiental, por exemplo, de alguma forma de LR ou destinação final de resíduos, e sim fornecer subsídios para que gestores, de posse de dados mais precisos, possam realizar análises e julgamentos mais estruturados e metódicos que possibilitem esclarecer e responder com mais acuracidade as questões relativas à área da LR

de pós-consumo e gestão de resíduos. Então, a ideia central foi apresentar um modelo genérico de análises para auxiliar na tomada de decisão, que pode ser utilizado para todos os tipos de materiais. Ressalta-se que somente a publicação de leis não irá mudar por si só o quadro atual de gestão dos RSU, haja vista o número extenso de legislação desde esfera Federal à Municipal, mas é preciso dar condições para que as municipalidades, responsáveis legais pelos resíduos, possam operacionalizar um adequado sistema de gestão e LR.

Uma prova real da dificuldade e da problemática de se estruturar um adequado programa de gestão de resíduos que envolva a logística reversa é que, embora a PNRS deixe claro a obrigatoriedade desta questão para vários setores, na prática pode-se verificar que ainda não há acordos setoriais e termos de compromissos efetivamente firmados neste sentido. Tanto o setor empresarial quanto o público se deparam com diversos problemas que vão desde questões legais a questões operacionais do processo como um todo. O mercado de reciclagem brasileiro apresenta muitas incertezas (sazonalidade e qualidade), poucos compradores (concentrados em grandes cidades) e numerosos vendedores (espalhados).

Em relação à incineração, na cidade de Boa Esperança/MG (população 40.018 habitantes) está em andamento um projeto para a instalação da primeira usina térmica no país que utilizará os RSU para gerar energia elétrica. Segundo a empresa responsável pelo projeto, a energia produzida será distribuída na rede que atende os prédios públicos municipais, como o da prefeitura, e vai gerar uma economia de R\$ 200 mil por mês, o que também poderá reduzir a conta de energia elétrica dos moradores. O reaproveitamento energético dos RSU poderia mitigar dois grandes problemas da atualidade: a demanda por energia e a destinação do crescente volume dos resíduos.

Uma vantagem da incineração que é não há necessidade de grandes espaços para operar e processar milhares de toneladas de resíduos e a usina pode ser instalada em centros urbanos. Já o aterro necessita de locais específicos, analisados e autorizados por órgãos ambientais, e tem sua vida útil reduzida ao longo dos anos conforme a geração de RSU se eleva. Como consequência, tem-se que a localização dos aterros está cada vez mais distante das fontes geradoras. No Brasil, porém, a disponibilidade de terra torna a opção pelos aterros menos complicada e dispendiosa do que para a maioria dos países desenvolvidos, o que justifica essa opção como forma de destinação predominante no país.

No que tange ao custo da coleta seletiva, conforme pode ser constatado na literatura pesquisada, economias substanciais poderiam ser alcançadas ao se otimizar a rota, por meio da roteirização e programação dos veículos de coleta, por exemplo. O baixo desempenho da coleta seletiva está fortemente relacionado com a baixa densidade dos materiais, com a baixa

taxa de coleta e separação na fonte e rotas ineficientes. Outro ponto de discussão que poderia atenuar a questão do custo com o sistema de coleta seletiva diz respeito à cobrança de taxas para a prestação dos serviços municipais de limpeza urbana, uma vez que os consumidores também são incluídos como parte da responsabilidade compartilhada no ciclo de vida dos produtos. No Brasil, essa prática de cobrança de uma taxa específica ainda não é realidade para a maioria dos municípios brasileiros e com isso verifica-se uma forte dependência dos municípios por repasses de verbas oriundas do Governo Federal e Estadual, o que não raro pode ocasionar um quadro de não sustentabilidade financeira e não cumprimento das legislações por falta de financiamento municipal.

Questões como investimentos em desenvolvimento de novas tecnologias, atividades que agregam valor ao produto, riscos, dentre outras, influenciam diretamente no resultado econômico pretendido para cada negócio, mas é importante que se tenha uma visão holística da logística reversa com o intuito de tentar mitigar cenários de histórica exploração do trabalho dos catadores de materiais recicláveis e avaliar melhores alternativas de destinação dos diversos tipos de matérias presentes nos RSU. A utilização do modelo de sustentabilidade *triple bottom line*, conforme as análises conjuntas realizadas no presente trabalho, possibilitou equacionar e visualizar a gestão dos RSU sob a perspectiva do Poder Público, que já tem como atribuição utilizar os recursos de modo a promover melhores condições ambientais, sociais e econômicas para a população.

Cada alternativa tem suas vantagens e desvantagens, conforme a ótica de análise e interesses envolvidos, e a utilização de métodos de planejamento direcionados à racionalização ajudarão a encontrar as melhores alternativas conforme as características dos materiais sob avaliação. Assim, pode-se concluir que no modelo de sustentabilidade, por apresentar três pilares de decisão, aliada a complexidade inerente da LR e destinação final de resíduos, torna-se imperativo o uso de ferramentas e métodos que possam auxiliar em análises conjuntas e que possibilitem compreender o sistema sob um ponto de vista mais holístico, uma vez que dificilmente alguma solução apresentará ao mesmo tempo vantagens sob todos os aspectos da sustentabilidade.

5.3 Resultados Práticos

Como resultado prático do trabalho, por meio dos contatos realizados pela autora com os consultores da empresa Tetra Pak e com ACIMAR e o gestor da INTECOOP, conseguiu-se dar início a um projeto para que a ACIMAR venda as ELVs diretamente para a empresa Tetra Pak. O objetivo é que outras associações da região, que fazem parte do consórcio do aterro

sanitário, formem uma rede e tenham volume suficiente para atender às exigências da venda direta. O preço que a associação irá conseguir é sete vezes maior do que se ela vendesse para um atravessador. O consultor da Tetra Pak responsável pelo Estado de Minas Gerais visitou a ACIMAR e INTECOOP em nome da empresa para uma primeira reunião a fim de firmar tal parceria. No projeto, a Tetra Pak prevê o financiamento de campanhas de divulgação para que a população descarte e acondicione corretamente as ELVs para possibilitar assim uma maior efetividade da coleta seletiva. Destaca-se também como resultado prático a aprovação de projetos de financiamento e pesquisa direcionados para apoiar o trabalho da ACIMAR, em que se obteve capital para a compra de equipamentos, como balança, talha elétrica e esteira para auxiliar na triagem dos materiais.

Como pôde ser verificado, mesmo no caso em que se analisa a associação sob o ponto de vista privado, em que o custo da coleta seletiva é de responsabilidade do Poder Público e os demais custos são atribuídos à associação, se mantido o preço de venda das ELVs em seu menor valor, o resultado econômico seria negativo e ao considerar o maior valor de venda verificado na prática, a remuneração por catador referente às ELVs não ultrapassaria R\$ 41,56 mensalmente. Assim, o desenvolvimento de parceria e colaboração com os elos da cadeia reversa é uma alternativa para se alcançar uma maior eficiência da logística e, conseqüentemente, refletirá em um melhor desempenho da própria empresa recicladora.

5.4 Limitações da Pesquisa

Em relação ao universo da pesquisa, o estudo foi direcionado para uma rede reversa específica, e embora a ideia geral de aplicabilidade para cadeias distintas seja válida, os resultados são limitados ao caso analisado, assim como a perspectiva de análise que tem como foco central o Poder Público. No que se refere aos dados utilizados para as simulações, destaca-se que apesar de ter sido necessário utilizar como fonte de dados alguns estudos realizados especificamente para outras localidades e em datas distintas, tal condição não inviabilizou o objetivo central desta pesquisa, uma vez que o foco da proposta está na forma de abordar o problema, utilizando-se da Simulação a Eventos Discretos, o Projeto de Experimentos (DOE) e o modelo de sustentabilidade *triple Bottom line* para realizar as análises.

5.5 Pesquisas Futuras

Como neste trabalho utilizou-se a fração das ELVs como caso de estudo, sugere-se aplicar a mesma proposta de análises para os demais materiais presentes nos RSU.

Especificamente sobre a reciclagem das ELVs, sugere-se a simulação de novos cenários em que as mesmas sejam utilizadas como matéria-prima para a fabricação de telhas a partir do composto Alumínio/polietileno, alternativa verificada na prática. Assim poder-se-ia incluir também nas análises o impacto da utilização do material reciclado em detrimento do uso de matérias-primas virgens, com a proposta de analisar o sistema especificamente sob o ponto de vista empresarial. No que se refere à questão econômica, sugere-se a utilização de indicadores que apresentem metodologia diferenciada do EVA[®] principalmente no que tange ao financiamento e a origem do capital necessário para a implantação dos empreendimentos, uma vez que o EVA[®] tem como foco analisar investimentos baseado na agregação de valor econômico para o acionista que já dispõem do capital necessário para investir dentre alternativas disponíveis. Pode-se verificar o uso de métodos de análises de custos diferenciados, como o Custeio Baseado em Atividades (ABC).

No pilar ambiental pode-se explorar o uso da metodologia de Análise do Ciclo de Vida, que permite avaliar e quantificar o impacto ambiental advindo de cada alternativa, como dado de entrada para a SED. Na incineração, por exemplo, poder-se-ia contabilizar os ganhos ambientais advindos da produção da energia a partir de RSU, ou seja, avaliar os ganhos da não utilização de recursos naturais para a geração de energia. Assim, pode-se avaliar o impacto ambiental oriundo das cinzas geradas no processo de queima dos resíduos, uma vez que as mesmas necessitam ser depositadas em aterros especiais. Para o caso da reciclagem, sugere-se avaliar o impacto ambiental advindo da utilização dos materiais pós-consumo no ciclo produtivo em substituição a extração de matérias-primas virgens, já que neste trabalho limitou-se à questão das emissões de CO₂ que constituem a “pegada de carbono”. Para o aterro, novos cenários poderiam ser gerados para analisar a possibilidade de se realizar o reaproveitamento energético do biogás, considerando o caso do consórcio entre os municípios, em que os custos seriam rateados conforme a quantidade de material processado por cidade, assim como consideradas as interações entre os pilares da sustentabilidade.

De modo análogo, o pilar social poderia ter seu escopo expandido para envolver mais questões, como geração de emprego e renda para toda a cadeia de reciclagem. Novos cenários poderiam ser direcionados para analisar o impacto da inclusão dos catadores no processo de incineração, em que os mesmos poderiam, por exemplo, realizar a venda de materiais com alto poder calorífico para as plantas ou mesmo serem treinados para trabalhar no setor de triagem dentro da usina. Neste trabalho foram adotados os mesmos pesos para os três pilares da sustentabilidade, assim como não se colocou nenhuma penalidade quando se verificava a ausência de algum deles, portanto sugere-se também como proposta para trabalhos futuros

analisar os impactos ao se inserir pesos diferenciados para os pilares da sustentabilidade quando analisados sob óticas diversas. Para tanto, tem-se a sugestão da utilização do método *Analytic hierarchy process* (AHP).

O modelo de sustentabilidade *triple bottom line* foi utilizado como base para as análises das alternativas de destinação das ELVs. Assim, sugere-se realizar estudos com os demais modelos de sustentabilidade existentes, como os descritos no referencial teórico deste trabalho: o modelo de Valor Sustentável, que a partir da perspectiva dos negócios evidencia as conexões entre os motivadores de sustentabilidade e a geração de valor para o acionista; o modelo de Valor Compartilhado, que se concentra na inter-relação da sociedade e progresso econômico; e o modelo *Single bottom line*, com foco estratégico e na geração de lucro empresarial. Embora esses três modelos tenham seu fundamento no ponto de vista empresarial, adaptações podem ser realizadas para englobar a gestão compartilhada e a responsabilidade do Poder público no tange aos RSU.

Em relação ao modelo desenvolvido, o fator “tempo” nas simulações foi trabalhado conforme valores mensais de produtividade, por exemplo, mas pode-se explorar análises mais detalhadas da influência da dinâmica do tempo nos processos de LR e destinação final dos RSU, assim como a utilização de modelos estocásticos, por meio do uso de dados probabilísticos, de modo a permitir analisar os impactos das incertezas presentes na área de estudo. Também poderiam ser realizadas análises de sensibilidade no modelo para avaliar, por exemplo, o volume de material que poderia ser enviado para cada destino. Por fim, destaca-se que objetivo deste trabalho não diz respeito à otimização das alternativas encontradas para LR e destinação dos RSU, mas tal questão também ser considerada como fonte de estudos futuros.

REFERÊNCIAS

ABETRE - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS. **A Recuperação Energética de Resíduos nas Políticas Públicas**. 2013. Disponível em: < <http://www.abetre.org.br/biblioteca/publicacoes/publicacoes-abetre/ABETRERecuperaoEnergtica25062013paraACSP.pdf>> Acesso: jan. 2014.

ABRELPE - **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2011**. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm> Acesso: nov. 2013.

ABRELPE - **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2012**. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm> Acesso: nov. 2013.

ABRELPE - **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2013**. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/panorama_edicoes.cfm> Acesso: julho 2014.

ABREU, F. V.; SOUZA, M. C. L.; SOUZA, E. S.; AVELINO, M. R. Avaliação Técnica e Econômica da Geração de Energia do Biogás nos Aterros de Gramacho e Seropédica. **Acta Scientiae et Technicae**, v. 2, n. 1, p. 29-36, Jun. 2014.

ADENSO-DÍAZ, B.; MORENO, P.; GUTIÉRREZ, E.; LOZANO, S. An analysis of the main factors affecting bullwhip in reverse supply chains. **International Journal of Production Economics**, v. 135, n. 2, p. 917-928, 2012.

AHI, P.; SEARCY, C. An Analysis of Metrics Used to Measure Performance in Green And Sustainable Supply Chains. **Journal of Cleaner Production**, v. 86, p. 360-377, 2015.

AHLUWALIA, P. K.; NEMA, A. K. Multi-objective reverse logistics model for integrated computer waste management. **Waste Management & Research**, v. 24, n. 6, p. 514-527, 2006.

ALINOVI, A.; BOTTANI, E.; MONTANARI, R. Reverse Logistics: a stochastic EOQ-based inventory control model for mixed manufacturing/remanufacturing systems with return policies. **International Journal of Production Research**, v. 50, n. 5, p. 1243-1264, 2012.

ALLESCH, A.; BRUNNER, P.H. Assessment methods for solid waste management: A literature review. **Waste Management & Research**, v. 32, n.6, p.461-473, 2014.

ALMEIDA, F. **O bom Negócio da Sustentabilidade**. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 2002.

ALTEKIN, F.T.; AKKAN, C. Task-failure-driven rebalancing of disassembly lines. **International Journal of Production Research**, v. 50, n. 18, p. 4955-4976, 2012.

ALUMUR, S.A.; NICKEL, S.; SALDANHA-DA-GAMA, F.; VERTER, V. Multi-period reverse logistics network design. **European Journal of Operational Research**, p.67-78, 2012.

ALVES, J. C. M. A. **Desenvolvimento de consciência socioambiental em cadeias produtivas de base artesanal: uma proposta metodológica**. 2010. 149 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - PPGEP/UFSM, Santa Maria, 2010.

AMIN, S.H.; ZHANG, G. A Multi-Objective Facility Location Model for Closed-Loop Supply Chain Network Under Uncertain Demand and Return. **Applied Mathematical Modelling**, v. 37, p. 4165-4176, 2013.

ANDREW-MUNOT, M.; IBRAHIM, R. N. Development and analysis of mathematical and simulation models of decision-making tools for remanufacturing. **Production Planning & Control**, v. 24, ed. 12, p. 1081-1100, 2013.

ANEEL - AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA. **Nota Técnica nº 89/2014**. Disponível em: <http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/audiencia/arquivo/2014/002/resultado/wacc_geracao_3_-_fechamento_ap_-_v5.pdf> Acesso: julho 2014.

AQUINO, I. F.; CASTILHO JR., A. B.; PIRES T. S. L. A organização em rede dos catadores de materiais recicláveis na cadeia produtiva reversa de pós-consumo na região da grande Florianópolis: uma alternativa de agregação de valor. **Gestão & Produção**, v. 16, n. 1, p. 15-24, jan./mar. 2009.

APPOLINÁRIO, F. **Dicionário de metodologia científica: um guia para a produção do conhecimento científico**. São Paulo: Atlas, 2004.

ARAS, N.; VERTER, V.; BOYACI, T. Coordination and priority decisions in hybrid manufacturing/remanufacturing systems. **Production and Operations Management**, v. 15, n. 4, p. 528-543, 2006.

ASSEMBLÉIA DE MINAS. Gestão compartilhada de resíduos é arma contra os lixões. **Notícias**, 2014. Disponível em: <http://www.almg.gov.br/acompanhe/noticias/arquivos/2014/06/02_materia_especial_fim_dos_lixoes_consortio_intermunicipal.html>. Acesso: Dez. 2014.

ASIF, M.; SEARCY, C.; ZUTSHI, A.; FISSCHER, O. A. M. An Integrated Management Systems Approach to Corporate Social Responsibility. **Journal of Cleaner Production**, v. 56, p. 7-17, 2013.

ASTRUP, T. F.; TONINI, D.; TURCONI, R.; BOLDRIN, A. Life Cycle Assessment of Thermal Waste-To-Energy Technologies: Review and Recommendations. **Waste Management**, v. 37, p. 104-115, 2015.

AZADIVAR, F.; ORDOOBADI, S. (2010). A Simulation Model to Justify Remanufacturing Policies. In: Winter Simulation Conference 2010. **Proceedings...** Baltimore, 2010. Disponível em: <<http://ieeexplore.ieee.org/xpl/articleDetails.jsp?arnumber=5678909>> Acesso: Ago. 2014.

BANKS, J.; CARSON II, J. S.; NELSON, B. L.; NICOL, D. M. **Discrete-event Simulation**. 5th. Ed. New Jersey: Prentice-Hall, 2009.

BARROS, A. J. S; LEHFELD, N. A. S. **Fundamentos de Metodologia: Um Guia para a Iniciação Científica**. 2. ed. São Paulo: Makron Books, 2000.

BATEMAN, R. E. *et al.* **Simulação de sistemas: aprimorando processos de logística, serviços e manufatura**. 1 ed. Rio de Janeiro: Elseviers, 2013. (Organização de Belge Engenharia e Sistemas).

BAUTISTA, J.; PEREIRA, J. Modeling the problem of locating collection areas for urban waste management. An application to the metropolitan area of Barcelona. **Omega**, v. 34, p. 617-629, 2006.

BELLINGIERI, P. H. Sistema de informações sobre resíduos sólidos como instrumento de gestão. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 11, p. 245-281.

BERTRAND, J. W. M.; FRANSOO, J. C. Modelling and simulation: operations management research methodologies using quantitative modeling. **International Journal of Operations & Production Management**, v. 22, n. 2, p. 241-264, 2002.

BESEN, G. R. **Coleta seletiva com inclusão de catadores: construção participativa de indicadores e índices de sustentabilidade**. 275p. Tese (Doutorado) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, 2011.

BESEN, G. R. A questão da coleta seletiva formal. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 16, p. 389-414.

BIDOKI, S. M.; WITTLINGER, R. Environmental and Economical Acceptance of Polyvinyl Chloride (PVC) Coating Agents. **Journal of Cleaner Production**, v. 18, n. 3, p. 219-225, 2010.

BIEHL, M.; PRATER, E.; REALFF, M. J. Assessing performance and uncertainty in developing carpet reverse logistics systems. **Computers & Operations Research**, v. 34, n. 2, p. 443-463, 2007.

BIGANZOLI, L.; GROSSO, M.; FORTE, F. Aluminium Mass Balance in Waste Incineration and Recovery Potential From the Bottom Ash: A Case Study. **Waste Biomass Valor**, v. 5, p. 139-145, 2014.

BOEIRA, S. L. Sustentabilidade e epistemologia: visões sistêmicas, crítica e complexa. In: PHILIPPI JR., A.; SAMPAIO, C. A. C.; FERNANDES, V. **Gestão de Natureza Pública e Sustentabilidade**. Barueri, SP: Manole, 2012. p. 211-246.

BOWERSOX, D. J.; CLOSS, D. J. **Logística Empresarial: O Processo de Integração da Cadeia de Suprimento**. São Paulo: Editora Atlas, 2004.

BRANDENBURG, M.; GOVINDAN, K.; SARKIS, J.; SEURING, S. Quantitative models for sustainable supply chain management: developments and directions. **European Journal of Operational Research**, v. 233 n. 2, p. 299-312, 2014.

BRASIL. **LEI Nº 12.305, DE 2 DE AGOSTO DE 2010**. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos. Brasília, 2010.

BRASILEIRO, L. A.; MARTINS JÚNIOR, A. A. Análise de influência do transporte na coleta seletiva utilizando sistema de informação. In: Congresso Luso-Brasileiro Para o Planejamento Urbano, Regional, Integrado, Sustentável – Pluris, 4. **Anais...** Faro: 2010. Disponível em: <http://pluris2010.civil.uminho.pt/congresso_actas_ID.html>. Acesso: abril 2011.

BREEDVELD, L.; TIMELLINI, G.; CASONI, G.; FREGNI, A.; BUSANI, G. Eco-efficiency of fabric filters in the Italian ceramic tile industry. **Journal of Cleaner Production**, v. 15, n. 1, p. 86-93, 2007.

BRITO, T. B. **Modelagem e Simulação de um Terminal Regulador de Contêineres**. Trabalho de formatura - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Produção. São Paulo, 2008.

BRITO, T. B. **Aplicabilidade da Simulação Híbrida em Sistemas logísticos**. Dissertação (mestrado). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2011.

BRITO, E. Z. LEITE, P. R.; SILVA, A. Hábitos empresariais brasileiros em logística reversa. In: Simpósio de Administração da Produção, Logística e Operações Internacionais - SIMPOI, 11. **Anais...** São Paulo, 2008. CD ROM

BUARQUE, S. C. **Construindo o desenvolvimento local sustentável**. Rio de Janeiro, RJ: Garamond, 2002.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração *per capita* de resíduos sólidos no Brasil. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 171-180, 2012.

CAPES - Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior. **Histórico**. 2014. Disponível em: <http://periodicos.capes.gov.br/index.php?option=com_pcontent&view=pcontent&alias=historico&Itemid=100> Acesso : maio. 2014.

CARTER, C. R.; ELLRAM, L. M. Reverse Logistics: A review of the literature and framework for future investigation. **Journal of Business Logistics**, v. 19, n. 1, p. 85-102, 1998.

CARVALHO, J. T. A. **Análise da apropriação dos excedentes econômicos gerados na etapa de comercialização de materiais recicláveis**: Estudo de caso na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Economia). Faculdade de Ciências Econômicas, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2009.

CCEE - CÂMARA DE COMERCIALIZAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA. **Preços**. 2015. Disponível em:

<http://www.ccee.org.br/portal/faces/oquefazemos_menu_lateral/precos?_afLoop=527034599409359#%40%3F_afLoop%3D527034599409359%26_adf.ctrl-state%3Dwhgfrh8af_398>

Acesso: fev. 2015.

CEMPRE - COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **CEMPRE Review**. 2013. Disponível em: <<http://cempre.org.br/artigo-publicacao/artigos>> Acesso: fev. 2014.

CEMPRE - COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Embalagens Longa Vida**. 2014a Disponível em: <<http://cempre.org.br/artigo-publicacao/ficha-tecnica/id/9/embalagens-longa-vida>>. Acesso em: 10 dez. 2014.

CEMPRE - COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Ciclosoft**. 2014b. Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclosoft/id/2>> Acesso: fev. 2014.

CEMPRE - COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA RECICLAGEM. **Mercado**. 2015. Disponível em: <<http://cempre.org.br/servico/mercado>> Acesso: jan. 2015.

CHAVES, G. L. D.; ALCANTARA, R. L. C. Logística Reversa: uma análise de sua evolução por meio da revisão da literatura. In: Encontro Nacional de Engenharia de Produção, ENEGEP, 29. **Anais...** Salvador, 2009.

CHO, S. A distributed time driven simulation method for enabling real time manufacturing shop floor control. **Computers & Industrial Engineering**, n.49, p.572-590, 2005.

CHUNG, C. A. **Simulation Modeling Handbook**. A Practical Approach. London, New York: CRC Press, 2004.

CHWIF, F.; MEDINA, A. **Modelagem e Simulação de eventos discretos: Teoria e aplicações**. 3. ed. São Paulo: Ed. dos autores, 2010.

CLARO, P. B. O.; CLARO, D. P. Sustentabilidade estratégica: existe retorno no longo prazo? **R.Adm.** São Paulo, v.49, n.2, p.291-306, 2014.

CLARO, P. B. O.; CLARO, D. P.; AMANCIO, R. Entendendo o conceito de sustentabilidade nas organizações. **Revista de Administração (RAUSP)**, v. 43, n. 4, p. 289-300, 2008.

COSTA, R. F. S. **Abordagem sistemática para avaliação econômica de cenários para modelos de simulação discreta em manufatura**. 139 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI), Itajubá, MG, 2010.

COX, D. R.; REID, N. **The Theory of the Design of Experiments**. Chapman & Hall/CRC, 2000.

CRUZ, N. F.; FERREIRA, S.; CABRAL, M.; SIMÕES, P.; MARQUES, R. C. Comparing the Financial Flows in the Recycling of Packaging Waste in Europe. In: ISWA World Congress, 2012. **Annals...** Florence: CEG-IST, Technical University of Lisbon, 2012.

CRUZ, N. F.; MARQUES, R. C. Análise Econômica do Sistema da Reciclagem em Portugal. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 335-344, 2014.

ÇORBACIOGLU, U.; VAN DER LAAN, E. A. Setting the holding cost rates in a two-product system with remanufacturing. **International Journal of Production Economics**, v. 109, n. 1-2, p. 185-194, 2007.

DAMÁSIO, J. (Org.). **Diagnóstico do entreposto de Itaboraí e efeitos sobre os demais entrepostos da Rede CataFlu**. (Relatório Final). [s.l.]: UFBA, Pangea, Fundação BB, Petrobrás, 2010.

DAMODARAN, A. **Total Beta by Industry Sector**. 2015. Disponível em: <<http://people.stern.nyu.edu/adamodar/>> Acesso: já. 2015.

DAS, D.; DUTTA, P. A system dynamics framework for integrated reverse supply chain with three way recovery and product exchange policy. **Computers & Industrial Engineering**, v. 66, n. 4, p. 720-733, 2013.

DAUGHERTY, P. J.; AUTRY, C. W.; ELLINGER, A. E. Reverse logistics: The relationship between resource commitment and program performance. **Journal of Business Logistics**, v. 22, n. 1, p. 107-123, 2001.

De BRITO, M. P.; DEKKER, R. **Reverse logistics - a framework**. Econometric Institute report EI-38, 2008.

DEKKER, R.; BLOEMHOF, J.; MALLIDIS, I. Operations Research for Green Logistics. An Overview of Aspects, Issues, Contributions and Challenges. **European Journal of Operational Research**, v. 219, n.3, p. 671-679, 2012.

DEKKER, R.; FLEISCHMANN, M.; INDERFURTH, K.; VAN WASSENHOVE, L. N. (Org.) **Reverse Logistics: Quantitative Models for Closed-Loop Supply Chains**. Publisher. Springer Berlin Heidelberg, 2010.

DEMAJOROVIC, J.; CAIRES, E. F.; GONÇALVES, L. N. S.; SILVA, M. J. C. Integrando empresas e cooperativas de catadores em fluxos reversos de resíduos sólidos pós-consumo: o caso Vira-Lata **Cadernos EBAPE.BR**, v. 12, edição especial, artigo 7, 2014.

DIABAT, A.; KANNAN, D.; MATHIYAZHAGAN, K. Analysis of enablers for implementation of sustainable supply chain management e a textile case. **Journal of Cleaner Production**, v. 83, n. 0, p. 391-403, 2014.

DIABAT, A., ABDALLAH, T.; HENSCHER, A. A closed-loop location-inventory problem with spare parts consideration. **Computers & Operations Research**, v. 54, p. 245-256, 2015.

DIAS, S. L. F. G.; LABEGALINI, L.; CSILLAG, J. M. Sustentabilidade e cadeia de suprimentos: uma perspectiva comparada de publicações nacionais e internacionais. **Produção**, v. 22, n. 3, p. 517-533, maio/ago. 2012.

DIAS, G. P. P.; CORREA, H. L. Uso de simulação para dimensionamento e gestão de estoques de peças sobressalentes. In: **Planejamento, Programação e Controle da Produção MRP II/ERP: Conceitos, Uso e Implantação**. CORREA, H. L.; GIANESI, I. G. N.; CAON, M. São Paulo: Atlas, 4ª ed., 2001.

DONATO, L. A. BARBOSA, M. F. N.; BARBOSA, E. M. Reciclagem: o Caminho Para o Desenvolvimento Sustentável. **Polêmica**, v. 15, n.2 , p. 23-34, 2015.

DORNIER, P. P.; ERNST, R.; FENDER, M. *et al.* **Logística e Operações Globais**. São Paulo: Atlas, 2000.

DOWLATSHAHI, S. Developing a theory of reverse logistics. **Interfaces**, v. 30, n. 3, p. 143-155, 2000.

DOWLATSHAHI, S. A Strategic Framework for the Design and Implementation of Remanufacturing Operations in Reverse Logistics. **International Journal of Production Research**, v. 43, n.16, p. 3455-3480, 2005.

DRUCKER, P. F. **Peter Drucker na prática**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2004.

EHRBAR, Al. **EVA - Valor econômico agregado: a verdadeira chave para a criação de riqueza**. Rio de Janeiro: Qualitymark, 2000.

ELKINGTON, J. **Cannibals with forks: the triple bottom line of 21st century business**. Stony Creek, CT: New Society Publishers, 1998.

ENGENHARIA S/S LTDA **Estudo do estado da arte e análise de viabilidade técnica, econômica e ambiental da implantação de uma usina de tratamento térmico de resíduos sólidos urbanos com geração de energia elétrica no estado de Minas Gerais**. Relatório 1. Porto Alegre: ENGENHARIA S/S LTDA, 2010. Disponível em: <<http://www.feam.br/images/stories/arquivos/mudnacaclimatica/2013/engeb-io-feam-02.pdf>>. Acesso: jan. 2014.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos de Campo Grande, MS**. Série Recursos Energéticos. Nota Técnica DEN 06/08. Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/mercado/Documents/S%C3%A9rie%20Estudos%20de%20Energia/20081208_1.pdf> Acesso: Set. 2014.

EPE - EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA. **Balço Energético Nacional - Relatório Síntese**. 2014, ano base 2013. Disponível em: <https://ben.epe.gov.br/downloads/S%C3%ADntese%20do%20Relat%C3%B3rio%20Final_2014_Web.pdf> Acesso: Out. 2014.

EUCLYDES, A. C. P. Contradições da Política Ambiental por meio de Incentivos Financeiros: Os Casos do ICMS Ecológico e da CFEM nos Municípios do Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais, Brasil). **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.37, n.6, p.1083-1092, 2013.

EUROPEAN COMMISSION - EUROSTAT. Landfill still accounted for nearly 40% of municipal waste treated in the EU27 in 2010. **Eurostat newsrelease**, v. 48, 2012. Disponível

em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_PUBLIC/8-27032012-AP/EN/8-27032012-AP-EN.PDF> Acesso: jan. 2013.

FAHIMNIA, B.; SARKIS, J.; DEGHANIAN, F.; BANIHASHEMI, N.; RAHMAN, S. The Impact of Carbon Pricing on A Closed-Loop Supply Chain: An Australian Case Study. **Journal of Cleaner Production**, v. 59, p. 210-225, 2013.

FARIA, A. C.; COSTA, M. F. G. **Gestão de Custos Logísticos**. São Paulo: Atlas, 2012.

FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos: guia de orientação para governos municipais de Minas Gerais**. Belo Horizonte, 2012.

FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. **Minas sem Lixões, 2014**. Disponível em: <<http://www.feam.br/minas-sem-lixoes>> Acesso em: jan. 2015.

FEAM - FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. 2015. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/1257-questionario-situacional-da-coleta-seletiva>>. Acesso: jan. 2015.

FERGUSON, N.; BROWNE, J. Issues in end-of-life product recovery and reverse logistics. **Production Planning & Control**, v. 12, n.5, p. 534-547, 2001.

FERNANDES, J. U. J. **Lixo: Limpeza Pública Urbana: Gestão de Resíduos Sólidos Sob o Enfoque do Direito Administrativo**. Belo Horizonte: Del Rey, 2001.

FERNANDES, L. L.; COELHO, A. B.; FERNANDES, E. A.; LIMA, J. E. Compensação e Incentivo à Proteção Ambiental: o caso do ICMS Ecológico em Minas Gerais. **RESR**, vol. 49, n° 03, p. 521-544, 2011.

FLEISCHMANN, M. **Quantitative model for Reverse Logistics**. Berlin: Springer, 2001.

FLEISCHMANN, M.; KRIKKE, H. R.; DEKKER, R.; FLAPPER, S. D. P. A characterisation of logistics networks for product recovery. **Omega**, v. 28, p. 653-666, 2000.

FLEISCHMANN, M.; VAN NUNEN, J.; GRAVE, B. Integrating closed-loop supply chains and spare-parts management at IBM. **Interfaces**, v. 33, n.6, p. 44-56, 2003.

FONSECA, R. A. **O ICMS Ecológico no Estado de Minas Gerais**. Tese [doutorado]. Pós-graduação em Ciências Florestas. Universidade Federal de Lavras, UFLA. Lavras, 2014.

FREITAS, R. G. A.; PACHECO, J. O. M.; MEIRELES, N. A.; NASCIMENTO, I. M. A.; CARVALHO, V. E. C. ICMS Ecológico: Um Estímulo para a Implantação de Sistemas de Saneamento Ambiental em Minas Gerais. In: V Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. **Anais...** Belo Horizonte/MG, 2014. Disponível em: <<http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2014/III-057.pdf>> Acesso: dez. 2014.

FRENCH, M. L.; LAFORGE, R. L. Closed-loop supply chains in process industries: an empirical study of producer re-use issues. **Journal of Operations Management**, v. 24, n. 3, p. 271-286, 2006.

FROTA NETO, Q. J.; BLOEMHOF-RUWAARD, J. M.; van NUNEN, J. A. E. E; van HECK, E. Designing and evaluating sustainable logistics networks. **International Journal Production Economics**, v.111, p. 195–208, 2008.

FULLER, D. A.; ALLEN, J. Reverse Channel Systems. In: POLONSKY, M. J. *et al.* (Eds.). **Environmental Marketing Strategies, Practice, Theory and Research**. London: The Haworth Press, 1995.

GALBRETH, M. R.; BLACKBURN, J.D. Optimal Acquisition and Sorting Policies for Remanufacturing. **Production and Operations Management**, v. 15, n. 3, p. 384-392, 2006.

GAMBERINI, R.; GEBENNINI, E.; MANZINI, R. On the integration of planning and environmental impact assessment for a WEEE transportation network-A case study. **Resources Conservation and Recycling**, v. 54, n. 11, p. 937-951, 2010.

GARZA-REYES, J. A.; ELDRIDGE, S.; BARBER, K. D.; SORIANO-MEIER, H. Overall equipment effectiveness (OEE) and process capability (PC) measures: a relationship analysis. **International Journal of Quality & Reliability Management**, v.27, n.1, p. 48-62, 2010.

GENCHEV, S.E.; RICHEY, R.G.; GABLER, C.B. Evaluating reverse logistics programs: a suggested process formalization. **International Journal of Logistics Management**, v. 22, n. 2, p. 242-263, 2011.

GEORGIADIS, P.; ATHANASIOU, E. Flexible long-term capacity planning in closed-loop supply chains with remanufacturing. **European Journal of Operational Research**, v. 225, n. 1, p. 44–58, 2013.

GEORGIADIS, P.; VLACHOS, D. The effect of environmental parameters on product recovery. **European Journal of Operational Research**, v. 157, n. 2, p. 449-464, 2004.

GIANNETTI, B. F.; BONILLA, S. H.; ALMEIDA, C. M. V. B. An emergy-based evaluation of a reverse logistics network for steel recycling. **Journal of Cleaner Production**, v. 46, p. 48-57, 2013.

GIL, A. C. **Como elaborar projetos de pesquisa**. São Paulo: Atlas, 2007.

GIUNTINI, R.; GAUDETTE, K. Remanufacturing: the next great opportunity for boosting US productivity. **Business Horizons**, v. 46, p. 41-48, 2003.

GOLEBIEWSKI, B.; TRAJER, J.; JAROS, M.; WINICZENKO, R. Modelling of the location of vehicle recycling facilities: A case study in Poland. **Resources Conservation and Recycling**, v. 80, p. 10-20, 2013.

GOLINSKA, P.; KAWA, A. Remanufacturing in automotive industry: Challenges and limitations. **Journal of Industrial Engineering and Management**, v. 4, n. 3, p. 453-466, 2011.

GOMES, C. F. S.; NUNES, K. R. A.; XAVIER, L. H.; CARDOSO, R.; VALLE, R. Multicriteria decision making applied to waste recycling in Brazil. **Omega**, v. 36, p. 396-404, 2008.

GONÇALVES, A. T. T. Potencialidade Energética dos Resíduos Sólidos Domiciliares e Comerciais do Município de Itajubá/MG. Dissertação [Mestrado]. Pós-Graduação em Engenharia da Energia, Universidade Federal de Itajubá. ITAJUBÁ, 2007.

GOVINDAN, K.; KHODAVERDI, R.; JAFARIAN, A. A Fuzzy Multi Criteria Approach for Measuring Sustainability Performance of a Supplier Based on Triple Bottom Line Approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 47, p. 345-354, 2013.

GOVINDAN, K.; AZEVEDO, S. G.; CARVALHO, E.; CRUZ-MACHADO, V. Impact Of Supply Chain Management Practices on Sustainability. **Journal of Cleaner Production**, v. 85, n.15, p. 212-225, 2014.

GTZ - DEUTSCHE GESSELLSCHAFT FUR TECHNISCHE ZUSAMMENARBEIT. Partnerships for Recycling Management. **The Waste Experts: Enabling Conditions for Informal Sector Integration in Solid Waste Management**. Lessons Learned From Brazil, Egypt And India. Eschborn, 2010. Disponível em: <<https://www.giz.de/en/downloads/gtz2010-waste-experts-conditions-is-integration.pdf>> Acesso: nov. 2014.

GUARNIERI, P.; SOBREIRO, V. A.; MARCELO SEIDO NAGANO, M. S.; SERRANO, A. L. M. The Challenge of Selecting and Evaluating Third-Party Reverse Logistics Providers in a Multicriteria Perspective: A Brazilian Case. **Journal of Cleaner Production**, v. 96, p. 209-219, 2015.

GUIDE, JR, V. D. R.; JAYARAMAN, V.; LINTON, J. D. Building contingency planning for closed-loop supply chains with product recovery. **Journal of Operations Management**, v. 21, n. 3, p. 259-279, 2003.

GUIDE JR., V. D. R.; van WASSENHOSE, L. N. The reverse supply chain. **Harvard Business Review**, v. 80, n. 2, p. 25-26, 2002.

GUIDE JR.; V. D. R.; WASSENHOVE, L. N. VAN. The Evolution of Closed-Loop Supply Chain Research. **Operations Research**, v. 57, n.1, p. 10-18, 2009

GÜNTHER, W. M. R.; GRIMBERG, E. **Directrices para la gestión integrada y sostenible de residuos sólidos urbanos en America Latina y el Caribe**. 1. ed. São Paulo: Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental-AIDIS, 2006.

G1 SUL de MINAS. **Câmara revoga lei que proíbe o uso de sacolas plásticas em Itajubá**. 2013. Disponível em: <<http://g1.globo.com/mg/sul-de-minas/noticia/2013/05/camara-revoga-lei-que-proibe-uso-de-sacolas-plasticas-em-itajuba-mg.html>>. Acesso: mar. 2015.

G1 SUL de MINAS. **Boa Esperança vai ganhar usina que transforma lixo em energia elétrica**. 2014a. Disponível em: <<http://g1.globo.com/mg/sul-de-minas/noticia/2014/01/boa-esperanca-vai-ganhar-usina-que-transforma-lixo-em-energia-eletrica.html>>. Acesso: mar. 2015.

G1 SUL de MINAS. **Justiça decide que lei que proíbe sacolinhas plásticas é constitucional.** 2014b. Disponível em: <<http://g1.globo.com/sao-paulo/noticia/2014/10/justica-decide-que-lei-que-proibe-sacolinhas-plasticas-e-constitucional.html>>. Acesso: mar. 2015.

HART, S. L.; MILSTEIN, M. B. Creating Sustainable Value. **Academy of Management Executive**, v. 17, n. 2, p. 56-67, 2003.

HELLSTROM, D.; JOHANSSON, O. The impact of control strategies on the management of returnable transport items. **Transportation Research Part E-logistics and Transportation Review**, v. 46, n. 6, p. 1128-1139, 2010.

HERNÁNDEZ, C. T. **Modelo de gerenciamento da logística reversa integrado às questões estratégicas das organizações.** Tese (doutorado). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Guaratinguetá, 2010.

HERNÁNDEZ, C. T.; MARINS, F. A. S.; CASTRO, R. C. Modelo de Gerenciamento da Logística Reversa. **Gestão & Produção**, v. 19, p. 445-456, 2012.

HERNANDEZ, J. E.; POLER, R.; MULA, J.; LARIO, F. C. The Reverse Logistic Process of an Automobile Supply Chain Network Supported by a Collaborative Decision-Making Model. **Group Decision and Negotiation**, v. 20, n. 1, p. 79-114, 2011.

HILLIER, F. S.; LIEBERMAN, G. J. **Introduction to Operations Research.** 9th. Ed. New York: Mcgraw-Hill, 2010.

HOJAS BAENAS, J.M., DE CASTRO, R., GOMES BATTISTELLE, R.A., GOBBO JUNIOR, J.A. A study of reverse logistics flow management in vehicle battery industries in the midwest of the state of São Paulo (Brazil). **Journal of Cleaner Production**, v. 19, n. 2-3, p. 168-172, 2011.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste a Global Review of Solid Waste Management.** March 2012, n. 15. World Bank: Washington, DC, 2012. Disponível em: <http://siteresources.worldbank.org/inturbandevelopment/resources/336387-1334852610766/what_a_waste2012_final.pdf> Acesso: nov. 2014.

HUANG, X. -Y.; YAN, N. -N.; QIU, R. -Z. Dynamic models of closed-loop supply chain and robust H control strategies. **International Journal of Production Research**, v.47, n. 9, p. 2279-2300, 2009.

IBAM - INSTITUTO BRASILEIRO DE ADMINISTRAÇÃO MUNICIPAL. **Estudo de Viabilidade Técnica e Econômica Para Implantação da Logística Reversa por Cadeia Produtiva.** Componente: Produtos e embalagens pós-consumo, 2012. Disponível em: <http://www.cataacao.org.br/wp-content/uploads/2012/08/evte_versao-final-marco2012.pdf> Acesso: nov. 2014.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico 2010.** Sinopse do Censo e Resultados Preliminares do Universo. Rio de Janeiro, 2011. . Disponível em:

<<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/imprensa/ppts/0000000402.pdf>>. Acesso: Set. 2014.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**, 2008.

INVESTING. **Crédito Carbono Futuros - Dec.** 2014. Disponível em: <<http://br.investing.com/commodities/carbon-emissions-historical-data>> Acesso: nov. 2014.

IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. [PIPATTI, R.; VIEIRA, S. M. M. (eds)]. Volume 5 - Waste. 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol5.html>> Acesso: maio 2013.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Relatório de Pesquisa** Brasília, 2012. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso: Jan. 2013.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos**. Brasília, 2010. Disponível em: <<http://goo.gl/tTVr>>. Acesso: Ago. 2012.

IPEA - INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA. **Situação Social das Catadoras e dos Catadores de Material Reciclável e Reutilizável**. Brasília, 2013. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacao_social_mat_reciclavel_brasil.pdf> Acesso: Set. 2012.

JAHANGIRIAN, M.; ELDABI, T.; NASSER, A; STERGIIOULAS, L. K.; YOUNG, T. Simulation in manufacturing and business: A review. **European Journal of Operational Research**, v. 203, n. 1, p. 1-13, 2010.

JESUS, M. C. P.; SANTOS, S. M. R.; ABDALLA, J. G. F.; JESUS, P. B. R.; ALVES M. J. M.; TEIXEIRA, N.; JESUS, R. R.; VILELA, M. M. P.; MATTOS, L. R. Avaliação da qualidade de vida de catadores de materiais recicláveis. **Revista Eletrônica de Enfermagem**, v. 14, n. 2, p. 277-285, abr./jun. 2012.

JURAS, I. A. G. M. **Uso de instrumentos econômicos para a gestão ambiental: países da OCDE e América Latina**. Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados, Brasília, 2009. (série Estudo) Disponível em: <http://www2.camara.leg.br/documentos-e-pesquisa/publicacoes/estnottec/tema14/2009_4264.pdf>. Acesso: jan. 2011.

JURAS, I. A. G. M.; ARAÚJO, S. M. V. G. A responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida do produto. In: Jardim, A.; Yoshida, C.; Machado Filho, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 3, p. 57-77.

KALOGIROU, E.; THEMELIS, N. J. The Potential for Waste-to-Energy (WTE) in Latin America. In: ISWA World Congress. **Annals...** São Paulo, 2014.

KARA, S.; RUGRUNGRUANG, F.; KAEBERNICK, H. Simulation modelling of reverse logistics networks. **International Journal of Production Economics**, v. 106, n. 1, p. 61-69, 2007.

KLEIJNEN, J. P. C.; SANCHEZ, S. M.; LUCAS, T. W.; CIOPPA, T. M. State-Of-The-Art Review: A User's Guide to the Brave New World of Designing Simulation Experiments. **Journal on Computing**, v. 17, n. 3, p. 263-289, 2005.

KIM, G.; CHRISTOPH, H.; KWON, Y. A closed-loop supply chain for deteriorating products under stochastic container return times. **Omega - International Journal of Management Science**, v. 43, p. 30-40, 2014.

KIRCHNER, R. M.; SAIDELLES, A. P. F.; STUMM, E. M. F. Percepções e perfil de catadores de materiais recicláveis de uma cidade do RS. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional, Taubaté: UNITAU**, v. 5, n. 3, p.221-232, set./dez. 2009.

KLEIJNEN, J. P. C.; SANCHEZ, S. M.; LUCAS, T. W.; CIOPPA, T. M. State-of-the-Art Review: A User's Guide to the Brave New World of Designing Simulation Experiments. **Journal on Computing**, v.17, n.3, p. 263–289, 2005.

KOPICKI, R. *et al.* **Reuse and Recycling Reverse Logistics Opportunities**. Illinois: Council of Logistics Management, 1993.

KRIKKE, H.; LE BLANC, I.; VAN KRIEKEN, M. Low-frequency collection of materials disassembled from end-of-life vehicles - On the value of on-line monitoring in optimizing route planning. **International Journal of Production Economics**, v. 111, n. 2, p. 209-228, 2008.

KUDRJAWZEW, V. Planos de gerenciamento. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 18, p. 437-454. In: Jardim, A.; Yoshida, C.; Machado Filho, J. V. [orgs.] Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos. Cap. 18, p.437-454. Barueri/SP: Manole, 2012.

KUMAR, S.; SHARMA, A.K. Association of EVA and Accounting Earnings With Market Value: Evidence from India. **Asia-Pacific Journal Of Business Administration**, v.3, n.2, p. 83-96, 2011.

KUMAR, S.; YAMAOKA, T. System dynamics study of the Japanese automotive industry closed loop supply chain. **Journal of Manufacturing Technology Management**, v. 18, n. 2, p. 115-138, 2007.

KUO, T. C. Simulation of purchase or rental decision-making based on product service system. **International Journal of Advanced Manufacturing Technology**, v.52, n.9-12, p. 1239-1249, 2011.

LA ROSA, A. D.; COZZO, G.; LATTERI, A.; RECCA, A.; BJÖRKLUND, A.; PARRINELLO, E.; CICALA, G. Life Cycle Assessment of a Novel Hybrid Glass-Hemp/Thermoset Composite. **Journal of Cleaner Production**, v. 44, p. 69-76, 2013.

LAMBERT, S.; RIOPEL, D.; ABDUL-KADER, W. A reverse logistics decisions conceptual framework. **Computers & Industrial Engineering**, v. 61, n. 3, p. 561-581, 2011.

LAMBERT, D. M.; BURDUROGLU, R. Me Measuring and Selling the Value of Logistics. **The International Journal of Logistics Management**, v. 11, n. 1, p. 1-17, 2000.

LAMBERT, D. M.; POHLEN, T. L. Supply Chain Metrics. **The International Journal of Logistics Management**, v. 12, n.1, p.1-19, 2001.

LAVEE, D.; REGEV, U.; ZEMEL, A. The effect of recycling price uncertainty on municipal waste management choices. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 11, p. 3599–3606, 2009.

LAW, A. M. **Simulation, Modeling & Analysis.**, 4 ed. New York: McGraw- Hill, 2007.

LAW, A. M.; KELTON, W. D. **Simulation Modeling & Analysis.** 3 ed. New York: McGraw- Hill, 2000.

LEAL, F. **Análise do efeito interativo de falhas em processos de manufatura através de experimentos simulados.** 2008. 237 p. Tese (Doutorado) - Engenharia Mecânica na área de Transmissão e Conversão de Energia. Universidade Estadual Paulista, Guaratinguetá, 2008.

LEAL, F.; ALMEIDA, D. A. de; MONTEVECHI, J. A. B. Uma Proposta de Técnica de Modelagem Conceitual para a Simulação através de elementos do IDEF. In: Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional - SBPO, 40. **Anais...** João Pessoa, PB, 2008.

LEAL, F.; OLIVEIRA, M. L. M.; ALMEIDA, D.A. de; MONTEVECHI, J. A. B. Desenvolvimento e aplicação de uma técnica de modelagem conceitual de processos em projetos de simulação: o IDEF-SIM. In: Encontro Nacional de Engenharia De Produção - ENEGEP, 29. **Anais...** Salvador, BA, 2009.

LE BLANC, I; VAN KRIEKEN, M; KRIKKE, H. Vehicle routing concepts in the closed-loop container network of ARN - a case study. **Or Spectrum**, v. 28, n. 1, p. 53-71, 2006.

LEE, C. K. M.; CHAN, T. M. Development of RFID- based Reverse Logistics System. **Expert Systems with Applications**, v. 36, n. 5, p. 9299-9307, 2009.

LEE, J. E.; LEE, K. D. Integrated forward and reverse logistics model: a case study in distilling and sale company in korea. **International Journal of Innovative Computing Information and Control**, v.8, n. 7, p. 4483-4495, 2012.

LEE, Y. J.; BAKER, T.; JAYARAMAN, V. Redesigning an integrated forward-reverse logistics system for a third party service provider: an empirical study. **International Journal of Production Research**, v. 50, n. 19, p. 5615-5634, 2012.

LEHR, C. B.; THUN, J. H.; MILLING, P. M. From waste to value - a system dynamics model for strategic decision-making in closed-loop supply chains. **International Journal of Production Research**, v.51, n. 13, p.4105-4116, 2013.

LEITE, P. R. Canais de Distribuição Reversos. **Revista tecnológica.** São Paulo, mar. 1998.

LEITE, P. R. Logística Reversa e competitividade empresarial. **Revista tecnológica**. São Paulo, ano XI, n. 117, 2005.

LEITE, P. R. **Logística Reversa: Meio Ambiente e Competitividade**. São Paulo: Prentice Hall, 2003.

LEITE, P. R. Logística reversa na atualidade. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 14, p. 337-365.

LEITE, P.R. **Logística Reversa: meio ambiente e competitividade**. 2. ed, São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009.

LEME, M. M. V.; ROCHA, M. H.; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J.; LOPES, B. M.; FERREIRA, C. H. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 87, p. 8-20, 2014.

LINTON, J.D.; YEOMANS, J.S.; YOOGALINGAM, R. Supply planning for industrial ecology and remanufacturing under uncertainty: a numerical study of leaded-waste recovery from television disposal. **Journal of the Operational Research Society**, v. 53, n. 11, p. 1185-1196, 2002.

LIU, H., ZHANG, Q., WANG, W. Research on location-routing problem of reverse logistics with grey recycling demands based on PSO. **Grey Systems: Theory and Application**, v. 1, n. 1, p. 97-104, 2011.

LOGAREZZI, A. Educação ambiental em resíduo: uma proposta de terminologia. In: CINQUETTI, H.C.S.; LOGAREZZI, A. (orgs.). **Consumo e resíduo: fundamentos para o trabalho educativo**. São Carlos: Edufscar, 2006. p. 85-117. Disponível em <<http://www.ufscar.br/~consusol/textos.htm>>. Acesso em: maio 2012.

LOPES, R. L.; JUCÁ, J. F.T.; MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J. Camadas de Cobertura Metanotróficas Como Alternativas para Gerenciamento de Gases de Efeito Estufa em Aterros Sanitários. **Holos**, v. 25, n.4, p.3-18, 2010.

LÓPEZ, G. A. S.; MORENO, A. V.; GOMÉZ, J. C. O. Impacto del Material Reciclado en los Inventarios de Materias Primas de una Empresa Manufacturera. **Revista EIA**, v. 10, n. 19, p. 91-101, 2013. Escuela de Ingeniería de Antioquia, Medellín (Colombia).

LOUREIRO, W. **Contribuição do ICMS Ecológico na conservação da biodiversidade no Estado do Paraná**. 2002. 189 p. Tese (Doutorado). Economia e Política Florestal - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

LOURENÇO, M. L.; CARVALHO, D. **Sustentabilidade Social e Desenvolvimento Sustentável**. **RACE**, Unoesco, v. 12, n. 1, p. 9-38, 2013.

MACHADO, B. A. S.; REIS, J. H. O.; SOUZA, C. O.; SANTANA, M. C. C.; DRUZIAN, J. I. Tendências Tecnológicas de Embalagens Biodegradáveis através da Prospecção em Documentos de Patentes. **Cadernos de Prospecção**, vol. 5, n. 3, p. 132-140, 2012.

MACIEL, A. C.; MONTEVECHI, J. A. B.; MIRANDA, R. C.; FAGUNDES, L. D. Análise do Impacto dos Tempos de Setup na Disponibilidade Operacional de uma Máquina de Corte através da Simulação a Eventos Discretos. In: SIMPÓSIO DE ENGENHARIA DE PRODUÇÃO, 19, 2012, **Anais...** Bauru, SP, 2012.

MACIEL, A. C. **Avaliação da Simulação a Eventos Discretos, Projeto de Experimentos e Função Desejabilidade para Verificar a Viabilidade de Metas Estabelecidas para uma Célula de Manufatura.** Dissertação (Mestrado). Engenharia de Produção, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2013.

MAFRA, N. B. M. **Gestão integrada de resíduos sólidos e a relação entre coleta seletiva e a logística reversa de embalagens longa vida no Estado de Minas Gerais.** Dissertação (mestrado). Programa de Mestrado em Turismo e Meio Ambiente do Centro Universitário UNA. Belo Horizonte, 2011.

MAGERA, M. **Os empresários do lixo: um paradoxo da modernidade.** Campinas, SP: Átomo, 2003.

MAJUMDER, P.; GROENEVELT, H. Competition in remanufacturing. **Production and Operation Management**, v. 10, n.2 p. 125-141, 2001.

MANN, H.; KUMAR, U.; KUMAR, V.; MANN, I. J. S. Drivers of Sustainable Supply Chain Management. **The IUP Journal of Operations Management**, v. 9, n. 4, 2010.

MANTOVANELI JR., O. A Sustentabilidade como projeto para a Cidadania Planetária. In: PHILIPPI JR., A.; SAMPAIO, C. A. C.; FERNANDES, V. **Gestão de Natureza Pública e Sustentabilidade.** Barueri, SP: Manole, 2012. P. 57-90.

MARCHEZETTI, A. L.; KAVISKI, E.; BRAGA, M. C. B.; Aplicação do método AHP para a hierarquização das alternativas de tratamento de resíduos sólidos domiciliares. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 11, n. 2, p. 173-187, 2011.

MAR-ORTIZ, J.; ADENSO-DIAZ, B.; GONZALEZ-VELARDE, J. L. Design of a recovery network for WEEE, collection: the case of Galicia, Spain. **Journal of the Operational Research Society**, v. 62, n. 8, p. 1471-1484, 2011.

MARTINS, R. A. Princípios da pesquisa científica. In: MIGUEL, P. A. C. (Org.). **Metodologia de pesquisa em Engenharia de Produção e Gestão de Operações.** Rio de Janeiro: Campus/Elsevier, 2010. p. 5-29.

MAVROPOULOS, A. Technology Selection. In: I Congresso Internacional e IV Congresso Nacional sobre Gestão Integral de Resíduos Sólidos Urbanos, 2014. **Anais...** San Juan - Argentina, 2014.
<http://www.congresogirsu.com/interactivo_html/_materiales/pdf/mavropoulos_antonis.pdf>
Acesso em: Jan. 2015.

MAZO-NIX, S. M. Barriers for Zero Waste Implementation in Developing Countries. In: ISWA World Congress. **Annals...** São Paulo, **2014**.

MEADE, L.; SARKIS, J.; PRESLEY, A., 2007. The theory and practice of reverse logistics. **International Journal of Logistics Systems and Management**, v. 3, n. 1, p. 56-84, 2007.

MEDINA, M. **The world's scavengers: salvaging for sustainable consumption and production**. Lanham MD: Altamira Press, 2007.

MILANEZ, B. **Resíduos sólidos e sustentabilidade: princípios, indicadores e instrumentos de ação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

MIN, H.; KO, H. J. The dynamic design of a reverse logistics network from the perspective of third-party logistics service providers, **International Journal of Production Economics**, v. 113, n. 1, p. 176-192, 2008.

MIN, H.; KO, H. J.; KO, C. S. A genetic algorithm approach to developing the multi-echelon reverse logistics network for product returns. **Omega**, v. 34, n. 1, p. 56-69, 2006a.

MIN, H.; KO, C. S.; KO, H. J. The spatial and temporal consolidation of returned products in a closed-loop supply chain network. **Computers & Industrial Engineering**, v. 51, n. 2, p. 309-320, 2006b.

MINGYONG, L.; ERBAO, C. An improved differential evolution algorithm for vehicle routing problem with simultaneous pick-ups and deliveries and time Windows. **Engineering Applications of Artificial Intelligence**, v. 23, n. 2, p. 188-195, 2010.

MIRANDA, R. C. **Algoritmo genético adaptativo para otimização de modelos de Simulação a Eventos Discreto**. 2012. 149 p. Dissertação (Mestrado) - Engenharia de Produção, Universidade Federal de Itajubá, Itajubá, 2012.

MIRANDA, R. C.; COUTINHO, B. F.; RIBEIRO, J. R.; MONTEVECHI, J. A. B.; PINHO, A. F. Avaliação da operação de setup em uma célula de manufatura de uma indústria de autopeças através da simulação a eventos discretos. **Revista Gestão Industrial**, v.6, n.3, p.01-21, 2010.

MITRA, S. Revenue management for remanufactured products. Article in Press. The International Journal of Management Science. **Omega**, v.35, n.5, p. 553-562, 2007.

MITROFF, I. I.; BETZ, F.; PONDY, L. R.; SAGASTI, F. On managing science in the system age: two schemas for the study of science as a whole system phenomenon. **Interfaces**, v.4, n.3, p.46-58, 1974.

MIYAGI, P. E. **Introdução à simulação discreta**. São Paulo: USP/Poli, 2006. (Apostila de Mecatrônica). Disponível em: <http://minerva.ufpel.edu.br/~alejandro.martins/dis/2012_2/simulacao/Apostila_Simulacao.pdf>. Acesso: abril 2014.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **Inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. 2013, ano-base 2012. Disponível em: <

http://www.cntdespoluir.org.br/Documents/PDFs/Inventario_de_Emissoes_por_Veiculos_Rodoviaros_2013.pdf> Acesso: Fev. 2015.

MMA - Ministério do Meio Ambiente. **1º inventário Nacional de Emissões Atmosféricas por Veículos Automotores Rodoviários**. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/163/_publicacao/163_publicacao27072011055200.pdf> Acesso: 2015 fev., 2015.

MONTGOMERY, D. C. **Design and Analysis of Experiments**. New York: New York: John Wiley & Sons, Inc. 2005.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 5th. Ed. USA: John Wiley & Sons, Inc., 2011.

MONTEVECHI, J. A. B.; PINHO, A. F.; LEAL, F.; MARINS, F. A. S. Application of design of experiments on the simulation of a process in an automotive industry. In: Winter Simulation Conference. **Proceedings...** Washington, DC, USA, 2007.

MONTEVECHI, J. A. B.; MIRANDA, R. C.; FRIEND, J. D. Sensitivity Analysis in Discrete Event Simulation Using Design of Experiments. In: LIM, E. W. C. (Org.). **Discrete Event Simulations - Development and Applications**. 1ed. Croácia: INTECH, 2012, p. 63-102.

MONTEVECHI, J. A. B.; OLIVEIRA, M. L. M.; LEAL, F.; PINHO, A. F. Analysis of the Applicability of the IDEF-SIM Modeling Technique to the Stages of a Discrete Event Simulation Project. In: Winter Simulation Conference, 2014, Savannah. WSC 2014, 2014.

MONTEVECHI, J. A. B.; LEAL, F.; PINHO, A. F.; COSTA, R. F. S.; OLIVEIRA, M. L. M.; SILVA, A. L. F. Conceptual modeling in simulation projects by mean adapted IDEF: an application in a Brazilian tech company. In: Winter Simulation Conference, **Proceedings...** Baltimore, MD, USA, 2010.

MONTEVECHI, J. A. B.; MARINS, F. A. S.; MEDINA, A. C.; PINHO, A. F.; SANCHES, A. L.; ALMEIDA, D. A.; LEAL, F.; FERNANDES, L. J.; CHWIF, L.; RODRIGUEZ, L. A. O. Aplicação integrada de projeto de experimentos, simulação de eventos discretos e otimização na manufatura. In: Encontro Nacional de Engenharia de Produção - ENEGEP, 28. **Anais...** Rio de Janeiro, 2008.

MORABITO, R.; PUREZA, V. Modelagem e Simulação. In: MIGUEL, P. A. C. (Org.). **Metodologia de pesquisa em Engenharia de Produção e Gestão de Operações**. Rio de Janeiro, Campus/Elsevier, p. 165-194, 2010.

MOURAD, A. L.; GARCIA, E. E. C.; VILELA, G. B.; ZUBEN, F.V. Environmental effects from a recycling rate increase of cardboard of aseptic packaging system for milk using life cycle approach. **International Journal Life Cycle Assess**, v.13, n.2, p.140-146, 2008.

MURAYAMA, T.; YODA, M.; EGUCHI, T.; OBA, F. Production Planning and Simulation for Reverse Supply Chain. **JSME International Journal Series C**, v. 49, n. 2., Special Issue on Advanced Manufacturing Technology, p. 281-286, 2006.

NATIVI, J.J.; LEE, S. Impact of RFID information-sharing strategies on a decentralized supply chain with reverse logistics operations. **International Journal of Production Economics**, v. 136, n. 2, p. 366-377, 2012.

NIKOLAOU, I.; EVANGELINOS, K. I.; ALLEN, S. A reverse logistic social responsibility evaluation framework based on the triple bottom line approach. **Journal of Cleaner Production**, v. 56, p. 173-184, 2013.

OLIVEIRA, R. L. **Logística Reversa: A Utilização de Um Sistema de Informações Geográficas na Coleta Seletiva de Materiais Recicláveis**. Dissertação (mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Itajubá. UNIFEI, Itajubá, 2011.

OLIVEIRA, M. L. M. **Análise da aplicabilidade da técnica de modelagem IDEF-SIM nas etapas de um projeto de simulação a eventos discretos..** Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) - Universidade Federal de Itajubá. UNIFEI, Itajubá, MG, 2010.

OLIVEIRA, M. M.; LUDWIG, M. P.; SILVA, P. F. G. E GRIFFITH, J. J. A sobrevivência como foco: cotidiano e perspectivas de futuro dos catadores de materiais recicláveis. **Revista Brasileira de Economia Doméstica - Oikos**, v. 22, n. 1, p.6-24, 2011.

OLIVEIRA, M. C.; ARAÚJO, G. C.; GOMES VAZ, A. S.; LIMA, J. S.; BARROS, J. F.; SOUZA, V. F. F. E MONTEIRO, V. S. Valores de trabalho de catadores de materiais recicláveis: expectativas com o trabalho cooperado. **Revista Paranaense de Desenvolvimento**, Curitiba, n. 122, p. 201-220, jan./jun. 2012.

ONO, R. T. **Modelagem Sistêmica e Planejamento Logístico da Cadeia de Suprimento de Petróleo**. 2007. 213 p. Tese (Doutorado) - Departamento de Engenharia Naval e Oceânica, Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

PEDROSO, M. C.; ZWICKER, R. Sustentabilidade na cadeia reversa de suprimentos: um estudo de caso do Projeto Plasma. **Revista de Administração - RAUSP**, v. 42, n. 4, p. 414-430, 2007.

PHILIPPI JR, A. Coordenador. Política Nacional de Resíduos e o Movimento Nacional dos Catadores de Materiais Recicláveis. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 17, p. 415-436.

PHILIPPI JR, A.; AGUIAR, A. O.; CASTILHOS JR.; A. B. E LUZZI, D. A. Gestão integrada de resíduos sólidos. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 10, p. 226-244.

POKHAREL, S.; MUTHA, A. Perspectives in reverse logistics: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, vol. 53, n. 4, p. 175-182, 2009.

PORTER, M.; KRAMER, M. Creating shared value: how to reinvent capitalism and unleash a wave of innovation and growth. **Harvard Business Review**, p. 62-91, 2011.

PRAHINSKI, C.; KOCABASOGLU, C. Empirical research opportunities in reverse supply chains. **Omega**, v. 34, n. 6, p. 519–532, 2006.

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. **Metodologia do Trabalho Científico: Métodos e Técnicas da Pesquisa e do trabalho acadêmico**. 2ed. Novo Hamburgo: Freevale, 2013.

QIN, Z.; JI, X. Logistics network design for product recovery in fuzzy environment. **European Journal of Operational Research**, v. 202, n. 2, p. 479-490, 2010.

QUEIROZ, T. F.; BAKONYI, S. M. C. Gestão Integrada de Resíduos Sólidos Urbanos: Uma Possibilidade de Sustentabilidade Ambiental. In: I Simpósio Regional de Geografia do Cerrado – SIREGEO. **Anais...** Barreiras: SIGREFEO, 2010.

QUEIROZ, J. A.; MIRANDA, R. C.; TORRES, A. F.; PINHO, A. F. Proposta de uma metodologia para utilização da simulação no planejamento e implantação dos sistemas de produção enxuta. In: Simpósio Brasileiro De Pesquisa Operacional - SBPO, 44. **Anais...** Rio de Janeiro, RJ, 2012.

RAVI, V.; SHANKAR, R. Survey of reverse logistics practices in manufacturing industries: an Indian context. **Benchmarking: an International Journal**, v. 22, n. 5, p. 874-899, 2015.

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

RIBEIRO, D.V.; MORELLI, M.R. **Resíduos Sólidos: problema ou oportunidade?** 1. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2009.

RIBEIRO, L. C. S.; FREITAS, L. F. S.; CARVALHO, J. T. A.; OLIVEIRA FILHO, J. D. Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do Estado do Rio de Janeiro. **Nova Economia**, v. 24, n.1, p. 191-214, 2014.

RIERA, R. Consórcio intermunicipal dos municípios da microrregião do Alto Sapucaí para aterro sanitário. In: XI Seminário Nacional de Resíduos Sólidos – SNRS, 2014. **Painel - Gestão regionalizada de resíduos sólidos e consórcios públicos intermunicipais**. Brasília: UNB, 2014. Disponível em: <<http://www.abes.locaweb.com.br/XP/XP-EasyPortal/Site/XP-PortalPaginaShow.php?id=818>>. Acesso: Dez. 2014

ROBINSON, E. **Simulation: the practice of model development and use**. John Wiley and Sons Ltd., England, 2004.

RODRIGUES, M. G. V. **Metodologia da pesquisa: elaboração de projetos, trabalhos acadêmicos e dissertações em ciências militares**. 3. ed. Rio de Janeiro: EsAO, 2005.

RODRIGUES, U.; MONTEVECHI, J. A. B.; MIRANDA, R. de C; PEREIRA, L. F. Aplicação de simulação a eventos discretos e arranjo ortogonal de Taguchi na otimização de uma célula de manufatura. In: Simpósio Brasileiro de Pesquisa Operacional, 44, 2012, **Anais...**, Rio de Janeiro, RJ, 2012.

ROGERS, D. S.; TIBBEN-LEMBKE, R. S. **Going backwards: reverse logistics trends and practices**. Pittsburgh: Reverse Logistics Executive Council Press (RLEC), 1999.

RUBIO, S.; CHAMORRO, A.; MIRANDA, F. J. Characteristics of the research on reverse logistics (1995-2005). **International Journal of Production Research**, v. 46, n. 4, p. 1099-1120, 2008.

SACHS, I. Estratégias de transição para o século XXI. In: BURSZTYN, M. (org.) **Para pensar o desenvolvimento sustentável**. São Paulo: Brasiliense, 1994. p. 29-56

SAIF, A. W. A.; SELIAMAN, M. E.; AHMAD, A. R. Simulation Optimization of a Four-Stage Supply Chain System. **Information and Communication Technologies**, v. 2, p. 2798-2802, 2006.

SAKURADA, N.; MIYAKE, D.I. Aplicação de simuladores de eventos discretos no processo de modelagem de sistemas de operações de serviços. **Gestão da Produção**, São Carlos, v. 16, n. 1, p. 25-43, 2009.

SAMSON, M. (Ed.). **Refusing to be Cast Aside: Waste Pickers Organizing around the Word**. Globalizing and Organizing (WIEGO): Cambridge, MA, USA, 2009.

SARGENT, R. G. Verification and validation of simulation models. In: Winter Simulation Conference. **Proceedings...** Phoenix, AZ, USA, 2011.

SARGENT, R. G. Verification and validation of simulation models. **Journal of Simulation**, v.7, n. 1, p. 12-24, 2013.

SEIDI, M.; KIMIAGARI, A. M. A hybrid genetic algorithm-neural network approach for pricing cores and remanufactured cores. **South African Journal of Industrial Engineering**, v. 21, n. 2, p. 131-148, 2010.

SEMAD - SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **ICMS Ecológico**. 2015. Disponível em: <<http://www.meioambiente.mg.gov.br/icms-ecologico>> Acesso: Fev. 2015.

SEURING, S.; GOLD, S. Sustainability management beyond corporate boundaries: from stakeholders to performance. **Journal of Cleaner Production**, v. 56, p. 1-6, 2013.

SIDIQUE, S. F.; JOSHI, S. V.; LUPI, F. The effects of behavior and attitudes on drop-off recycling activities. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 54, n. 3, p. 163-170, 2010.

SILVA, A. K. **Método para avaliação e seleção de softwares de simulação de eventos discretos aplicados à análise de sistemas logísticos**. Dissertação (mestrado). Departamento de Engenharia de Transportes. Universidade de São Paulo, 2006.

SILVA, W. A. **Otimização de parâmetros da gestão baseada em atividades aplicada em uma célula de manufatura**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção). Universidade Federal de Itajubá. UNIFEI, Itajubá, MG, 2005.

SILVA, J. A. **Direito ambiental constitucional**. 2.ed. São Paulo: Malheiros, 1995.

SIMONETTO, E. O.; BORENSTEIN, D. A Decision Support System for the Operational Planning of Solid Waste Collection. **Waste Management**, v. 27, n. 10, p. 1286-1297, 2007.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2012**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2014. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diag2012/DiagRS2012.zip>>. Acesso: maio 2014.

SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos - 2013**. Brasília: MCIDADES. SNSA, 2015. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRErterterTERTer=106>> Acesso: março, 2015.

SOPHIA, D. C. **Web of Science lança nova versão de base de dados**. 2011. Disponível em: <http://periodicos.capes.gov.br/?option=com_pnews&component=NewsShow&view=pnewsnewsshow&cid=161&mn=71>. Acesso: Jan. 2014.

SOUZA, F. F. **Proposta Metodológica Para Aplicação de Logística Reversa de Embalagens Cartonadas no Âmbito Municipal**. Dissertação (Mestrado Profissional) em Meio Ambiente Urbano e Industrial (EDUBRAS-MAUI) da Universidade Federal do Paraná (UFPR) em parceria com o SENAI-PR e a Universität Stuttgart, Alemanha. Curitiba, 2011.

SOUZA, G. C.; KETZENBERG, M. E.; GUIDE, V. D. R. Capacitated remanufacturing with service level constraints. **Production and Operations Management**, v.11, n. 2, p. 231-248, 2002.

SRIVASTAVA, S. K. Green supply-chain management: A state-of-the-art literature review, **International Journal of Management Reviews**, v. 9, n. 1, p. 53-80, 2007.

STEWART III, G. B. **Em busca do valor: o guia de EVA para estrategistas**. Porto Alegre: Bookman, 2005.

SUYABATMAZ, A. C.; ALTEKIN, F. T.; S_AHIN, G. Hybrid simulation-analytical modeling approaches for the reverse logistics network design of a third-party logistics provider. **Computers & Industrial Engineering**, v. 70, p. 74-89, 2014.

TAKO, A. A.; ROBINSON, S. The application of discrete event simulation and system dynamics in the logistics and supply chain context. **Decision Support Systems**, v. 52, p. 802-815, 2012.

TAN, A. W. K.; KUMAR, A. A decision-making model for reverse logistics in the computer industry. **The international Journal of Logistics Management**, v. 17, n.3, p. 331-354, 2006.

TEIXEIRA, C. A.; RUSSO, M.; MATOS, C.; BENTES, I. Evaluation of operational, economic, and environmental performance of mixed and selective collection of municipal solid waste: Porto case study. **Waste Management & Research**, v. 32, n.12, p. 1210-1218, 2014.

TERZI, S.; CAVALIERI, S. Simulation in the supply chain context: a survey. **Computers in Industry**, v. 53, p. 3-16, 2004.

TETRA PAK®. Disponível em: <<http://www.tetrapak.com/br>> Acesso: Jan. 2013.

TEUNTER, R. H. A reverse logistics valuation method for inventory control. **International Journal of Production Research**, v. 39, n. 9, p. 2023-2035, 2001.

TEUNTER, R.; VAN DER LAAN, E. On the non-optimality of the average cost approach for inventory models with remanufacturing. **International Journal of Production Economics**, v. 79, n. 1, p. 67-73, 2002.

TEUNTER, R. H.; VLACHOS, D. On the necessity of a disposal option for returned items that can be remanufactured. **International Journal of Production Economics**, v. 75, n. 3, p. 257-266, 2002.

THEMELIS, N. J.; BARRIGA, M. E. D.; ESTEVEZ, P.; VELASCO, M. G. **Guidebook for the Application of WTE Technologies in Latin America and The Caribbean**. Earth Engineering Center, Columbia University - EEC/IDB. 2013. Disponível em: <http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/pressreleases/Guidebook_WTE_v5_July25_2013.pdf> Acesso: nov. 2014.

TONELLO, D.; GUISSONI, L. S.; RIZZO, M. R.; RIBEIRO, S. P.; TISOTT, S. T. A polêmica da redução e extinção do uso das sacolas plásticas nos supermercados. **Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 7, n. 4, p. 709-725, 2011.

TORRES, I. **Integração de Ferramentas Computacionais aplicadas ao Projeto e Desenvolvimento de Arranjo Físico de Instalações Industriais**. Dissertação (Mestrado) - Engenharia de Produção. Universidade Federal de Itajubá. UNFEI, Itajubá, MG, 2001.

TRIVELATO, G. C. **Técnicas de modelagem e simulação de sistemas dinâmicos**. São José dos Campos: INPE, 2003. (Série Texto Técnico, INPE-9665-NTC/358). Disponível em: <<http://mtc-m05.sid.inpe.br/col/sid.inpe.br/jeferson/2003/07.08.08.27/doc/INPE%20-%209665%20-%20NTC.pdf>>. Acesso: abril 2014.

TROSCHINETZ, A. M.; MIHELICIC, J. R. Sustainable recycling of municipal solid waste in developing countries. **Waste Management**, v. 29, n. 2, p.915-923, 2009.

TSAI, H. Simulation and Optimization of Control Strategies for the Semiautomatic Processing of Returns in Commercial Logistics. In: Winter Simulation Conference. **Proceedings...** Monterey, CA, USA, 2006

UFPE - UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO. Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco (FADE). **Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. 2014. Pesquisa Científica BNDES FEP N° 02/2010. Disponível em: <<http://www.tecnologiasresiduos.com.br/secao/publicacao/>>. Acesso: junho 2014.

UMEDA, S. Simulation Analysis of Supply Chain Systems with Reverse Logistics. In: Winter Simulation Conference. **Proceedings...** Washington, USA, 2013.

UNEP - UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME. **Recycling - from E-Waste to Resources**, 2009. Disponível em: <http://www.pnuma.org.br/admin/publicacoes/texto/EWaste_final.pdf> Acesso: nov. 2013.

USHIZIMA, M. M.; MARINS, F. A. S.; MUNIZ JR., J. M. Política Nacional de Resíduos Sólidos: Cenário da Legislação Brasileira com Foco nos Resíduos Eletroeletrônicos. In: XI Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. **Anais...** Resende/RJ, 2014.

VARŽINSKAS, V.; STANIŠKIS, J. K.; KNAŠYTE, M. Decision-making support system based on LCA for aseptic packaging recycling. **Waste Management & Research**, v. 30, n. 9, 2012.

VEIGA, M. M. Analysis of efficiency of waste reverse logistics for recycling. **Waste Management & Research**, v. 31, n. 10, p. 26-34, 2013.

VEIGA, J. E. **Desenvolvimento Sustentável: o desafio do Século XXI**. 3ª ed. rev. e ampl. Rio de Janeiro: Garamond, 2008.

VILAÇA, M. L. C. Pesquisa e ensino: considerações e reflexões. **e-escrita - Revista do Curso de Letras da UNIABEU Nilópolis**, v. I, n. 2, mai./ago. 2010.

VLACHOS, D.; TAGARAS, G. An inventory system with two supply modes and capacity constraints. **International Journal of Production Economics**, v. 72, n. 1, p. 41-58, 2001.

WANG, X. W.; HUA, B. Global scope assessment: a novel method and its application to the Chinese paper industry. **Energy Policy**, v. 35, n. 3, p. 1610-1615, 2006.

WIENGARTEN, F.; PAGELL, M.; FYNES, B. ISO 14000 Certification And Investments in Environmental Supply Chain Management Practices: Identifying Differences in Motivation and Adoption Levels Between Western European And North American Companies. **Journal of Cleaner Production**, v. 56, p. 18-28, 2013.

WU, S. J.; CLOSS, D. J. The impact of integrating return components planning with purchasing decisions on purchasing performance: A contingency perspective. **International Journal of Logistics Management**, v. 20, n. 1, p. 57-78, 2009.

XANTHOPOULOS, A.; IAKOVOU, E. On the optimal design of the disassembly and recovery processes. **Waste Management**, vol. 29, n.5, p. 1702-1711, 2009.

XAVIER, L. H.; CORRÊA, H. L. **Sistemas de Logística Reversa**. São Paulo: Editora Atlas, 2013.

XIE, M.; QIAO, Q.; SUN, Q.; ZHANG, L. Life cycle assessment of composite packaging waste management—a Chinese case study on aseptic packaging. **The International Journal of Life Cycle Assessment**. v. 18, n. 3, p. 626–635, 2013.

YAN, N. N.; SUN, B. W. Optimal Stackelberg Strategies for Closed-loop Supply Chain with Third-party Reverse Logistics. **Asia-Pacific Journal of Operational Research**, v.29, n. 5, 2012.

YEOMANS, J. S. Solid waste planning under uncertainty using evolutionary simulation-optimization. **Socio-Economic Planning Sciences**, v. 41, n. 1, p. 38–60, 2007.

YOO, S. H.; KIM, D.; PARK, M.S. Inventory models for imperfect production and inspection processes with various inspection options under one-time and continuous improvement investment. **Computers & Operations Research**, v. 39, n. 9, p. 2001-2015, 2012.

YOSHIDA, C. Competência e as diretrizes da PNRS: conflitos e critérios de harmonização entre as demais legislações e normas. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. Cap. 1, p. 3-38.

YU, M. C.; WU, P. S. A simulation study of the factors influencing the design of a waste collection channel in Taiwan. **International Journal of Logistics-Research and Applications**, v. 13, n. 4, p. 257-271, 2010.

ZARANDI, M. H. F.; SISAKHT, A. H.; DAVARI, S. Design of a closed-loop supply chain (CLSC) model using an interactive fuzzy goal programming. **The International Journal of Advanced Manufacturing Technology**, v.56, p. 809-821, 2011.

ZAREI, M.; MANSOUR, S.; KASHAN, A. H.; KARIMI, B. Designing a Reverse Logistics Network for End-of-Life Vehicles Recovery. **Mathematical Problems in Engineering**, 16 p. v. 2010.

ZHAO, H. Simulation and analysis of dealers' returns distribution strategy. In: Winter Simulation Conference. **Proceedings...** Arlington, USA, 2001.

ZHOU, X. C.; ZHAO, Z. X.; ZHOU, K. J.; HE, C. H. Remanufacturing closed-loop supply chain network design based on genetic particle swarm optimization algorithm. **Journal of Central South University of Technology**, v. 19, n. 2, p. 482-487, 2012.

ZSIGRAIOVA, Z.; SEMIAO, V.; BEIJOCO, F. Operation costs and pollutant emissions reduction by definition of new collection scheduling and optimization of MSW collection routes using GIS. The case study of Barreiro, Portugal. **Waste Management**, v. 33, p. 793-806, 2013.

ZUBEN, F. V. Inovação tecnológica: transformando resíduo em riqueza. In: JARDIM, A.; YOSHIDA, C.; MACHADO FILHO, J. V. [Org.] **Política nacional, gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. Barueri: Manole, 2012. cap. 27, p. 601-617