

CONTRIBUIÇÕES PARA O INVENTÁRIO SOCIAL DO CICLO DE VIDA DOS
RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO

Leonardo Mangia Rodrigues

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia de Produção.

Orientadora: Laura Silvia Bahiense da Silva
Leite

Rio de Janeiro
Junho de 2017

CONTRIBUIÇÕES PARA O INVENTÁRIO SOCIAL DO CICLO DE VIDA DOS
RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO

Leonardo Mangia Rodrigues

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE)
DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS
REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM
CIÊNCIAS EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO.

Examinada por:

Prof^a Laura Silvia Bahiense da Silva Leite, D.Sc.

Prof. Fernando Guilherme Tenório, D.Sc.

Prof. Lino Guimarães Marujo, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

JUNHO DE 2017

Rodrigues, Leonardo Mangia

Contribuições para o inventário social do ciclo de vida dos resíduos eletroeletrônicos na cidade do Rio de Janeiro/ Leonardo Mangia Rodrigues. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2017.

XIII, 88 p.: il.; 29,7 cm.

Orientadora: Laura Bahiense da Silva Leite

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia de Produção, 2017.

Referências Bibliográficas: p. 68-73.

1. ACV-Social. 2. Resíduos de equipamentos eletroeletrônicos. 3. Indicadores Sociais. I. Leite, Laura Silvia Bahiense da Silva. II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia de Produção. III. Título.

DEDICATÓRIAS

*A minha filha Laura
por manter a minha vida maravilhosamente complexa,
ainda que infinitamente simples.*

*À minha família, que sempre
me deu suporte e me apoiou
por Todos os momentos.*

*“Make a home where love is there to stay
Peace and happiness in every day”
Iommi/Butler/Ward/Osbourne*

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, à Universidade Federal do Rio de Janeiro e à COPPE pela oportunidade de cursar este mestrado em Engenharia de Produção, me proporcionando uma nova visão de mundo e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pelo financiamento da pesquisa.

Ao meu orientador, Professor Rogerio Valle (in memoriam), pelo incentivo, paciência e solicitude.

Aos Professores Lino Guimarães Marujo e Fernando Guilherme Tenório, e a Professora Laura Silvia Bahiense da Silva Leite pela gentileza de terem aceitado participar desta banca.

A minha família, sobretudo a minha mãe e meu pai que sempre estiveram e estarão ao meu lado para tudo. A benção, meus pais!

Um obrigado especial a Leandro Mangia, que, por mero acaso, também tem o mesmo sangue e sobrenome, e a Ana Carolina Maia, companheira/irmã desde o primeiro instante universitário.

À minha companheira Patrícia Burlamaqui, que soube fazer do esperar e do motivar, o modo de ser, a minha principal ajuda na elaboração deste trabalho.

Aos meus irmãos Sageanos e “amigo(a)s de copo e de cruz”, Larissa Albino, Eduardo Infante, Alba Canovas, Carla Veiga, Bruna Duarte, Vanessa Guimarães e Ana Salles.

Ao Professores e amigos Ricardo Gabbay, Sibeles Duarte e Ana-Maria Dubois por toda ajuda na indicação de material e força para persistir no importante propósito de concluir este trabalho.

À toda equipe do SAGE, amigas e amigos desta jornada acadêmica, pela parceria e amizade construídos ao longo destes anos, em especial Carlos Rocha, Soyla Argolo e meu Terapeuta pessoal, José Maria Silva.

Aos funcionários da secretaria do Programa, que sempre se mostraram dispostos, amáveis e bem humorados (Lindalva, Roberta e Pedrinho).

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

CONTRIBUIÇÕES PARA O INVENTÁRIO SOCIAL DO CICLO DE VIDA DOS RESÍDUOS ELETROELETRÔNICOS NA CIDADE DO RIO DE JANEIRO

Leonardo Mangia Rodrigues

Junho / 2017

Orientadora: Laura Silvia Bahiense da Silva Leite

Programa: Engenharia de Produção

A temática sobre a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social) e seus desmembramentos é relativamente nova; o principal guia que aborda tal tema, o *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, data de 2009. Ainda que diversos estudos já tenham sido realizados, torna-se necessário um maior número de estudos em ACV Social, realizados em diferentes países e setores, para que tal área possa ganhar maior robustez e confiabilidade. Este trabalho tem como objetivo realizar a modelagem de um quadro conceitual que define as partes interessadas, categorias de impacto, subcategorias de impacto e indicadores na perspectiva da avaliação social do ciclo de vida utilizando-se, como objeto de pesquisa, a logística reversa de REEE (Resíduo de Equipamento Eletroeletrônico) no Município do Rio de Janeiro. A proposta apresentada concentra-se na construção de um sistema de indicadores, a partir da modelagem dos processos necessários para a realização do inventário do ciclo de vida definido pela UNEP.

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

CONTRIBUTIONS TO THE SOCIAL INVENTORY OF THE LIFE CYCLE OF
ELETROELETRONIC WASTE IN THE CITY OF RIO DE JANEIRO

Leonardo Mangia Rodrigues

June /2017

Advisor: Laura Silvia Bahiense da Silva Leite

Department: Production Engineering

The theme about the Social Assessment of the Life Cycle (S-LCA) and its dismemberments is relatively new; the main guide that addresses this theme, the Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products, dates from 2009. Although several studies have already been carried out, it becomes necessary a greater number of studies in Social ACV, carried out in different countries and sectors, so that this area can gain greater robustness and reliability. The objective of this work is to model a conceptual framework that defines stakeholders, impact categories, impact subcategories and indicators in the perspective of social assessment of the life cycle using, as research object, the reverse logistics of WEEE (Waste Electrical and Electronic Equipment) in the Municipality of Rio de Janeiro. The proposal presented focuses on the construction of a system of indicators, based on the modeling of the processes required to carry out the inventory of the life cycle defined by UNEP.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
1.1	CONTEXTO.....	1
1.2	PROBLEMA DE PESQUISA.....	4
1.3	OBJETIVOS	4
1.3.1	OBJETIVO GERAL.....	4
1.3.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	4
1.4	RESTRIÇÕES E DELIMITAÇÕES DAS FRONTEIRAS DA PESQUISA.....	5
1.5	ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO.....	6
2	RESÍDUO DE EQUIPAMENTO ELETROELETRÔNICO (REEE)	7
2.1	Descrição Geral.....	7
2.2	Composição e Riscos dos REEE	15
2.3	Fluxo de reciclagem de REEE Formal e Informal.....	20
2.4	REEE no Brasil.....	23
2.4.1	Cadeia de pós-consumo de REEE no Município do Rio de Janeiro.....	28
3	AVALIAÇÃO SOCIAL DO CICLO DE VIDA	33
3.1	DEFINIÇÃO E PANORAMA	33
3.2	OBJETIVO E DEFINIÇÃO DE ESCOPO	39
3.3	inventário do ciclo de vida social.....	44
3.4	AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA.....	44
3.4.1	Categorias e subcategorias de impacto sociais	44
3.4.2	Indicadores.....	45
4	ROTEIRO METODOLÓGICO	47
4.1	Aspectos metodológicos.....	47
4.2	Metodologia da Pesquisa.....	47
4.2.1	Definição e planejamento	48
4.2.2	Preparação, análise e coleta	50
4.2.3	Análise e Conclusão.....	50
5	MODELAGEM DA ACV-SOCIAL PARA O SETOR DE REEE DA LINHA VERDE PARA O MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO	51

5.1	ACV-Social do fim do ciclo de vida de REEE no Município do Rio de Janeiro	51
5.2	Descrição da Modelagem	51
5.2.1	Objetivo e Escopo, Descrição Geográfica / Sistema e fronteiras	51
5.2.2	Definição da categoria das partes interessadas.....	58
5.2.3	Subcategoria de Impacto e tipos de impacto	59
5.2.4	Comunidade Local.....	63
5.2.5	Atores da cadeia de valor	63
5.2.6	Consumidores	63
5.2.7	Trabalhadores	64
5.2.8	Sociedade	65
6	CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
	REFERÊNCIAS	68
	APÊNDICE A.....	74
	APÊNDICE B.....	86
	APÊNDICE C.....	87

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Ciclo de vida de EEE	11
Figura 2: Destinações dos equipamentos eletroeletrônicos.....	13
Figura 3: Diagrama Resumido das Etapas de Tratamento de REEE	13
Figura 4: Diagrama de um sistema comum de gerenciamento de resíduos no Peru..	22
Figura 5: Fluxograma do Ciclo de REEE.....	29
Figura 6: cadeia de reciclagem de REEE no Município do Rio de Janeiro	31
Figura 7: Causas dos impactos Sociais, elaborado pelo autor	37
Figura 8: As 4 fases interativas da ACV-Social	38
Figura 9: Modelo de fluxo de impacto da avaliação da estrutura de ACV-Social.....	42
Figura 10: Metodologia aplicada na pesquisa	48
Figura 11: Fluxograma do Sistema (parte A).....	56
Figura 12: Fluxograma do Sistema (parte B).....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Crescimento vegetativo do REEE no mundo com projeção até 2050	10
Tabela 2: composição dos REEE e suas respectivas porcentagens em peso	16
Tabela 4: Taxa de elemento químico consumido por tipo de produto	18
Tabela 9: Vida útil, Porte e Principais Componentes de acordo com a linha de Produtos	23
Tabela 10: PIB per capita e crescimento da população	24
Tabela 11: Indicadores Gerais da Indústria Elétrica e Eletrônica	24
Tabela 12: Variação percentual por área por trimestre	25
Tabela 13: Indicadores Gerais da Indústria Elétrica e Eletrônica	25
Tabela 14: Domicílios particulares segundo suas características	26

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Análise comparativa das versões institucionais do conceito de sustentabilidade.....	2
Quadro 2: Visão geral sobre algumas definições de REEE.....	8
Quadro 3: Categorias de EEE segundo a Diretiva 2012/19/EU da União Europeia.....	9
Quadro 4: Características da reciclagem de REEE em países desenvolvidos e em desenvolvimento.....	17
Quadro 5: Substâncias tóxicas em REEEs e Efeitos à saúde e ao Meio Ambiente....	18
Quadro 6: Processo Formal de Reciclagem de REEE	20
Quadro 7: Processo Informal de Reciclagem de REEE.....	22
Quadro 8: Linhas de Produtos relacionados a EEE	23
Quadro 9: Stakeholders e subcategorias de impacto segundo a Unep (2009)	35
Quadro 10: Diferença entre desempenho social, efeito social e impacto social.....	38
Quadro 11: Cadeia de processos do ciclo de fim de vida de REEE da linha verde no município do Rio de Janeiro.....	54
Quadro 12: Categoria de Stakeholder, subacetgoria de impacto e indicadores do sistema	60

LISTA DE NOMENCLATURAS

ABINEE - Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica

ABDI - Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial

ACV - Avaliação do Ciclo de Vida

ACV-Social - Avaliação Social do Ciclo de Vida

COMLURB - Companhia Municipal de Limpeza Urbana

EEE - Electrical and Electronic Equipment

EPEAT - Eletronic Product Environmental Assessment Tool

IIED - International Institute of Environment and Development

LCA - Life Cycle Assessment

LCC - Life Cycle Costing

LCSA - Life Cycle Sustainability Assessment

OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

RSU - Resíduo Sólido urbano

REEE - Resíduo de Equipamento Eletroeletrônico

S-LCA - Social Life Cycle Assessment

WBCSD - World Business Council for Sustainable Develepment

WCDE - World Comission on Environment and Development

WEEE - Waste Electrical and Electronic Equipment

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTO

Não somente a crise ambiental, mas também as sucessivas crises social e econômica oriundas do avanço do processo de industrialização, e mais recente da financeirização, do capitalismo, vem-se tornando o centro das discussões de organismos internacionais, como a ONU e o Fórum Econômico mundial. Diante da constatação dos impactos negativos que tais crises geram para a sociedade, diversas frentes de trabalho vem sendo criadas para conter o avanço da crise que atualmente tomou proporções globais. Desenvolvimento sustentável, sustentabilidade, normas ISO's, eco-design, pensamento do ciclo de vida, são alguns conceitos e práticas que possuem como objetivo a criação do pensamento crítico e reflexivo sobre tais crises, assim como diminuir os impactos de uma produção ambientalmente e socialmente insustentáveis.

Em 1987, na World Commission on Environment and Development (WCDE), também conhecida como a Comissão Brundtland, foi lançado o documento *Our Common Future*. Tal documento define o desenvolvimento sustentável sendo “aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem a suas próprias necessidades” (WCED, 1987).

Outras instituições internacionais também desenvolveram tal conceito, a International Institute of Environment and Development (IIED) tem como base a identificação da eficiência de três sistemas básicos a saber: o sistema de recurso biológico ou ecológico, o sistema econômico e o sistema social, e que, a sociedade deve estabelecer uma lista de objetivos para cada sistema (MEBRATU, 1998). O World Business Council for Sustainable Development (WBCSD), estabelece a relação intrínseca entre crescimento econômico e proteção ambiental a partir da perspectiva de que a qualidade de vida no presente depende do reconhecimento das necessidades básicas do ser humano através da proteção do patrimônio ambiental (SCHIMIDHEINY, 1992). Em suma, o conceito de desenvolvimento sustentável pode ser entendido como uma interação dinâmica entre ação e aprendizagem que atuam nas interseções entre a economia, sociedade e meio ambiente.

Mebratu (1998) identifica que tais instituições se diferenciam em relação aos seguintes aspectos: epicentro solucionador, âmbito de ação para tais soluções e instrumentos de liderança. O quadro abaixo identifica cada um desses elementos.

Quadro 1: Análise comparativa das versões institucionais do conceito de sustentabilidade

Instituição	Prioridade	Epicentro Solucionador	Âmbito de Ação	Instrumentos (Liderança)
WCDE	Consenso político	Crescimento sustentável	Nação-Estado	Governos e Organizações Internacionais
IIED	Desenvolvimento Rural	Prioridade à preservação ambiental	Comunidades	Organizações não Governamentais Nacionais e internacionais
WBCSD	Interesses econômicos	Ecoeficiência	Indústrias e Serviços	Lideranças Corporativas

Fonte: Mebratu (1998)

Evidentemente que diversas instituições se utilizam do discurso da sustentabilidade como ferramenta de alavancagem mercadológica com o objetivo de promover campanhas de marketing segundo uma perspectiva ambiental e social, mas que na verdade não conseguem incorporar tal conceito em seus processos de negócio (MOURA, 2015).

Diante do mal-estar gerado pelos impactos negativos da produção, as organizações, na tentativa de conter os desmembramentos de tal realidade, ao longo das últimas quatro décadas vem tentando adotar práticas e modelos que utilizam tal conceito em suas atividades. Entretanto durante os últimos vinte anos um número relativamente pequeno, porém crescente de companhias, tem-se voluntariando para integrar as questões ambientais e sociais aos seus modelos de negócio (ECCLES et al., 2014).

Evidentemente que para conseguir avanços e resultados de maneira sistêmica, as organizações devem aplicar tais práticas não somente no âmbito local, mas sim ao longo de toda a cadeia de suprimentos. A sustentabilidade ao longo da cadeia de suprimentos pode ser entendida como a integração transparente e estratégica dos

objetivos sociais, econômicos e ambientais através da coordenação sistêmica da melhoria dos desempenho dos principais processos organizacionais ao longo da sua cadeia de suprimentos (CARTER E ROGERS, 2008).

Uma das grandes preocupações recentes em relação a gestão da produção diz respeito aos resíduos gerados e as questões do pós consumo, ou seja, aspectos pertinentes a logística reversa. Nos últimos anos, tendo em vista a grande demanda por equipamentos eletroeletrônicos, inclusive em países em desenvolvimento, a gestão dos resíduos gerados pela utilização e descarte de tais equipamentos tem sido objeto de reconhecimento tanto por pesquisadores acadêmicos, quanto por profissionais do setor (DEMAJOROVIC et al., 2016).

Diante de tal contexto, inúmeros modelos de logística reversa para REEE (Resíduo de Equipamento Eletroeletrônico) em países desenvolvidos foram criados, de acordo com as especificidades locais, para solucionar os impactos ambientais e sociais gerados por tal atividade. Nos países em desenvolvimento, tais modelos ainda encontram-se nas fases iniciais de adequação em um ambiente onde a legislação adequada é ausente, faltam incentivos econômicos e catadores destes materiais possuem pouco ou nenhum preparo para lidar com os riscos em relação à saúde, segurança e proteção do meio ambiente (SCHLUEP et al., 2009)

Ainda de acordo com o Schlupe et al. (2009), o Brasil é um dos poucos países na América Latina com capacidade de estruturar a cadeia da logística reversa de REEE. A Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) de 2010, representa um marco governamental no que diz respeito a gestão do REEE, e traz em sua concepção uma abordagem inovadora entre os países em desenvolvimento no que se refere a logística reversa de REEE (DEMAJOROVIC et al., 2016).

A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma técnica utilizada para identificar e avaliar impactos ambientais de um dado processo produtivo ao longo de todo o ciclo de vida. em LCA (*Life Cycle Assessment*) considera-se somente os aspectos ambientais; em uma avaliação da sustentabilidade, considera-se também os aspectos referentes às questões sociais e econômicas, avaliadas através do S-LCA (*Social Life Cycle Assessment*), do LCC (*Life Cycle Costing*) (MORIIZUMI, 2010). Diante disto, a Avaliação do Ciclo de Vida da Sustentabilidade, conhecido em inglês por LCSA (*Life Cycle Sustainability Assessment*), pode ser expressa pela seguinte equação abaixo (FINKBEINER et al. 2008):

$$\text{LCSA} = \text{LCA} + \text{LCC} + \text{S-LCA}$$

A temática sobre a Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social) e seus desmembramentos é relativamente nova; o principal guia que aborda tal tema, o *Guidelines for Social Life Cycle Assessment of Products*, data de 2009. O trabalho de Jørgensen *et al.* (2008), elabora uma revisão sistemática que visa buscar diferenças e deficiências de diferentes abordagens em SLCA (*Social Life Cycle Assessment*); o de Benoit *et al.* (2010) apresenta as diretrizes UNEP /SETAC para o SLCA de produtos e resume os principais aspectos; e o trabalho de Manik *et al.* (2013) utiliza SLCA para analisar as implicações sociais de biodiesel de óleo de palma em Província de Jambi, na Indonésia.

Ainda assim torna-se necessário um maior número de estudos em ACV-Social, realizados em diferentes países e setores, para que tal área possa ganhar maior robustez e confiabilidade.

1.2 PROBLEMA DE PESQUISA

Diante do contexto apresentado, como será que a ACV-Social é capaz de refletir as orientações e configurações da modelagem de fim de vida dos REEE ?

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 OBJETIVO GERAL

Tendo em vista o questionamento acima, o objetivo geral desse trabalho é modelar um quadro conceitual que define as partes interessadas, categorias e subcategorias de impacto e indicadores relacionados a logística reversa de REEE no Município do Rio de Janeiro.

1.3.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Com o intuito de alcançar o objetivo geral supracitado, torna-se necessário o atendimento dos seguintes objetivos específicos:

- Identificar e explorar abordagens e práticas em ACV-Social citados na literatura científica;
- Contextualizar o panorama do setor de REEE no Brasil e no município do Rio de Janeiro;
- Identificar subcategorias de impacto socioeconômico e a consequente definição de indicadores de inventário relacionada com as categorias das cinco partes interessadas envolvidas no ciclo de vida da logística reversa de REEE; e
- Fornecer uma base teórica para aplicações práticas no setor de logística reversa de REEE para o Brasil que podem ser generalizadas como um ponto de partida para a aplicação em ACV-Social de outro tipo de resíduo.

1.4 RESTRIÇÕES E DELIMITAÇÕES DAS FRONTEIRAS DA PESQUISA

Embora existam diversas abordagens metodológicas em ACV-Social, aplicadas em diversos setores da economia, em inúmeros países, nesta pesquisa será utilizada como base duas metodologias cujo o objetos de estudos estão centrados na área de resíduos em países em desenvolvimento, sendo um deles centrado na logística reversa de REEE.

Esta pesquisa se limita a modelar um quadro conceitual, ainda que temas como hábitos da sociedade de consumo e políticas públicas que envolvem REEE, entre outros, sejam necessários para um melhor entendimento das questões pertinentes a este trabalho.

Ao longo das últimas décadas, diversos trabalhos acadêmicos tiveram como foco a criação de abordagens metodológicas em ACV-Social, gerando valor para a avaliação da sustentabilidade no que diz respeito a dimensão social dos impactos gerados pela produção (UNEP 2009). No entanto, está fora do escopo deste trabalho o desenvolvimento de uma abordagem metodológica.

1.5 ORGANIZAÇÃO DO TRABALHO

Esta dissertação está organizada em seis capítulos, de acordo com as etapas do roteiro metodológico apresentadas no capítulo 4. O primeiro capítulo diz respeito a introdução do projeto a partir da apresentação dos objetivos gerais e específicos, as justificativas, as restrições e delimitações da pesquisa e, por fim, a apresentação da estruturação do trabalho.

O capítulo 2 compreende uma revisão da literatura sobre os seguintes tópicos: O REEE (composição, mercado, estimativas de geração, riscos, cadeias formais e informais, principais atores, regulação); logística reversa do REEE e a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS); Cadeia de pós consumo de REEE na cidade do Rio de Janeiro.

O capítulo 3 constitui o referencial conceitual sobre ACV-Social. Está dividido em duas partes; a primeira parte são apresentados a definição e o panorama dos estudos nesta temática, sua importância e características e a segunda parte são apresentados os conceitos de objetivo e escopo, inventário do ciclo de vida social e avaliação do impacto do ciclo de vida.

O quarto capítulo apresenta as etapas de desenvolvimento deste trabalho, as justificativas pelas escolhas metodológicas e a análise referente as três etapas do roteiro metodológico, definição e planejamento; preparação, análise e coleta; e, por fim, a análise e conclusão.

O capítulo cinco descreve a modelagem realizada, a definição das partes interessadas, as categorias e subcategorias de impacto e a descrição dos indicadores com base na pensamento da ACV-Social por meio de um estudo de caso.

No capítulo seis são realizadas as considerações finais, apresentadas as conclusões deste trabalho com os apontamentos relacionados a contribuição para a área de estudo, finalizando com sugestões para trabalhos futuros.

2 RESÍDUO DE EQUIPAMENTO ELETROELETRÔNICO (REEE)

2.1 Descrição Geral

Nos últimos anos o crescimento do setor de logística reversa de REEE tem alavancado o interesse tanto do setor privado quanto dos governos. Esta temática tem sido objeto de interesse dos governos da União Europeia com a criação das seguintes diretivas:

- Diretiva 2002/95/EC: Diz respeito à restrição ao uso de certas substâncias perigosas em equipamentos elétricos e eletrônicos;
- Diretiva 2002/96/EC: relativa aos Resíduos de Equipamentos Elétricos e Eletrônicos (conhecida como diretiva WEEE - *Waste Electrical and Electronic Equipment*).

A partir dessas duas diretivas que os principais termos utilizados se originaram; EEE (*Electrical and Electronic Equipment*) e o WEEE (*Waste of Electrical and Electronic Equipment*). O objetivo de tais políticas, segundo estabelecido no documento, é a preservação do meio ambiente, proteção da saúde humana e a utilização racional dos recursos naturais, tendo em vista que a substituições dos equipamentos é mais acelerada devido a expansão dos mercados e os ciclos de inovação (Diretiva 2002/96/CE). Segue abaixo uma visão geral sobre algumas definições de REEE (quadro 2):

Quadro 2: Visão geral sobre algumas definições de REEE

Referência	Definição
Diretiva 2002/95/EC	"São resíduos Equipamentos elétricos ou eletrônicos que . . . Incluindo todos Componentes, subconjuntos e consumíveis, que fazem parte do Produto no momento da devolução. "Diretiva 75/442 / EEC, artigo 1. °, alínea a, Define "resíduo" como qualquer substância ou objeto descartados que o titular ou deva alienar, nos termos das disposições da legislação nacional em vigor.
Basel Action Network	"e-lixo engloba uma ampla e crescente gama de dispositivos eletrônicos que vão desde grandes dispositivos domésticos como refrigeradores, condicionadores, telefones celulares, aparelhos de som e eletrônicos de consumo para computadores que foram descartados por seus usuários."
OECD	"Qualquer aparelho que utilize uma fonte de alimentação eléctrica que tenha atingido o fim da sua vida útil."
SINHA (2004)	"Um aparelho eletricamente alimentado que já não satisfaz o proprietário atual para seu propósito original"
StEP (2005)	"E-waste refere-se a..."a cadeia de abastecimento reversa que coleta os produtos que já não são desejados por um determinado consumidor e que os renova para outros consumidores, recicla ou processa outros resíduos"

Fonte: WIDMER et al., 2005.

Nesta diretiva equipamentos elétricos e eletrônicos foram definidos como sendo equipamentos cujo funcionamento depende de correntes elétricas ou campos eletromagnéticos para seu funcionamento. Em 2012, a diretiva da União Europeia 2002/96/EC foi atualizada e publicada uma nova versão (2012/19/EU) Abaixo estão elencadas as categorias de produtos que estão listadas na Diretiva atualizada:

Quadro 3: Categorias de EEE segundo a Diretiva 2012/19/EU da União Europeia

Categorias	
1	Eletrodomésticos de grande porte
2	Eletrodomésticos de pequeno porte
3	Equipamentos de TI e Comunicação
4	Equipamentos de consumo e painéis fotovoltaicos
5	Equipamentos de iluminação
6	Ferramentas eletroeletrônicas
7	Equipamentos de lazer, esporte e brinquedos
8	Equipamentos médicos
9	Instrumentos de monitoramento e controle
10	Caixas de autoatendimento
11	Outros

Fonte: Diretiva da União Europeia 2012/19/EU

Em paralelo às Diretivas Europeias, a organização não governamental EPEAT¹ – (Ferramenta para avaliação Ambiental de Equipamentos Eletroeletrônicos), através de seu sistema global de categorização de produtos eletroeletrônicos, elenca, em função de um conjunto de critérios, aspectos relacionados ao desempenho ambiental. Tais critérios abordam todo o ciclo de vida do produto e atualmente inclui avaliações de produtos para *PC's* e *Displays* (incluindo *tablets*), equipamentos de imagem (que inclui impressoras, copiadoras, “*scanners*” e dispositivos multifuncionais) e televisores.

A metodologia proposta pela EPEAT, possui 51 critérios, identificados como necessários ou opcionais para fins de avaliação, e são categorizados pelos seguintes perfis pré-definidos pela instituição: bronze, prata e ouro. Os produtos que possuem o perfil bronze, atendem apenas os critérios básicos, o perfil prata são produtos que além dos critérios básicos atendem 50% dos critérios opcionais, já os que possuem o perfil ouro são aqueles que alcançaram os critérios básicos, além de atingir, pelo menos, 75% dos critérios opcionais (CARVALHO, 2014)

O ciclo de inovação tecnológica dos produtos eletroeletrônicos traz consigo vantagens como, o menor consumo de energia, aumento da capacidade de processamento, e a inserção de camadas populacionais no mercado de consumo devido a diminuição do preço, e como desvantagem, o acréscimo das utilização de recursos naturais devido o

¹ EPEAT – *Electronic Product Environmental Assessment Tool*.

aumento do consumo, um menor ciclo de vida devido a inserção do conceito de obsolescência programada na concepção do projeto do produto, e o aumento dos impactos ambientais e sociais devido ao descarte indevido de seus resíduos.

Nos municípios americanos o resíduo proveniente dos equipamentos eletroeletrônicos representam entre 2% a 5% do resíduo sólido gerado (KANG & SCHOENUNG, 2005), na Europa dados apontam um aumento anual a uma taxa entre 3 a 5% (HE et al., 2006), Nos principais mercados dos países emergentes, como Brasil, China, Índia e África, o crescimento previsto será entre 200% a 500% na próxima década (UNEP, 2009), a América Latina no ano de 2014 gerou 9% dos resíduos eletrônicos no mundo, e para o intervalo entre os anos de 2014 a 2018, o resíduo de eletroeletrônicos para essa mesma região crescerá entre 5 a 7% por ano (GSMA, 2015).

Sena (2012), apresenta a estimativa de volume REEE até o ano de 2050, tomando como ponto de partida o volume gerado de REEE no ano de 2005 e utilizando como taxa de crescimento a mesma utilizada para estimar a população até o ano de 2050 (tabela 1):

Tabela 1: Crescimento vegetativo do REEE no mundo com projeção até 2050

Ano	Qtde. Mín. REEE (milhões ton)	Qtde. Máx. REEE (milhões ton)
2005	20000000	50000000
2010	21199285	50000000
2020	23556456	58891140
2030	25689674	64224186
2040	27545159	68862898
2050	29139370	72848426

Fonte: Adaptado de SENA, 2012.

A ISO 14.040, trata sobre os princípios e estrutura da avaliação do ciclo de vida, e identifica que tal ciclo abrange “desde a aquisição da matéria-prima, passando por produção, uso e disposição”. O ciclo de vida dos EEE inicia-se na aquisição de matérias-primas e na manufatura das indústrias, passa pelo processo de vendas e de uso, chegando ao fim da 1ª vida útil (equipamentos que não serão usados pelo primeiro usuário), neste ponto ele tem quatro destinações possíveis; pode ser armazenado, reutilizado, reciclado ou chegar a sua disposição final (INVENTTA 2013). A figura 1 descreve o ciclo de vida para EEE:

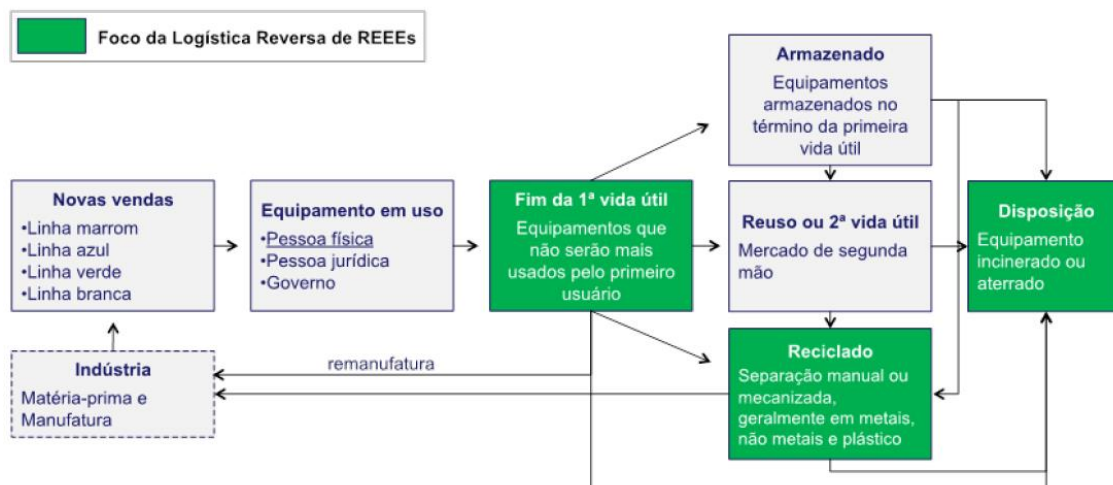


Figura 1: Ciclo de vida de EEE

Fonte: Inventta, 2013.

É necessário apontar que os EEE tornam-se efetivamente resíduos, e que todo o processo da logística reversa é iniciado, a partir do momento do descarte, por parte do consumidor, do seu equipamento, esteja ele em condições de uso ou não, e independente da fase da vida útil (INVENTTA 2013). Os EEE são transformados em resíduos devido as seguintes razões abaixo (ADEME 2003 Apud PACHECO 2013):

- Não funciona mais ou a impossibilidade de reparo;
- Alto custo de reparação;
- É parte integrante de um outro produto que não funciona mais;
- É tecnicamente obsoleto e foi substituído por um equipamento atual.

A gestão do REEE atualmente é um grande foco de preocupação devido a dois fatores, o primeiro diz respeito ao potencial crítico de contaminação ambiental devido ao descarte incorreto, e segundo, por tal resíduo ser composto de materiais de alto valor agregado (ALBUQUERQUE, 2013).

A logística reversa é definida como o planejamento, controle e monitoramento da eficiência, produtos acabados, informações e estoques em processo relacionados

desde o ponto de origem até o ponto de consumo, e possui como objetivo a reagregação de valor ou a efetivação do descarte de forma correta (ROGERS & RONALD, 1999).

Embora os riscos produzidos pela atividades da logística reversa de REEE estejam mais presentes em países em desenvolvimento, a maior parte dos estudos referentes a esta área ainda estão concentrados em países desenvolvidos (LAU & WANG, 2009).

A evolução da legislação ambiental (JAYAREMAN & LUO, 2007), a pressão por novos consumidores, o benefício para a imagem das empresas (LAU & WANG, 2009), a obsolescência dos produtos e a conseqüente diminuição do ciclo de vida, assim como o desenvolvimento de novas tecnologias que favorecem o reuso e a reciclagem, vem proporcionando a inserção da logística reversa nos processos de gestão das organizações (DEMAJOROVIC *et al.*, 2016).

Os custos relacionados a coleta e ao transporte, a grande dificuldade de coordenar os atores envolvidos na cadeia de suprimentos, aspectos tributários (SCHLUEP *et al.*, 2009), e a falta de políticas públicas de incentivo as atividades relacionadas ao pós-consumo, podem ser pontuadas como barreiras para implantação efetiva das práticas relacionadas a logística reversa, principalmente em países em desenvolvimento. Tal situação favorece o surgimento de processos de desmontagem e reciclagem sem qualquer preocupação com o controle ambiental e a saúde do trabalhador (LUNDGREN, 2012).

O modelo de gestão do setor da logística reversa de REEE em países desenvolvidos encontra-se em pleno desenvolvimento com alguns modelos emblemáticos. A Suíça foi o primeiro país a implementar em toda cadeia industrial um sistema organizado de coleta e reciclagem, em operação desde 1995. Um outro caso é a Suécia, que em um acordo firmado em 2001 entre produtores de EEE e autoridades locais, foi estabelecido um sistema de cooperação onde os produtores suecos, representado pela El-Kresten, assumia os custos de desmontagem, descontaminação, reciclagem e destinação ambiental adequada e, todos os 290 municípios suecos seriam responsáveis pelo sistema de coleta dos REEE (DEMAJOROVIC *et al.*, 2016).

Um produto, ao final de sua vida útil, pode ter diferentes destinações de acordo com o estado físico do mesmo, por exemplo, no caso de alguma avaria ou desatualização, ele pode ser reparado ou atualizado; caso esteja funcionando pode ser armazenado para um eventual reuso, revenda ou doação; e em alguns casos, independente do

estado de conservação, os proprietários descartam os mesmos. A figura 2 apresenta as diversas possibilidades de tais fluxos dos equipamentos eletroeletrônicos:

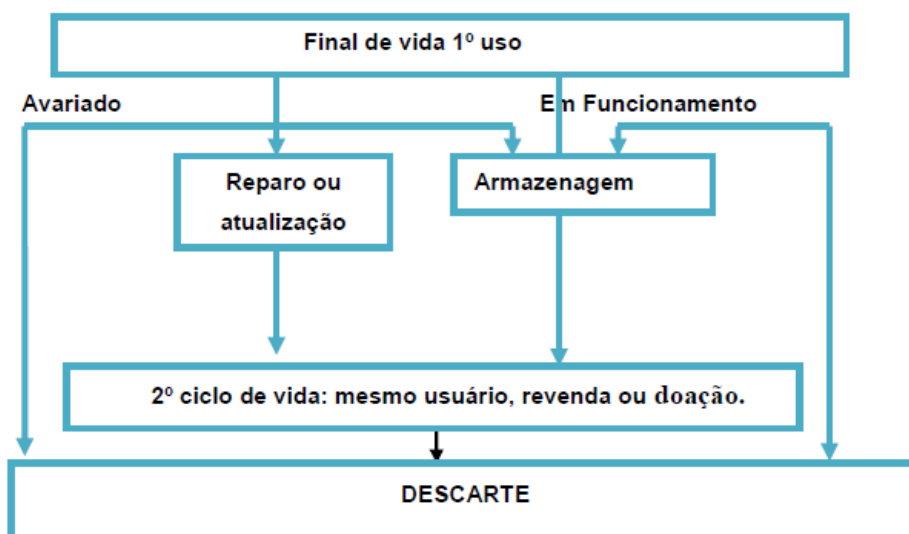


Figura 2: Destinações dos equipamentos eletroeletrônicos

Fonte: Rodrigues, 2017

Segundo o estudo publicado pelo Centro de Tecnologia Mineral do Ministério de Ciência e Tecnologia (CETEM/MCT 2010), o processo de reciclagem de resíduos de equipamentos eletroeletrônicos divide-se em três etapas: coleta, processamento (desmanche, fragmentação e separação) e processamento final:

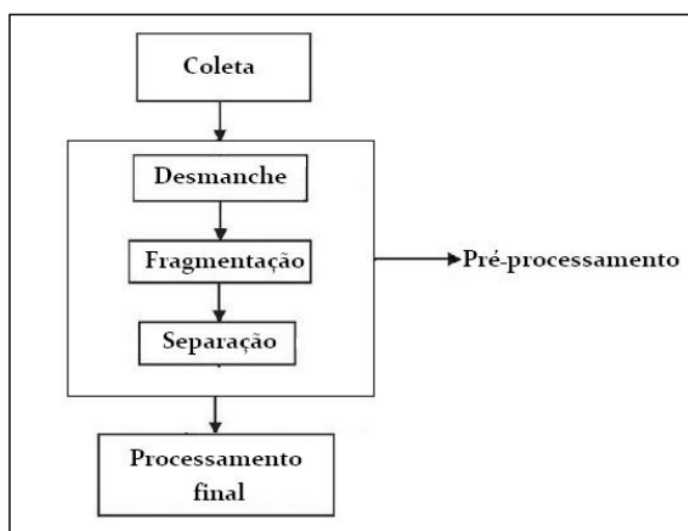


Figura 3: Diagrama Resumido das Etapas de Tratamento de REEE

Fonte: CETEM/MCT, 2010.

O processo de coleta é a obtenção do material procedida pela tarefa de separação dos materiais oriundos dos equipamentos eletroeletrônicos. Para o REEE, tal etapa pode ter caráter temporário e/ou específico ou fazer parte de um programa de coleta permanente (CETEM/MCT, 2010). Para ambos os casos é necessário envolver e conscientizar as partes envolvidas, desde o produtor, passando pelo vendedor e chegando ao consumidor final, da necessidade de realizar a destinação correta para evitar impactos ambientais e sociais negativos e gerar potencial fonte de renda para os catadores formais e informais.

Na etapa de pré-processamento o material eletrônico é pré-selecionado de acordo com suas características e seu objetivo é preparar o mesmo para ser tratado de maneira correta, facilitando assim a recuperação dos materiais de interesse para a próxima etapa. Tal processo é subdividido em três etapas:

- Desmanche: É a descaracterização de um equipamento através da remoção de partes e componentes;
- Fragmentação: Redução do material por tratamento mecânico;
- Separação: Tendo em vista as diversas substâncias presentes no resíduo de EEE, tal etapa consiste na separação dessas através de alguns processos, como por exemplo, a separação magnética ou separação por vibração.

A etapa de desmanche é essencial na atividade referente do descarte do equipamento, é o momento onde os materiais são separados de acordo com o valor agregado e econômico de cada um deles e para tal, deve seguir algumas etapas como (CETEM/MCT, 2010):

- Privilegiar a reutilização do material;
- Separar os componentes danosos a saúde humana e ao meio ambiente;
- Separar de maneira adequada os componentes de valiosos e de maior valor agregado.

O estudo de caso realizado no presente trabalho contempla apenas as etapas de coleta e pré-processamento do material. Tendo em vista que organização analisada neste projeto é uma cooperativa, o atual nível de maturidade dos seus processos em

relação ao tratamento do REEE e o limite de atuação das licenças jurídicas referentes a esta atividade, são fatores determinantes para a delimitação do processo a ser analisado na pesquisa.

Dada a característica tecnológica do processamento final, a priori, o mesmo deveria ser feito por empresas de grande porte possuidoras de uma infraestrutura adequada para realizar tais tratamentos. No entanto, pessoas vêm realizando esta etapa através de métodos rústicos e potencialmente danosos, como o caso descrito por UMAIR, 2015.

No Brasil algumas iniciativas vêm sendo criadas para regulamentar o setor de resíduo de equipamentos eletroeletrônicos, como a já citada Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), através da criação da Lei 12.035 ou a criação da Gestora para Logística Reversa de Produtos do Setor Eletroeletrônico pela Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE, 2015). Até a aprovação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em 2010, Lei 12.035, os resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos não possuíam uma abordagem específica. A mesma cria obrigatoriedade de implantação de logística reversa para determinados tipos de resíduos, inclusive, para os REEE (ALBUQUERQUE, 2010).

2.2 Composição e Riscos dos REEE

O tratamento dos resíduos de equipamentos eletroeletrônicos requer um cuidado especial devido à composição presente na fabricação dos mesmos. Existe a possibilidade de contaminação ao meio ambiente e as pessoas que trabalham diretamente na logística reversa desse tipo de equipamento. Além dessas características, em componentes específicos de acordo com a linha de produtos, existem quantidades específicas de vários materiais rentáveis, como por exemplo, o ouro, a prata e a platina. Em um estudo publicado em 2001 pelo Serviço Geológico dos EUA, uma tonelada de lixo eletrônico produz mais ouro do que é possível extrair de 17 toneladas de minério de ouro (USGS, 2012).

Tendo em vista estas características, torna-se necessário uma correta caracterização desses componentes com o objetivo de obter um sistema de reciclagem de baixo custo operacional e que atenda satisfatoriamente os aspectos ambientais e sociais de

recuperação desses produtos. Wiedmar et al. (2005), apresentam a composição dos REEE e suas respectivas porcentagens em peso, conforme a tabela 2

Tabela 2: composição dos REEE e suas respectivas porcentagens em peso

Composição	% em peso
Ferro e Aço	47,9
Plástico sem retardante de chama	15,3
Cobre	7,0
Vidro	5,4
Plástico com retardante de chama	5,3
Alumínio	4,7
Placas de circuito impresso	3,1
Madeira	2,6
Cerâmica	2,0
Outros metais não ferrosos	1,0
Borracha	0,9
Outros	4,8

Fonte: WIEDMAR et al., 2005.

Mais da metade do percentual em peso da composição dos REEE está concentrado no ferro, aço e plástico, no entanto, o peso de venda dos elementos de maior valor agregado presente nos REEE da linha verde faz com que seja viável economicamente a coleta e triagem de tais elementos.

No Brasil, estudos apontam que devido o manuseio indevido, por falta de conhecimento do potencial de toxicidade de diversos materiais presentes no REEE, trabalhadores de associações de catadores de recicláveis encontram-se expostos aos malefícios causados pela recuperação artesanal de tais componentes (FRANCO, 2008).

A prevalência do setor informal na atividade de reciclagem de REEE em países em desenvolvimento, está associada a uma crítica poluição ambiental e a exposição dos trabalhadores aos elementos químicos devido aos métodos inapropriados de reciclagem, tornando tal atividade um risco para a saúde do trabalhador. O quadro 4 apresenta a comparação de tais práticas entre países desenvolvidos e em desenvolvimento:

Quadro 4: Características da reciclagem de REEE em países desenvolvidos e em desenvolvimento

Países desenvolvidos	Países em desenvolvimento
Desmontagem manual	Desmontagem manual
Separação semi-automática	Separação manual
Recuperação de metais por métodos de ponta em fundições e refinarias	Recuperação de metais por aquecimento, queima e lixiviação ácida de sucata de lixo eletrônico em pequenas oficinas
incineração com resíduo sólido municipal	Queima ao ar livre
Eliminação em aterros sanitários	Eliminação em aterros ilegais

Fonte: adaptado de DE OLIVEIRA, 2012.

As placas contidas no REEE são consideradas uma das partes de maior valor, em destaque encontram-se as placas de circuito eletrônico de celulares e microcomputadores que possuem a maior possibilidade de reaproveitamento tendo em vista a grande concentração de metais preciosos, no entanto, substâncias como mercúrio, cádmio, berílio, bário, cromo e chumbo possuem grande potencial poluidor de rios, água, solo e ar, assim como de intoxicação grave em trabalhadores (DEMAJOROVIC et al., 2013).

Tendo em vista que o objeto de estudo do presente trabalho possui como foco produtos como celulares, computadores e notebooks, segue abaixo a composição típica de placas de celulares, microcomputadores e laptops (DEMAJOROVIC et al., 2013).

Tabela 3: Taxa de elemento químico consumido por tipo de produto

Produto		Telefone celular		PCs & laptops		Consumo Total (tons)	Produção mundial de material base minério (tons)	Material consumido / produção mundial (%)
Volume (milhões de unid.)		1200		255				
Elemento	Unid. de medida	Quantidade de material contido / unidade e respectivo total (tons)						
Prata	mg	250	300t	1000	255t	555	20000	2,78
Ouro	mg	24	29t	220	56t	85	2500	3,40
Paládio	mg	9	11t	80	20t	31	230	13,48
Cobre	g	9	11000t	500	128000t	139000	16000000	0,87
Cobalto*	g	3,8x20	3800t	65x100	5500t	9300	60000	15,50

*Baterias tio Li-Ion usadas em celulares e em mais de 90% dos laptops modernos.

Fonte: DEMAJOROVIC et al., 2013

O grande desafio dos REEEs não diz respeito somente ao grande volume gerado por seu descarte, mas sim devido aos componentes presentes em sua constituição que podem causar desequilíbrio ambiental e danos graves a saúde humana devido a toxicidade de alguns elementos, por estes motivos a reciclagem é um elemento indispensável para o tratamento adequado (PACHECO, 2013). No quadro 5 são apresentados o tipo de material presente no REEE e seus impactos ao meio ambiente e à saúde:

Quadro 5: Substâncias tóxicas em REEEs e Efeitos à saúde e ao Meio Ambiente

Metais	Danos potenciais à saúde humana	Danos potenciais ao meio ambiente	Aplicações nos equipamentos eletrônicos
Retardadores de chama bromados	Cancerígenos e neurotóxicos: podem interferir na função reprodutora	Podem ser solúveis em água, voláteis, bioacumulativos e persistentes. Em incinerados geram dioxinas e furanos.	Computadores e televisores.
Cádmio	Possíveis efeitos irreversíveis nos rins e podem provocar câncer e desmineralização óssea, manifestações digestivas (náusea, vômito, diarreia), problemas pulmonares, envenenamento (quando ingerido), Pneumonite (quando inalado).	Bioacumulativos, persistente e tóxico para o meio ambiente.	Resistores, detectores de infravermelho e semicondutores e nas versões mais antigas de raios catódicos.

Cromo	Provocam reações alérgicas em contato com a pele, é cáustico e genotóxico.	Absorção celular muito fácil pelas plantas e animais dos efeitos tóxicos.	
Chumbo	Danos no sistema nervoso, endócrino, cardiovascular e rins, dores abdominais (cólica, espasmo e rigidez), disfunção renal, anemia, problemas pulmonares, neurite periférica (paralisia), encefalopatia (sonolência, manias, delírio, convulsões e coma).	Acumulação no ecossistema, efeitos tóxicos na flora e fauna e microorganismos	Soldas nos circuitos impressos e outros componentes e tubos de raios catódicos nos monitores e televisores.
Mercúrio	Possíveis danos cerebrais e Cumulativos e podem passar para o feto. Gengivite, salivação, diarreia (com sangramento), dores Abdominais (especialmente epigástrico, vômitos, gosto metálico), congestão, inapetência, indigestão, dermatite e elevação da pressão arterial, estomatites (inflamação da mucosa da boca), ulceração da faringe e do Esôfago, lesões renais e no tubo digestivo, insônia, dores de cabeça, colapso, delírio, convulsões.	Pode tornar-se solúvel em água; acumula-se nos organismos vivos.	Termostatos, sensores de posição, chaves, relés e lâmpadas descartáveis, equipamentos médicos, transmissão de dados, telecomunicações e telefones celulares, baterias, interruptores de residências, interruptores de residências e placas de circuito impresso.
Bário	Inchaço do cérebro, fraqueza muscular, danos no coração, fígados e no baço.		Painel frontal do CRT
Cobre	Pode gerar cirrose hepática		Presente em vários componentes eletrônicos.

Fonte: PACHECO, 2013.

O tratamento do REE possui dois fatores de alta relevância: o primeiro diz respeito ao entendimento que tais resíduos possuem substâncias danosas ao meio ambiente e a saúde do trabalhador devido a presença de compostos químicos utilizados na

produção das placas de circuitos, o segundo faz menção a dimensão econômica e do elevado valor agregado dos metais que constituem este tipo de material (SANTOS, 2010).

2.3 Fluxo de reciclagem de REEE Formal e Informal

Para uma gestão adequada do fluxo de REEE, a reciclagem é uma das melhores alternativas, e o mesmo pode ser reciclado através de processos formais e informais. Os processos formais devem ser aplicados preferencialmente uma vez que asseguram a saúde do trabalhador e envolve o uso adequado de tecnologias de processamento dos resíduos, garantindo assim a preservação do meio ambiente. Este tipo de extração é realizada principalmente em países desenvolvidos devido a aplicação das legislações cabíveis ao processo e do maior acesso as tecnologias de processamento. Em linhas gerais, a reciclagem formal de REEE segue as seguintes etapas (UMAIR, 2013):

Quadro 6: Processo Formal de Reciclagem de REEE

ETAPA	DESCRIÇÃO
Coleta	A coleta adequada ocorre nas casas / lojas / escritórios, ou os consumidores depositam os equipamentos antigos na recicladora mais próxima.
Desmontagem Manual	Está envolvida neste processo a remoção simples de peças diferentes ou desmontagem de componentes (Babu et al., 2007). Componentes que Podem ser divididos em materiais reutilizáveis e recicláveis ou valiosos. Os componentes que contêm mercúrio requerem Tratamento para a recuperação do mercúrio. Portanto, aqueles Componentes são removidos e reciclados Instalações de reciclagem em mercúrio (SEPA, 2011).
Destruição e processamento	Neste processo, os materiais recicláveis são esmagados / triturados e depois classificados de acordo com suas propriedades físicas através de processos tais como rastreio, separação magnética (metais ferrosos), separação por corrente eddy (para materiais não magnéticos, por exemplo cobre, Alumínio, etc.) e densidade / separação por gravidade (plásticos) (SEPA 2011)

Processamento Metalúrgico	Processos metalúrgicos incluem recuperação de metais não ferrosos E metais preciosos por pirometalúrgica (fusão de metais) e Hidrometalúrgico (dissolução de metais) (SEPA, 2011).
Reciclagem de tubos de raio catódico	Um tubo de raios catódicos (CRT) contém 0,68-2,72 kg de chumbo e portanto, requer um manuseamento adequado para evitar perdas para o ar, Solo e água. A CRT consiste em vidro e não vidro. Após a separação destes componentes, o processo Envolve principalmente vidro para vidro e vidro para levar reciclagem. Até agora, a melhor técnica de descarte para CRT é reciclá-lo em novo CRT Vidro (Babu et al., 2007).
Reciclagem de plásticos	Um dos principais componentes do e-waste é o plástico. Este resíduo material tem o maior potencial de valor de reciclagem depois dos Metais (SEPA, 2011).

Fonte: UMAIR, 2015.

Uma característica entre os países em desenvolvimento é a semelhança entre suas condições socioeconômicas e o sistema de gestão de resíduos nestes países é precário, de baixo rendimento e gerido por um único interessado, neste caso, o governo, por vezes complementado por empresas de coleta privada, cooperativas e catadores informais. Quanto a disposição final dos REEE, na América Latina em geral, são utilizados aterros controlados, aterros sanitários e despejos não controlados (GAMARRA E SALHOFER, 2007). A figura 4 apresenta o diagrama de um sistema comum de gerenciamento de resíduos no Peru, onde está representado o fluxo correspondente aos resíduos recicláveis (plástico, vidro, metal, papel e cartão) e resíduos mistos (resíduos orgânicos, resíduos recicláveis e resíduos):

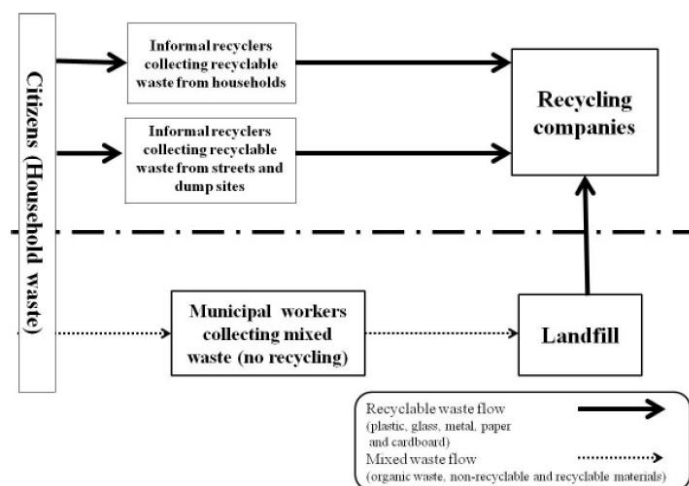


Figura 4: Diagrama de um sistema comum de gerenciamento de resíduos no Peru

Fonte: ROXANA & APARCANA, 2013.

Países como a China, Índia e Paquistão recebem fluxos de REEE de países desenvolvidos devido à legislação fraca que possuem e também devido ao alto custo dos processos da reciclagem formal e da legislação mais rigorosa. O processo informal de reciclagem nestes países geram impactos sociais e ambientais negativos, pois os mesmos são realizados de maneira inadequada, expondo o trabalhador a elementos nocivos à sua saúde, gerando e liberando resíduos tóxicos no meio ambiente. O processo informal de reciclagem de REEE segue as etapas seguintes (Quadro 7)

Quadro 7: Processo Informal de Reciclagem de REEE

ETAPA	DESCRIÇÃO
Desmontagem	Este processo inclui a desmontagem física do equipamento. Isso geralmente é feito manualmente e com ferramentas básicas. Outra maneira de desmontar é remover os componentes das placas de circuito impresso por uma chama alta ou aquecimento. Recarga e varredura de cartuchos de toner também são realizadas manualmente.
Extração de metais preciosos	Extração de metais preciosos ocorre usando banhos de ácido. Placas-mãe antigas, chips de processador e componentes contendo metais preciosos são mergulhados em ácido, onde o plástico e outros componentes derretem no ácido, deixando para trás os metais preciosos.
Recuperação de cobre do cabo	O cobre pode ser extraído do cabo, queimando os cabos. Este processo queima o plástico e deixa para trás o cobre (BAN 2002, Chi et al., 2011)

Fonte: UMAIR, 2015.

2.4 REEE no Brasil

Segundo a Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial (ABDI), os equipamentos elétricos e eletrônicos são divididos em quatro categorias de produtos, e segundo este mesmo estudo, é apresentado a vida útil, o tipo de porte e por qual tipo de componente é caracterizado as linhas (ABDI, 2013):

Quadro 8: Linhas de Produtos relacionados a EEE

Linhas	Categorias
Verde	Desktops, Notebooks, impressoras, Aparelhos celulares
Marrom	Televisor tubo/monitor, televisor plasma / LCD / Monitor / DVD / VHS, Produtos de Áudio
Branca	Geladeiras , refrigeradores / congeladores, Fogões , Lava roupas, Ar condicionado
Azul	Batedeiras, Liquidificadores, ferros elétricos, Furadeiras

Fonte: ABDI, 2013

Tabela 4: Vida útil, Porte e Principais Componentes de acordo com a linha de Produtos

Linhas	Vida Útil	Porte	Principais Componentes
Verde	2 - 5 anos	0.09 - 30 kg	Plásticos e metais
Marrom	5 - 13 anos	1 - 35 kg	Plásticos e vidros
Branca	10 - 15 anos	30 - 70 kg	Metais
Azul	10 - 12 anos	0.5 - 5 kg	Plásticos

Fonte: ABDI, 2013

Dado os avanços econômicos e sociais, o aumento do poder de compra da população e alguns incentivos fiscais aos grandes produtores, no Brasil, aproximadamente 4,5% do Produto Interno Bruto diz respeito ao segmento de produtos eletroeletrônicos e, com uma população crescente de mais de 190 milhões de habitantes, sendo 85% destes vivendo em áreas urbanas, o país possui uma crescente taxa de penetração de

EEE nos centros urbanos (ALBUQUERQUE, 2012). Na medida em que aumenta a população, dados do IBGE apontam um aumento considerável do PIB percapita, como aponta a tabela 10:

Tabela 5: PIB per capita e crescimento da população

Ano	1995	2000	2005	2010
PIB per Capita (R\$)	4.441	6.886	11.709	19.509
População	158.874.963	171.279.882	183.383.216	193.252.604

Fonte: IBGE, 2012.

Para o período compreendido entre os anos de 2010 a 2014, houve um aumento substancial no faturamento da indústria eletroeletrônica, tal fato pode ser explicado pelo maior acesso das classes C e D ao mercado de consumo devido a programas federais de incentivo a produção e consumo. A tabela x apresente o desenvolvimento do panorama geral da indústria de eletroeletrônica apresentado pela Associação Brasileira da Indústria Elétrica e Eletrônica (ABINEE, 2016):

Tabela 6: Indicadores Gerais da Indústria Elétrica e Eletrônica

INDICADORES	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
FATURAMENTO (R\$ bilhões)	123,1	111,8	124,4	138,1	144,5	156,7	153,8	142,5
FATURAMENTO (US\$ bilhões)	67,0	56,1	70,7	82,5	73,9	72,6	65,3	42,7
FATURAMENTO/PIB (%) (1) (2)	4,0	3,4	3,2	3,2	3,0	2,9	2,7	2,4
FATURAMENTO/PIB INDUSTRIAL (%) (1) (2)	14,5	13,1	11,7	11,6	11,5	11,8	11,3	10,6
PRODUÇÃO FÍSICA (var. ano %) (3)	-1,5%	-15,9%	8,5%	-0,4%	-8,3%	4,1%	-4,8%	-21,0%
NÚMERO DE EMPREGADOS (em mil) (1)	270,5	259,2	284,9	305,8	308,0	308,6	293,6	248,1
FATURAMENTO/EMPREGADO (US\$ mil) (1)	247,6	216,3	248,2	269,7	240,1	235,2	222,5	172,1
INVESTIMENTOS EM ATIVO FIXO (porcentagem sobre o faturamento)	4,0	2,8	2,9	3,2	2,6	2,7	2,5	2,3
INVESTIMENTOS EM ATIVO FIXO (R\$ milhões)	4.877	3.135	3.560	4.380	3.732	4.168	3.831	3.236

Fonte: Abinee, 2016.

Ainda que o mercado de eletrônico brasileiro seja considerado o quinto maior do mundo, atrás apenas da China, EUA, Japão e Rússia segundo Araújo (2012), a atual crise econômica que ocorre no Brasil impactou o comércio de EEE, os indicadores para o setor no segundo trimestre de 2016 foram negativos em comparação com o mesmo período em 2015, o faturamento teve uma queda de 7% , onde o setor de informática foi o mais prejudicado, sofrendo uma queda de 28%, enquanto a produção teve queda de 10%, sendo a indústria eletrônica mais prejudicada, tendo um queda de 18% (ABINEE, 2016). A tabela 12 apresenta os dados de faturamento do setor:

Tabela 7: Variação percentual por área por trimestre

Áreas	1ºT/16 X 1ºT/15	2ºT/16 X 2ºT/15	1ºT/S16 X 1ºS/15
Automação Industrial	-12%	-22%	-17%
Componentes	-6%	0%	-3%
Equipamentos Industriais	0%	-20%	-11%
GTD *	4%	16%	10%
Informática	-33%	-28%	-31%
Material de Instalação	-17%	-5%	-11%
Telecomunicações	-8%	10%	0%
- Telefones Celulares	-6%	18%	5%
- Infraestrutura	-12%	-9%	-10%
Utilidades Domésticas	-21%	0%	-11%
Total	-15%	-7%	-11%

* Geração, Transmissão e Distribuição de Energia Elétrica

Fonte: ABINEE, 2016.

Apesar do setor de informática ter sofrido um impacto negativo no faturamento, quando analisamos os dados referentes ao mercado formal e informal de computadores pessoais, onde estão inclusos desktops, notebooks e tablets, notamos o alto potencial de geração de REEE produzido por tais produtos (Tabela 13). Tal característica deve-se pela diminuição da vida útil dos mesmos, fazendo com que se tornem obsoletos rapidamente, e pelo comportamento do consumidor, onde o tempo do ciclo consumo-descarte diminui cada vez.

Tabela 8: Indicadores Gerais da Indústria Elétrica e Eletrônica

(em mil unidades)								
MERCADO	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
MERCADO TOTAL DE PCs	11.893	11.482	14.189	15.854	15.514	13.945	10.334	6.590
- DESKTOPS	8.674	7.687	7.981	7.500	6.582	5.748	3.973	2.546
- NOTEBOOKS E NETBOOKS	3.219	3.795	6.208	8.354	8.932	8.196	6.361	4.044
MERCADO OFICIAL DE PCs	7.568	7.321	10.180	12.050	11.939	11.063	8.826	5.855
- DESKTOPS	4.849	3.848	4.279	4.008	3.305	3.066	2.590	1.847
- NOTEBOOKS E NETBOOKS	2.719	3.473	5.901	8.042	8.634	7.997	6.236	4.008
MERCADO NÃO OFICIAL DE PCs	4.325	4.161	4.009	3.804	3.575	2.882	1.508	735
- DESKTOPS	3.825	3.839	3.702	3.492	3.277	2.682	1.383	699
- NOTEBOOKS E NETBOOKS	500	322	307	312	298	199	125	36

Fonte: ABINEE, 2016.

As taxas para o comércio e o mercado de EEE sofreram quedas nos últimos anos, principalmente em relação aos produtos relacionados a tecnologia da informação; ao

analisarmos os domicílios particulares e a existência de produtos como fogão, geladeira, televisão, telefone, rádio, máquina de lavar roupa e freezer, todos configurados como EEE, podemos identificar um aumento progressivo no período entre 2008 a 2014 (tabela 14):

Tabela 9: Domicílios particulares segundo suas características

EXISTÊNCIA DE	2008		2009		2011		2012		2013		2014	
	milhões unid	% (2)	milhões unid	% (2)	milhões unid	% (2)	milhões unid	% (2)	milhões unid	% (2)	milhões unid	% (2)
ILUMINAÇÃO ELÉTRICA	57,3	99	58,6	99	61,7	99	63,5	100	64,8	100	66,8	100
FOGÃO	57,1	98	58,3	98	61,3	99	63,0	99	64,3	99	66,2	99
GELADEIRA	53,5	92	55,3	93	59,5	96	61,6	97	63,3	97	65,4	98
TELEVISÃO	55,3	95	56,6	96	60,2	97	62,0	97	63,3	97	65,1	97
TELEFONE	47,7	82	49,9	84	55,8	90	58,2	91	60,3	93	62,7	93
SOMENTE TELEFONE CELULAR	21,8	38	24,3	41	30,9	50	32,8	51	35,2	54	37,8	56
RÁDIO	51,7	89	52,0	88	51,8	83	51,6	81	49,3	76	48,3	72
MÁQUINA DE LAVAR ROUPA	24,2	42	26,3	44	31,7	51	35,2	55	37,4	57	39,3	59
FREEZER	9,4	16	9,0	15	10,2	16	10,6	17	11,1	17	11,0	16
TOTAL DE DOMICÍLIOS	58,2	-	59,3	-	62,1	-	63,8	-	65,1	-	67,0	-

(1) Dados revisados devido a reponderação do IBGE realizada em setembro de 2014;
(2) % em relação ao total de domicílios.
Fonte: PNAD 2014 - Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios - IBGE

Fonte: ABINEE, 2016.

Ao analisarmos os números da quantidade de lixo eletrônico produzido devido ao aumento da produção e do consumo dos mesmos, percebemos que ele vem aumentando com o tempo. Em 2014, foram descartados em todo o mundo mais de 40.000 quilotoneladas (um kt, quilotons ou quilotoneladas, equivale a mil toneladas), sendo que 9% deste material foi produzido na América Latina e corresponde a 3904 quilotoneladas e a previsão que esse número chegue a 4800 quilotoneladas em 2018 (GSMA, 2015).

A maior parte do resíduo produzido na América Latina foi gerado no Brasil, para o ano de 2014 foi responsável pela produção de 1412 quilotoneladas, seguido por México (958 quilotoneladas), Argentina (292) e Colômbia (252). Nos resíduos totais produzidos pela América latina para o ano de 2014, 1175 kt eram de equipamentos pequenos (eletrodomésticos em geral), 991 kt de equipamentos grandes (fogões, lavadoras e máquinas de lava louças), 585 kt de artefatos de troca de temperatura (refrigeradores, congeladores e aparelhos de ar condicionado), 499 kt de telas e monitores, 585 kt de dispositivos de telecomunicações (telefones celulares, dispositivos de gps), e 60 kt de lâmpadas (GSMA, 2015).

De acordo com Schluep et al. (2009), embora o Brasil não tenha implementado a tecnologia para um processo de reciclagem completo, o país tem um potencial significativo para se adaptar ao pré-processamento e, para algumas tecnologias, ir até o processamento final de acordo com suas características próprias, seguindo a tecnologia e intercâmbio de conhecimentos. Atualmente no Brasil existem três tipos de empresa de reciclagem de REEE (DE OLIVEIRA, 2012):

1. Empresas que recolhem sucata, realizam a seleção e trituração, e vendem os materiais separados para empresas de reciclagem.
2. Companhias que realizam a coleta da sucata, realizam a seleção e trituração, e vendem parte dos materiais para empresas de reciclagem e exportação de placas de circuito impresso.
3. Empresas de reciclagem internacionais, que recolhem o lixo eletrônico e enviam os materiais a serem reciclados para uma planta industrial localizada em um país estrangeiro e operado por uma empresa diferente.

No Brasil, não há uma legislação nacional específica que aborde o tratamento do REEE, apenas o estado de São Paulo possui uma legislação desse tipo. A lei brasileira que define a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei nº 12.305 de 2 de Agosto de 2010, tem impacto sobre a gestão do lixo eletrônico e estabelece que fabricantes, importadores, distribuidores e varejistas de produtos eletrônicos são atores necessários para organizar e implementar sistemas de logística reversa, incluindo a devolução de produtos após o uso do consumidor. Entretanto, tal lei não especifica objetivos de recolhimentos obrigatórios, assim como as responsabilidades que são atribuídas as partes interessadas (DE OLIVEIRA, 2012).

Na esfera estadual, a Lei do Lixo tecnológico do estado de São Paulo (Lei nº 13.576, de 06 de Julho de 2009), anterior à promulgação da PNRS de 2010, possui um caráter amplo, pois a definição de lixo tecnológico contida no texto abrange muitos tipos de equipamentos; no Espírito Santo a Lei nº 9.941, de 29 de novembro de 2012, posterior a PNRS, apresenta normas e procedimentos para a coleta seletiva, o gerenciamento e a destinação do REEE e por fim, no âmbito municipal, a Lei do Lixo Tecnológico do Município de Manaus (Lei nº 1.705, de 27 de dezembro de 2012), define lixo tecnológico e estabelece que empresas importadoras, exportadoras ou que comercializem produtos de natureza tecnológica “deverão apresentar ao órgão de proteção ambiental municipal, em conjunto ou individualmente, projeto de coleta,

reutilização, reciclagem, tratamento ou disposição final ambientalmente adequados ou mecanismos de custeio para esse fim” (CARVALHO, 2014).

2.4.1 Cadeia de pós-consumo de REEE no Município do Rio de Janeiro

O processo reverso referente a gestão de REEE, de maneira simplificada, compreende as etapas de coleta, desmanche, separação e destinação. Entre os processos de destinação, existem diversas alternativas, como o reuso, a reciclagem, doação, remanufatura. Tais opções dependem do tipo de material ou produto, assim como a condição física do produto ou do material.

A partir do momento em que o consumidor primário não deseja mais um produto, os produtos pós-consumos tem sua posse transferida para outros atores da cadeia de valor, como por exemplo, a um consumidor secundário, no caso da reutilização do equipamento, para o poder público, no momento do descarte dos mesmos junto com outros resíduos, ou como venda ou doação para associações/cooperativas ou empresas recicladoras.

O produto de pós-consumo pode ser definido como aquele que não tem mais utilidade para o consumidor-proprietário e que pode ser caracterizado como resíduo ou não. Deste ponto de vista, um produto que ainda possui suas funcionalidades intactas, pode ser ainda utilizado por um consumidor secundário e portanto não será considerado como resíduo. Tal produto passa a ser considerado resíduo a partir do momento em que não apresenta mais possibilidades de utilização das suas funções originais. A seguir é apresentado o fluxograma do ciclo do REEE:

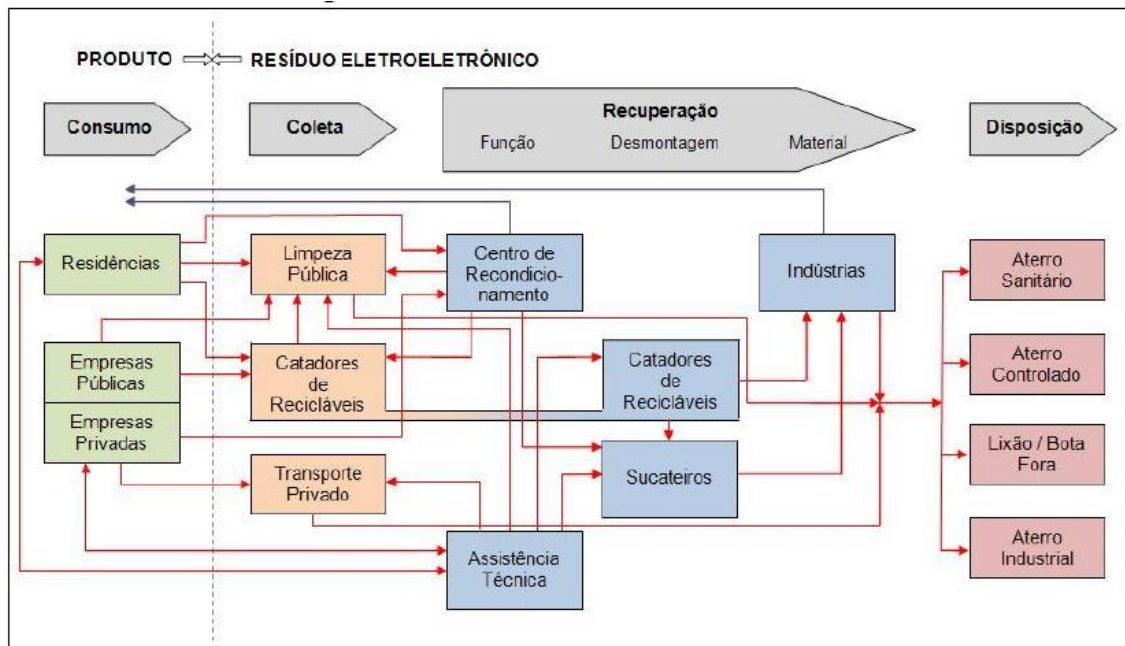


Figura 5: Fluxograma do Ciclo de REEE

Fonte: E-waste guide (2009).

No Brasil, os principais atores do fluxo reverso de EEE são os catadores de materiais recicláveis, os sucateiros, e as indústrias de reciclagem. Os catadores participam em duas etapas deste ciclo: a coleta e a separação do material coletado. Eles coletam os materiais a partir da coleta comum, de doações de empresas ou de centros de recondicionamento, e realizam o desmonte do equipamento vendendo as partes para alguns comerciantes ou para empresas recicladoras. Os catadores pode atuar de maneira isolada ou através de organizações coletivas de catadores, tais como associações ou cooperativas.

De acordo com Albuquerque (2013), o município do Rio de Janeiro encontra-se em um cenário complexo em relação a gestão de REEE, e aponta três fatores chaves para o entendimento do mesmo:

1. No Estado e no município do Rio de Janeiro já existem regulamentações desde 2001. A Lei municipal nº 3.273/01 sobre a Gestão do Sistema de Limpeza Urbana no Município do Rio de Janeiro, refere-se aos REEE e afirma que considera como Resíduo Sólido urbano (RSU) para fins de coleta pela Companhia Municipal de Limpeza Urbana (COMLURB) os eletrodomésticos ou assemelhados que devido ao volume e forma não possam ser recolhidos pelo veículo da coleta domiciliar, devem ser recolhidos pelo serviço de coleta programada da própria instituição. No

entanto tal lei impede que outros tipos de REEE sejam destinados como RSU. Já a lei Municipal nº 4.969/08 sobre a Gestão Integrada de Resíduos Sólidos no Município do Rio de Janeiro possui uma seção específica sobre pilhas, baterias, lâmpadas e produtos eletroeletrônicos que devido a sua característica danosa em relação a saúde e ao meio ambiente ficam proibidos de serem dispostos em aterros sanitários destinados a resíduos domiciliares, devendo ser entregues pelos usuários aos estabelecimentos comerciais ou à rede de assistência técnica autorizada que adotam os procedimentos de reutilização, reciclagem, tratamento ou disposição final ambientalmente adequada;

2. A longa tramitação do PNRS, diversos estados e municípios já haviam desenvolvido legislação e mecanismos próprios relacionados ao gerenciamento dos REEE, como foi no caso do município e do estado do Rio de Janeiro. Uma vez que o PNRS é um instrumento normativo federal, constitucionalmente sobrepõe-se aos dispositivos municipais e estaduais, causando assim uma ausência de responsabilidades com relação à gestão do REEE no município do Rio de Janeiro;

3. Algumas empresas recicladoras de REEE presentes no município do Rio de Janeiro exercem uma forte demanda por REEE no mercado, no entanto, devido à falta de uma estrutura robusta e organizada, o mercado mescla práticas formais e informais no comércio e beneficiamento de REEE nos municípios e adjacências.

A dinâmica do processo dos caminhos que o REEE percorre ao longo da cadeia de reciclagem no município do Rio de Janeiro foi elaborada por Albuquerque (2013), onde é apresentado as 4 etapas: Entrada, Triagem, Processamento e Destinação:

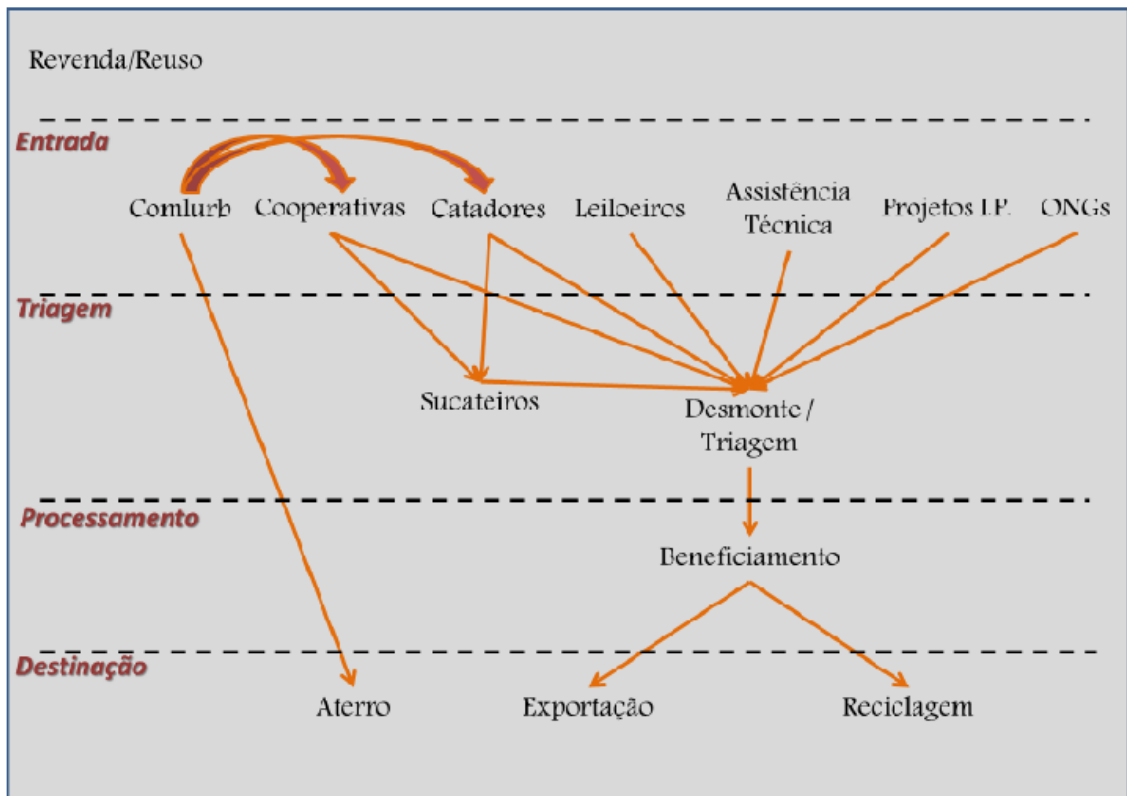


Figura 6: cadeia de reciclagem de REEE no Município do Rio de Janeiro

Fonte: ALBUQUERQUE (2013).

A entrada é o primeiro passo da cadeia de reciclagem, onde o processo é iniciado. Os canais de entrada podem ser formais, como é o caso das cooperativas, ONG's, leiloeiros e projetos da iniciativa privada, ou informais neste caso os catadores que realizam a coleta nas ruas, nos aterros ou lixões. Nesta etapa o material coletado é enviado sem qualquer processamento.

A triagem é realizada por empresas especializadas, ONG's ou cooperativas que já possuem experiência no desmonte dos aparelhos, nesta etapa ocorre a primeira forma de tratamento do REEE. Os aparelhos são separados de acordo com suas especificidades (tamanho, potencial de reaproveitamento e toxicidade) e por tipo de material (plástico, metais e placas de circuito impresso), onde após esta tarefa os mesmos são enviados para empresas que realizarão o próximo passo da reciclagem. No município do Rio de Janeiro foi constatado que o componente mais valioso e comercializado são as placas de circuito impresso, pois os mesmos possuem materiais preciosos e valiosos (ALBUQUERQUE, 2013).

O processamento é a etapa onde os materiais que possuem características semelhantes (ferrosos, não ferrosos e plásticos) são triturados e compactados para

serem enviados para indústrias de reciclagem. Tal etapa é realizada por empresas formais e especializadas devido ao alto custo logístico da operação.

Por fim, a destinação dos REEE é a etapa final do processo. Os componentes já processados são enviados para indústrias nacionais que irão reaproveitá-los na cadeia produtiva, ou exportados para empresas que irão extrair os metais preciosos. Neste último caso ainda não existem empresas no Brasil que realizam esta etapa.

3 AVALIAÇÃO SOCIAL DO CICLO DE VIDA

3.1 DEFINIÇÃO E PANORAMA

A Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social) é uma técnica de avaliação do impacto social (real e potencial) (MACOMBE et al., 2011), que busca avaliar os aspectos sociais e os seus potenciais impactos positivos e negativos ao longo do seu ciclo de vida, incluindo desde a extração e transformação da matéria-prima, processos de fabricação, uso e reuso, manutenção, reciclagem chegando até a disposição final (UNEP 2009). JØRGENSEN (2010), aponta a ACV-Social como uma metodologia de apoio à decisão para os impactos sociais relacionados com os ciclos de vida do produto. MACOMBE et al. (2011), apontam a ACV-Social não como uma técnica, mas sim um método.

A ACV-Social surge como uma importante contribuição metodológica na avaliação completa da sustentabilidade somando-se as abordagens da avaliação do ciclo de vida ambiental e econômica. Tal abordagem contribui com informações referentes aos impactos sociais positivos e negativos oriundos dos processos de produção e de serviços, auxiliando dessa maneira a tomada de decisão na busca de melhorias dos processos/produtos.

JOERGENSEN et al. (2011), apontam três formas de diferenciação em termos de abordagem de uma ACV-Social, indicando que nenhuma delas está livre de críticas:

- ACV-Social de Gestão – A tomada de decisão é uma situação interna, onde o tomador de decisão e o gestor da cadeia de valor são os mesmos atores. A ACV-Social cria um efeito causa-consequência, onde o gerenciador da cadeia de valor identifica pontos críticos (“hot spots”) e realiza ações onde possam melhorá-los. Deve-se usar dados específicos do local para identificação de pontos críticos reais e se concentrar nas fases do ciclo de vida onde é possível ter maior controle;
- ACV-Social Consequencial – A tomada de decisão é uma situação externa, onde o tomador de decisão e o gestor da cadeia de valor não são os mesmos atores. A ACV-Social avalia os impactos sociais causados pelas alternativas,

onde o tomador de decisão prioriza aquelas que possuem maiores impactos positivos. Deve-se desenvolver a avaliação a partir de dados marginais como na ACV consequencial, assim como avaliar a diferença entre os impactos da produção e de “não produção”.

- ACV-Social Educacional – A ACVS realiza a avaliação das condições sociais relacionadas as alternativas de decisão. A decisão é comunicada ao público, e pode ser tornada uma vantagem competitiva. Dependendo dos resultados, as organizações tendem a mudar sua conduta para melhorar sua performance. A definição do escopo e do objetivo é questionável e a padronização da avaliação é um fator crítico de sucesso.

Os estudos que vislumbram a integração dos aspectos sociais na avaliação do ciclo devida remontam há mais de quinze anos, e desde então vem crescendo o número de publicações em torno do assunto.

Em um recente estudo (PETTI et al., 2016), foi realizada uma revisão sobre as metodologias em ACV-Social com foco em sua aplicação e seus respectivos estudos de caso. Foram analisados trinta e cinco estudos de caso onde os autores desenvolveram metodologias de acordo com as etapas definidas nas diretrizes SETAC / SETAC baseadas na norma ISO 14044. As metodologias que são comparadas no presente trabalho (Aparcana e Salhofer, 2013 / Umair et. al., 2015) estão presentes na análise realizada por tais autores.

Cinquenta por cento dos estudos de caso foram publicados no International Journal of Life Cycle Assessment e 20% no Journal of Cleaner Production; verificou-se um aumento de 700% das publicações após a publicação das fichas metodológicas para subcategorias na avaliação do ciclo de vida social (SETAC / SETAC 2013); Em relação ao campo de aplicação de tais estudos de caso, foi identificado que os dois mais explorados foram o de fabricação, com uma porcentagem de 26% , o de agricultura, 26% e o de gestão de resíduos, 21% (PETTI et al., 2016).

Em relação a área geográfica, os autores calcularam que 48% dos casos foram implementados em países com economias desenvolvidas. Especificamente o continente europeu concentra a maior parte das aplicações apesar dos seus baixos níveis de riscos em relação as questões sociais ou econômicas (PETTI et al., 2016).

Para uma avaliação sistêmica dos processos ao longo da cadeia de produção, são utilizados indicadores semi-quantitativos, listagem das partes envolvidas, assim como

uma lista de categorias de “*stakeholders*” e subcategorias de impacto social que são considerados de acordo com convenções internacionais (Quadro 9).

Quadro 9: Stakeholders e subcategorias de impacto segundo a Unep (2009)

Stakeholders	Subcategorias
Comunidade Local	Deslocamento e Migração
	Engajamento comunitário
	Herança Cultural
	Respeito aos direitos indígenas
	Emprego Local
	Acesso aos recursos imateriais
	Acesso aos recursos materiais
	Condições de saúde e segurança de vida
	Garantias das condições de vida
Atores na Cadeia de Valor	Competição justa
	Respeito dos Direitos de Propriedade Intelectual
	Relacionamento com fornecedores
	Promoção da responsabilidade social
Consumidores	Saúde e segurança
	Mecanismo de Feedback
	Privacidade
	Transparência
	Responsabilidade sobre o ciclo de vida
Trabalhadores	Liberdade de Associação e Negociação Coletiva
	Trabalho infantil
	Salário justo
	Horas de trabalho
	Trabalho forçado
	Igualdade de Oportunidades / Discriminação
	Saúde e segurança
	Benefícios Sociais / Segurança Social
Sociedade	Compromisso Público às questões de sustentabilidade
	Prevenção e mitigação de conflitos
	Contribuição para o Desenvolvimento Econômico
	Corrupção
	Desenvolvimento de tecnologia

Fonte: Unep (2009)

A ACV-Social avalia os impactos sociais ao longo de todo o ciclo de vida, através de dados genéricos e locais, interpretados contextualmente de acordo com as especificidades socioeconômicas e culturais e que afetam, positivamente e

negativamente, as partes interessadas. Fatores como as partes envolvidas, o sistema a ser analisado, e a escolha das categorias e subcategorias, são pontos críticos da avaliação, pois os mesmos são diferentes de acordo com a realidade social escolhida para análise.

A ACV-Social não é responsável por direcionar se um produto deve ser feito ou não, mas sim por apontar elementos de reflexão que possa sustentar uma decisão sobre a produção de um produto (Andrews et al., 2009 APUD UNEP 2009). Neste sentido, busca-se identificar melhorias no desempenho social de produtos e serviços nos seus diferentes estágios do ciclo de vida, disponibilizar informações para diferentes atores sociais e apontar indicadores sociais efetivos de mensuração dos impactos sociais.

Ao contrário das ferramentas amplamente utilizadas como a Avaliação do Ciclo de Vida e a Avaliação do Custeio do Ciclo de Vida, a Avaliação Social do Ciclo de Vida é uma ferramenta emergente e que ainda está em fase de desenvolvimento (REN et al., 2014).

Segundo Jerome M. Segal (1999), os atuais padrões ocidentais de vida não estão gerando bem estar humano e torna-se necessário passar de uma abordagem baseada na quantidade de material para uma abordagem baseada na qualidade de vida (UNEP 2009); para isto torna-se necessário uma mudança cultural onde novos padrões de produção, consumo e reprodução possam proteger as capacidades regenerativas da Terra, os direitos humanos e o bem-estar comunitário (Carta da Terra, 2000). No entanto, “os elementos que contribuem para o bem-estar geral são universais no nível conceitual, mas específicos ao contexto em termos de implementação.” (Planet under Pressure: New Knowledge Towards Solutions, 2012).

Tendo em vista que o objetivo final de uma técnica de SLCA é promover a melhoria das condições sociais em todo o ciclo de vida de um produto, é extremamente importante e central que seja definido e articulado o conceito de bem estar humano na concepção e execução de tal técnica (UNEP 2009).

Os impactos sociais são caracterizados pelas consequências de pressões positivas ou negativas sobre o bem estar das partes interessadas em um dado processo ou sistema, onde os mesmos derivam dos resultados de relações sociais (interações) construídas no contexto de uma atividade (produção, consumo e venda) (UNEP 2009). As causas dos impactos sociais são oriundas da interação de comportamentos, processos socioeconômicos e capitais (UNEP 2009).



Figura 7: Causas dos impactos Sociais, elaborado pelo autor

Fonte: Adaptado de UNEP 2009

MACOMBE et al. (2011) apontam diferenças entre impactos sociais, efeitos sociais e desempenho social. O primeiro é causado por mudanças sociais, que por sua vez acarretam em efeitos sociais. Alguns desses efeitos são responsáveis diretos por fenômenos que são vivenciados por grupos de pessoas, por exemplo, a criação de uma nova instalação (mudança), aumenta o tráfego de veículos (efeito social), que por sua vez aumenta o número de mortes e/ou lesões no trânsito (Impacto social). Já os desempenhos sociais não são nem efeitos ou impactos sociais, são difíceis de serem vinculados aos impactos sociais das mudanças e referem-se às questões sociais, como por exemplo, questões de gênero, trabalho infantil ou liberdade sindical (Quadro 10):

Quadro 10: Diferença entre desempenho social, efeito social e impacto social.

Contexto	Desempenho Social	Efeito	Impacto
Uma situação (Dentro de uma empresa)	Característica da situação		
Uma mudança (Impulsionado por uma empresa)		Fenômenos sociais causados pela mudança que poderia ter impactos	Conseqüência da mudança que é sentida pelas pessoas diretamente na vida
Exemplos	Questão de gênero, trabalho infantil ou liberdade de organização dentro da empresa	Perda de postos de trabalho, criação de empregos ou criação de novas redes	Alterações no estado de saúde ou alterações no sentido de confiança

Fonte: MACOMBE et al. (2011)

A ACV-Social enfatiza quatro fases interativas a saber: definição de objetivo e escopo, inventário do ciclo de vida, avaliação do impacto do ciclo de vida e interpretação, esta última interagindo com todas as demais. Para a aplicação de tal método, torna-se necessário uma definição clara dos objetivos, identificação das partes interessadas, e a categorização dos impactos (Figura 8):

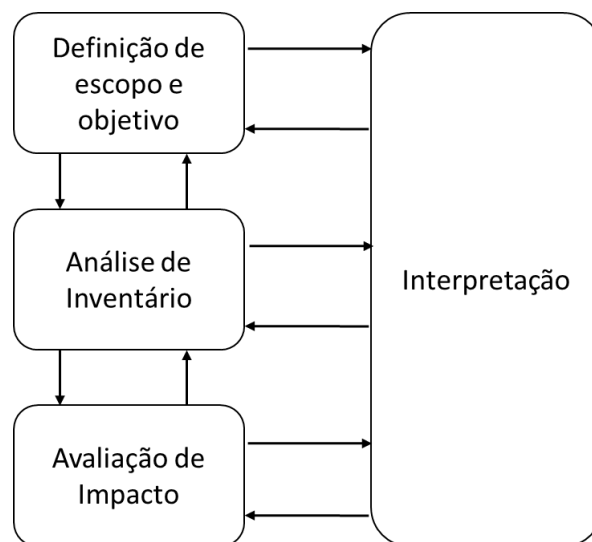


Figura 8: As 4 fases interativas da ACV-Social

Fonte: Adaptado de UNEP 2009

O elemento central da ACV-Social enquanto método está nas informações extraídas dos dados coletados ao longo do ciclo de vida descrito em seus processos e na maneira como as diferentes partes interessadas estão alinhadas de acordo com o objetivo e o escopo definido (Duarte, 2015). As etapas de uma ACV-Social, definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação, com algumas poucas variações, seguem os passos descritos na ISO 14044 (2006), este sendo o padrão internacional para a realização de uma ACV. Segue abaixo uma breve explicação de cada uma das etapas:

- A definição de escopo e objetivo é a etapa onde deve ser avaliada as limitações e as escolhas do objeto de estudo, assim como as motivações que levaram a realizar o estudo.
- A análise do inventário diz respeito a coleta de dados de acordo com o sistema modelado a partir da definição dos objetivos e escopo.
- Na avaliação do impacto o propósito é a tradução dos dados do inventário através da agregação dos mesmos dentro das subcategorias de impacto utilizando informações de instituições internacionais como parâmetro de desempenho, auxiliando assim a tarefa de compreender os dados coletados na fase anterior.
- A interpretação é uma fase que segue e interage com o resultado de todas as fases anteriores tendo como elemento central a definição do objetivo e escopo do estudo.

3.2 OBJETIVO E DEFINIÇÃO DE ESCOPO

Nesta fase é realizado os questionamentos que irão definir o objetivo e o escopo da análise. Tal atividade é responsável por garantir a aplicação final do estudo, a aprendizagem, e a identificação dos pontos críticos em relação aos aspectos sociais, a redução dos riscos e da alavancagem dos impactos positivos, a partir da substituição de produtos na cadeia de suprimentos, desenvolvimento de políticas públicas, ações de mitigações dos riscos, etc.

Para os desenvolvedores de modelos de ACV-Social é necessário uma visão geral dos modelos e métodos disponíveis, assim como para os praticantes, ou seja, as pessoas que irão aplicar um determinado modelo/método. A primeira pergunta a ser feita antes da aplicação é se o objetivo, a abordagem e a cobertura das questões

referentes aos aspectos sociais estão de acordo com o sistema a ser estudado (Wu et al., 2014).

Segundo Jørgensen et al. (2008), a ACV-Social pode ter como objetivo a comparação de produtos e processos de uma organização ou a identificação de melhoria em produtos e processos; Lagarde e Macombe (2013) realizaram a comparação de duas alternativas de produção, Ekener-Petersen et al. (2013), Benoit-Norris (2012) projetaram seus estudos para avaliação de categorias de produtos, Duarte (2015) comparou empresas de energia eólica, Aparcana e Salhofer et al. (2013) e Umair (2015) realizaram estudos em sistemas de reciclagem. Muitos são os objetivos de uma aplicação de ACV-Social.

A definição do escopo é a identificação, definição e declaração do objetivo do estudo para a delimitação da avaliação, sendo assim, questões referentes ao mapeamento e modelagem do sistema, a qualidade dos dados e a maneira como os mesmos serão coletados são utilizados para a realização da etapa referente a análise do inventário. Outros tópicos referentes ao escopo são: unidade funcional, limites do sistema, impactos sociais e indicadores sociais.

De acordo com a diretriz da UNEP/SETAC, para a realização de uma ACV-Social é necessário, conforme estabelecido pela ISO 14044, definir e especificar as funções do sistema a ser estudada, assim como, sua unidade funcional, pois ambos serão responsáveis pela construção e modelagem do sistema do produto. Entende-se por função do sistema o valor gerado pelo produto em relação aos seus consumidores, já a unidade funcional, pode ser entendido como a quantificação da função do sistema.

As atividades referentes a especificação das funções do sistema e de sua unidade funcional são essenciais para a etapa de modelagem do sistema pois, a partir destes são estimados as metas para a coleta de dados específicos do sistema a ser estudado. Weidema et al. (2004) APUD Unep-Setac (2009), propõe 5 etapas para auxiliar na definição da unidade funcional:

- Passo 1: Descreva o produto pelas suas propriedades, incluindo a utilidade social do produto.
- Passo 2: Determinar o segmento de mercado relevante.
- Passo 3: Determinar as alternativas relevantes do produto.

- Passo 4: Definir e quantificar a unidade funcional, em termos das propriedades obrigatórias do produto exigido pelo segmento de mercado relevante.
- Passo 5: Determine o fluxo de referência para cada um dos sistemas do produto.

Na ACV-Social, a maior parte dos modelos de caracterização desenvolvidos não são capazes de se relacionar com a unidade funcional, no entanto, ainda assim é necessário a definição da unidade funcional não somente para a modelagem do sistema, mas para a coleta dos dados do inventário que irão subsidiar a avaliação de impactos.

Na ACV-Social, os limites do sistema são responsáveis por delimitar os processos e todas as atividades necessárias para o estabelecimento da função do sistema a ser avaliado de acordo com os objetivos e escopo definido de um determinado estudo. Lagarde e Macombe (2012) apontam que comunicar de maneira transparente os critérios de exclusão e inclusão da avaliação geram maior credibilidade aos resultados e, ignorar os efeitos indiretos ou externalidades causado pelo produto em foco é um grande risco para a legitimidade de um estudo de ACV-Social, no entanto, os conceitos usados para descrever os sistemas e limites encontrados na literatura ainda não são muito claros.

Uma insuficiente sistematização e clareza nas delimitações do sistema pode acarretar um alto nível de incerteza nos resultados, reduzir a robustez do modelo para fins de repetibilidade e prejudicar a identificação de danos de alguns impactos causados pelos resultados da operação a ser investigada, reduzindo assim a relevância da ACV-Social como um método de avaliação da sustentabilidade (DUBOIS-IORGULESCU et.al., 2016).

Alguns autores descrevem o sistema a partir das perspectivas das atividades econômicas, outros como uma sucessão de processos unitários, ou até mesmo inserem setores e organizações em tal atividade. As visões conceituais dos sistemas variam entre os autores: quais são os elementos menores que o compõem? Em que nível estão os dados quantificados para esses elementos? E, por fim, como esses elementos foram identificados? (DUBOIS-IORGULESCU et.al., 2016).

Conforme Jørgensen et. al. (2008), a ACV-Social e seus limites devem ser definidos em função das partes interessadas inseridas em uma cadeia de processo ou sistema

de produto e não em função do próprio processo visto que os impactos sociais não possuem uma relação causal com os próprios processos, mas sim com a conduta social das empresas responsáveis por esses processos (DREYER et. al., 2006, 2010 E JØRGENSEN et. al., 2008).

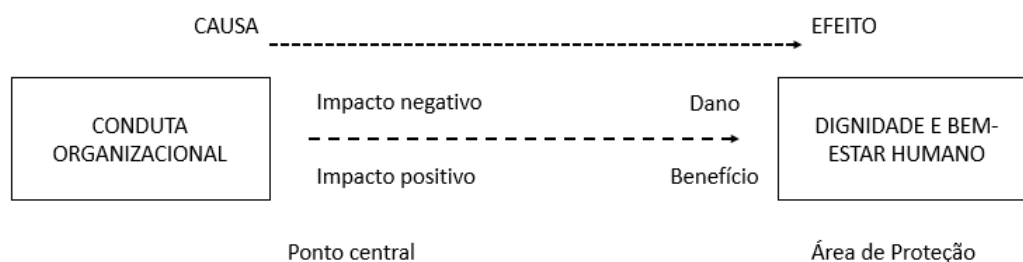


Figura 9: Modelo de fluxo de impacto da avaliação da estrutura de ACV-Social

Fonte: Dreyer et. al., 2010

Tendo em vista que o impacto social é produzido pela conduta das empresas, e que estes impactos incidem sobre as pessoas (Spillemaeckers e Vanhoutte (2004), Dreyer et al. (2006 e 2010a), Macombe et al. (2011) e Zamagni et al. (2011)), o sistema a ser analisado em uma ACV-Social deve ser composto pelas organizações onde os processos ocorrem (DUBOIS-IORGULESCU et.al., 2016).

O mapeamento do sistema pode revelar o nível de coleta de dados que será realizado durante a fase de inventário, por exemplo, dados na perspectiva nacional, setorial, organizacional e processual. É importante ressaltar que níveis de dados nacionais/setoriais apoiam decisões no nível de políticas, no entanto, para o suporte na tomada de decisão no nível organizacional, é necessário buscar dados no nível organizacional/processual.

Durante a fase de delimitação do sistema em uma ACV-Social, uma vez que as cadeias de produtos podem ser infinitas (Macombe et al., 2011), torna-se necessário a inserção das partes relevantes do ciclo de vida, a partir das definições dos objetivos e escopo do estudo. Os critérios de corte são as regras e os limiares utilizados para a exclusão de elementos do sistema, e a análise dos mesmos podem ser investigadas mediante três perspectivas: (i) os cortes feitos são discutidos e claramente definidos?; (ii) qual o método utilizado para fixar os limites? e, (iii) são justificados e, em caso afirmativo, como ? (DUBOIS-IORGULESCU et.al., 2016).

Conforme Dubois-Iorgulescu et.al., 2016, as justificativas referentes aos critérios utilizados para os critérios de corte pode ser distribuídas em quatro grupos a saber:

- **Significância social:** São critérios qualitativos, que possuem um significado social em termos de impacto gerado pelo processo, e que estes só devem ser excluídos do sistema quando não há a alteração do resultado final. Os métodos para identificá-los podem ser quantitativos, qualitativos ou semi-quantitativos; um outro método de identificação pode ser a partir da avaliação dos pontos críticos (*hotspots*), onde estes são unidades dos processos localizados em uma região onde uma situação de problema, risco ou oportunidade social acontecem.
- **Limitações empíricas:** São estudos onde os critérios de corte são justificados a partir da disponibilidade de dados ao longo do tempo.
- **Elementos idênticos:** Em estudos de ACV-Social comparativos, são processos técnicos idênticos localizados na mesma região ou organização que podem ser cortados.
- **Relevância significativa e de decisão:** Diz respeito a influência da empresa central em uma determinada cadeia de valor, ou seja, é uma abordagem organizacional onde apenas as empresas que tomam decisões, assim como, as empresas que podem ser influenciadas pelas decisões da empresa central.

São diversas as abordagens na concepção das delimitações do sistema, assim como, inúmeros critérios de corte são realizados nesta etapa dos estudos em ACV-Social, tal realidade pode ser justificada pelas características específicas relacionadas aos objetivos e escopo, nível de dados a serem coletados, fontes de impacto, a que público alvo é relacionado os resultados, e principalmente, pela necessidade contextual de cada modelo aplicado.

3.3 Inventário do ciclo de vida social

Conforme a Unep (2009) aponta para esta etapa, como métodos de coleta de dados é necessário a realização de pesquisas em base de dados estatísticas e entrevistas junto as partes interessadas envolvidas no processo. Jørgensen et. al. (2008), afirmam que os impactos sociais são causas diretas do comportamento das organizações em relação aos aspectos sociais, portanto, a coleta de dados deve estar sempre alinhada as partes interessadas e relacionada com o nível local.

Junto com a criação de categorias comuns de impacto e indicadores, a etapa de coleta de dados é um dos aspectos mais desafiadores em relação a ACV-Social, Jørgensen et. al. (2008). A gestão de uma empresa possui aspectos relacionados diretamente com a localidade que ela está inserida, portanto, a necessidade de coleta de dados específicos do local deve ser realizada nesta etapa.

Embora a coleta de dados a nível local possa gerar maior robustez e precisão às análises, a utilização de dados genéricos de banco de dados estatísticos (nacionais, regionais e globais) e de dados genéricos de bancos de dados nacionais e específicos do setor, podem gerar uma estimativa aproximada de vários impactos sociais, além de diminuir os custos e aumentar a agilidade na aplicação do estudo (JØRGENSEN et. al. 2008).

3.4 AVALIAÇÃO DO IMPACTO DO CICLO DE VIDA

3.4.1 Categorias e subcategorias de impacto sociais

Os impactos sociais são definidos como o resultado de interações sociais dentro de um sistema produtivo (Unep, 2009). Tais impactos podem ser definidos também a partir da análise das partes interessadas e suas respectivas interações sociais. São definidos como "agrupamentos lógicos de resultados da ACV-Social, relacionados a certas questões sociais de interesse para as partes interessadas e os tomadores de decisão" (UNEP 2009).

As categorias de impacto social são desmembradas em subcategorias de impacto social. Estas últimas são a representação das características sociais de maior

importância a serem avaliadas dentro de uma categoria, ou seja, representam as características sociais aplicáveis a serem avaliadas (APARCANA et. al., 2013).

Os estudos de casos possuem uma tendência a considerar os impactos sociais a partir de uma perspectiva negativa. Devido a falta de dados, a maioria dos estudos não realizam uma análise completa (do berço a sepultura), não consideram as cinco categorias de partes interessadas e, frequentemente, excluem os atores da cadeia de valor e os consumidores, levando assim a um empobrecimento do desenvolvimento de subcategorias de impacto relacionado com estas categorias (ARCESE et al., 2016).

Ainda que as diretrizes recomendadas pela Unep (2009) seja o principal guia para a realização de estudos em ACV-Social, atualmente não há uma padronização sobre as categorias e subcategorias de impacto. Também é recomendado pela mesma a utilização de dois critérios de classificação para as subcategorias, um com base nas partes interessadas e o outro com base nas impactos potenciais. A lista de categorias das parte interessadas e subcategorias está apresentada na tabela 16.

3.4.2 Indicadores

Assim como as categorias e subcategorias de impacto, os indicadores podem assumir diferentes abordagens, dependendo dos objetivos e do escopo do estudo em ACV-Social. Dependendo da abordagem do autor, e da natureza do estudo, os indicadores podem representar uma realidade regional, local ou global, assim como, podem ser capturados através de dados qualitativos, quantitativos ou semi-quantitativos. Os indicadores atuam como ponte que ligam os dados com as categorias e subcategorias de impacto, atuando como o guia para a coleta de dados (WU et. al., 2014).

Os indicadores de natureza qualitativa frequentemente estão associados a coleta de dados realizada através de entrevistas, ou seja, através de descrição de textual de uma situação. Para a realização da agregação dos mesmos às categorias e subcategorias de impacto, esse tipo de dado deve ser processado posteriormente em um sistema quantitativo, por exemplo, uma escala de pontuação de 0/1, para respostas do tipo sim/não. Ao realizar este tipo de ação, o indicador é identificado como sendo do tipo semi-quantitativo.

Tradicionalmente os indicadores sociais são escolhidos com o objetivo de avaliar as externalidades negativas, no entanto, impactos sociais positivos podem estar relacionados a intervenções humanas e organizacionais, Di Cesare et. al. (2016). A pesquisa realizada por Petti et. al. (2014) revelou que a unanimidade dos autores pesquisados acreditam que as pesquisas no contexto dos impactos positivos é de grande valia para o avanço no tema. Grießhammer *et al.* (2006) apontam que quase todos os indicadores são adaptados pelos pesquisadores para fins específicos.

Para que as cadeias de suprimentos globais possa ser avaliadas de uma forma mais abrangente, é fundamental o desenvolvimento de indicadores que abordem os impactos sociais positivos e negativos a fim de aumentar a relevância dos estudos em ACV-Social como apoio a construção de políticas (DI CESARE *et. al.* 2016).

4 ROTEIRO METODOLÓGICO

4.1 Aspectos metodológicos

As abordagens metodológicas mais utilizadas na engenharia de produção e gestão de operações podem ser categorizadas em diversos tipos, dentre elas, o estudo de caso é mais frequentemente adotada no Brasil (FLEURY, 2012). O caráter empírico do estudo de caso proporciona a investigação de um dado fenômeno atual contextualizado na vida real, partindo do pressuposto que as fronteiras entre o fenômeno e o contexto não são claramente definidos (YIN, 2001).

Segundo os objetivos geral e específico, este projeto possui caráter exploratório, pois os métodos utilizados empregam a experiência prática para explorar o tema. A pesquisa bibliográfica, visitas de campo, assim como as entrevistas realizadas para a coleta de dados são considerados métodos qualitativos, expressamente exploratórios (SILVA e MENEZES, 2005 apud MOURA 2015).

Convém ressaltar que a condução de um estudo de caso proporciona benefícios tais como, a possibilidade do desenvolvimento de novas teorias e do aumento do entendimento sobre eventos reais e contemporâneos, porém, metodologicamente, a condução de um estudo de caso estão sujeitos a críticas em função das limitações metodológicas na escolha do caso, coleta e análise do dados (FLEURY, 2012).

4.2 Metodologia da Pesquisa

As diretrizes da Avaliação Social do Ciclo de vida proposta pela UNEP/SETAC (2009) podem ser consideradas relativamente novas dentro de uma perspectiva temporal científica, apesar de ser crescente o número de artigos publicados e da criação de diversas metodologias.

A necessidade de integrar os aspectos sociais a Avaliação do Ciclo de Vida (LCA) levaram a criação da Avaliação Social do Ciclo de Vida (ACV-Social) e remonta a 15 anos atrás, desde então a busca pelo entendimento dos impactos sociais de produtos e serviços tem sido objeto de interesse para a promoção e implementação da

sustentabilidade nas organizações. No entanto, os trabalhos na área de ACV-Social precisam obter um maior grau de maturidade (JØRGENSEN, 2013).

O modelo utilizado para a elaboração da metodologia do projeto em questão foi adaptada de YIN (2001). Tal modelo tem como proposta três macro etapas: A primeira etapa corresponde as atividades de Definição e Planejamento (Etapa 1), a segunda de Preparação e Desenvolvimento (Etapa 2) e a terceira de Análise e Conclusão (Etapa 3).

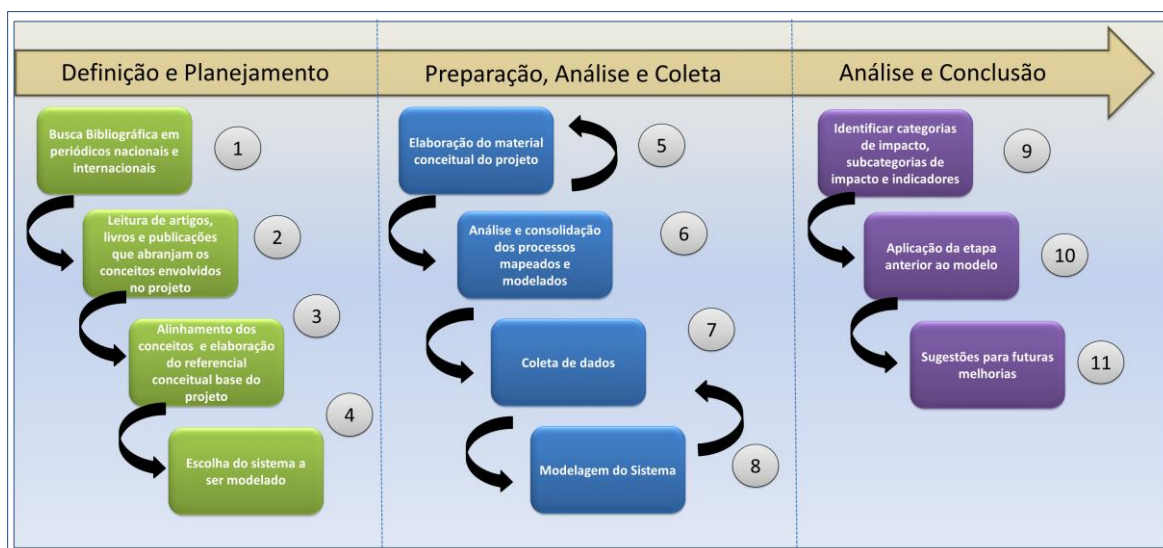


Figura 10: Metodologia aplicada na pesquisa

Fonte: Adaptado de Pinho, 2009

4.2.1 Definição e planejamento

Na etapa 1 foi realizada uma pesquisa bibliográfica em base de dados internacionais e brasileiras (www.sciencedirect.com, www.springer.com e www.periodicos.capes.gov.br) e um mecanismo de busca na web (scholar.google.com), utilizando as palavras-chave “SLCA”, “Social LCA” e “Social Life Cycle Assessment” nos campos título, resumo e palavras-chave. Também foi incluído vários relatórios acadêmicos e livros para a presente revisão. Esta revisão da literatura baseia-se principalmente em estudos de caso de ACV-Social publicados em revistas com revisão por pares.

Nesta etapa foi realizada a análise de artigos baseado em uma busca para a elaboração do artigo em ACV-Social cujo o título foi “How to define the system in social life cycle assessments? A critical review of the state of the art and identification of needed developments”, elaborado pelo grupo de estudos em ACV-Social do Laboratório de Sistemas Avançados de Gestão da Produção (SAGE) (Apêndice A). Tal artigo foi publicado em agosto de 2016 no “The International Journal of Life Cycle Assessment”. Para a elaboração do artigo citado foram analisados 33 artigos publicados (Apêndice B) entre 2009 e 2015, analisados como os autores definem, delimitam e justificam conceitualmente o sistema dos produtos e como são realizados os critérios utilizados para os cortes no sistema.

Para a etapa 2, além dos artigos, foram analisados documentos referentes à Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei 12.035, relatórios emitidos pelo governo federal brasileiro (ABDI, 2013, CETEM/MCT 2010) e por associações ligadas as empresas produtoras de EEE (ABINEE, 2015, 2016). Também foram consultados dois especialistas que trabalham com as temática referentes a logística reversa de equipamentos eletroeletrônicos e ACV.

Na etapa 3, através de reuniões de discussão sobre a transversalidade dos temas analisados, foram feitos alinhamentos para a construção do referencial conceitual base do projeto. Tendo em vista que a finalidade do projeto é modelar um quadro conceitual em ACV-Social cujo objeto de análise pertença ao campo da logística reversa de REEE, foram escolhidos os seguintes métodos:

- Aparcana and Salhofer (2013): Development of a social impact assessment methodology for recycling systems in low-income countries
- Umair et al. (2015) :Social impact assessment of informal recycling of electronic ICT waste in Pakistan using UNEP SETAC guidelines

Para cada metodologia analisada, foram observados o escopo e objetivo, o sistema e suas fronteiras, categorias de partes interessadas, categorias e subcategorias de impacto (Apêndice C). A falta de dados, a acessibilidade dos dados e abrangência dos resultados são outros fatores a serem observados.

Na etapa 4, foram realizadas visitas em três cooperativas (Coop A, Coop B e Coop C), e duas empresas recicladoras de REEE (Empresa X / Empresa Y) que trabalham no

campo da logística reversa de REEE. Para manter o sigilo das mesmas, foi utilizado siglas. Nesta fase, buscou-se o maior número de informações contextuais para compreensão dos aspectos relacionados aos impactos sociais gerados.

4.2.2 Preparação, análise e coleta

A elaboração do material conceitual do projeto consiste na descrição geográfica, delimitação e regras de corte do sistema a ser modelado, Entrevistas de mapeamento e modelagem do processo foram realizadas com os envolvidos da operação. Devido a multifuncionalidade do setor referente a logística reversa de REEE, os critérios de corte são estabelecidos e descritos.

A coleta das informações foi realizada através de entrevistas de acordo com as fases do processo, através de um questionário criado a partir das fichas metodológicas desenvolvidas pela UNEP/SETAC (2013).

Os dados coletados foram de natureza qualitativa, de acordo com as especificações de cada metodologia aplicada, desta forma, foi construído um roteiro de entrevistas que ofereceu suporte para a escolha dos critérios do sistema modelado.

4.2.3 Análise e Conclusão

A partir da modelagem do sistema, mediante a revisão da literatura e das entrevistas realizadas, foram identificadas categorias e subcategorias de impacto e os indicadores para cada parte interessada do processo. Nesta etapa foi realizada a análise dos indicadores relacionados a cada parte interessada, de acordo com os impactos sociais relacionados as atividades relacionadas ao processo modelado.

Por fim é realizado o fechamento da análise do conteúdo, a apresentação do sistema modelado, as partes interessadas e suas respectivas categorias e subcategorias de impacto e os indicadores associados, embasados pela literatura que aborda a temática da pesquisa. Recomendações para futuros trabalhos em ACV-Social também fazem parte desta etapa.

5 MODELAGEM DA ACV-SOCIAL PARA O SETOR DE REEE DA LINHA VERDE PARA O MUNICÍPIO DO RIO DE JANEIRO

5.1 ACV-Social do fim do ciclo de vida de REEE no Município do Rio de Janeiro

Para realizar uma modelagem do sistema, categorias, subcategorias e indicadores, foi proposto um modelo baseado em diferentes metodologias em ACV-Social. Dois estudos de caso sobre a aplicação metodológica da avaliação de impacto social, um no setor de reciclagem em países de baixa renda (Aparcana et. al., 2013) e o segundo no setor de reciclagem informal de REEE no Paquistão (Umair et. al., 2015), foram utilizados como referência para a condução deste estudo.

Um ponto de partida necessário para a ACV-Social é a definição da unidade funcional responsável pela quantificação da utilidade do sistema do produto/serviço. Para tal atividade a unidade funcional foi definida como a quantidade de REEE da linha verde reciclável produzido por pessoa durante 1 ano no município do Rio de Janeiro.

5.2 Descrição da Modelagem

5.2.1 Objetivo e Escopo, Descrição Geográfica / Sistema e fronteiras

O objetivo deste estudo é a identificação das subcategorias de impacto socioeconômico e sua consequente definição de indicadores de inventário relacionado com as cinco categorias de partes interessadas propostas pela UNEP (2009), envolvidas no fim do ciclo de vida de REEE da linha verde para o município do Rio de Janeiro.

A modelagem foi realizada no município do Rio de Janeiro, onde ocorrem todos os processos. Foram realizadas visitas a vários locais de coleta e reciclagem de REEE. Diante da necessidade de contextualizar os processos dentro de uma realidade social, tal modelagem representa a realidade da reciclagem de REEE da linha verde cuja entrada são às cooperativas de reciclagem, portanto, para outras localidades (Estados ou municípios), assim como outras entradas (assistência técnica, ong's, leiloeiros,

etc.) torna-se necessário a avaliação da possibilidade de uma nova avaliação do sistema a ser modelado. A modelagem nesta etapa tem como objetivo, delimitar o sistema a ser avaliado para a criação do sistema de indicadores, de acordo com os “*stakeholders*” específicos envolvidos em cada etapa do processo.

Para a realização da modelagem, foi necessário realizar visitas técnicas para o entendimento do processo, onde foram coletadas informações sobre cada etapa do gerenciamento dos REEE, as categorias dos profissionais envolvidos em cada fase da operação, observar aspectos relacionados ao ambiente de trabalho no que diz respeito a práticas que envolvem a segurança e saúde do trabalhador, e, principalmente, buscar a compreensão do contexto social do sistema para a interpretação da atividade em questão.

Para compreender as atividades realizadas pelas cooperativas que operam com REEE, foi realizado o mapeamento e identificadas três cooperativas na cidade do Rio de Janeiro: Coop A, Coop B e Coop C.

Durante a primeira visita a Coop A foi identificado que sua sede encontrava-se em uma área onde o risco de segurança para os pesquisadores era considerado alto, pois estava inserida em uma comunidade onde a presença do tráfico de drogas era visível. Próximo à entrada da Coop A foi possível visualizar a presença de uma barricada feita com trilhos de trem para impedir a entrada de forças militares do Governo. Devido a essa característica não foi possível continuar com a pesquisa junto a essa cooperativa.

A Coop B, apesar de estar localizada no entorno de uma comunidade, foi a cooperativa onde foi realizada a maior parte da coleta de dados para entendimento do processo modelado. A gestão da mesma possui certo grau de desenvolvimento devido à participação da mesma em projetos junto à iniciativa privada e projetos de extensão de universidades. Para o caso da Coop C, excluindo a questão da localidade, o grau de desenvolvimento era o mesmo da Coop B, inclusive, ambas as cooperativas participam de um mesmo projeto junto a uma universidade federal localizada no Estado do Rio de Janeiro.

Durante a realização da coleta junto às cooperativas, foram identificadas duas empresas recicladoras de sucata eletrônica que compravam os REEE das mesmas. A empresa X e a empresa Y. Durante a primeira visita a empresa X, foi identificada que a mesma realizava compras somente de REEE de linha branca, no entanto, devido à crise econômica do país, tal operação não tinha o retorno financeiro esperado e foi descontinuada a operação para esse tipo de resíduo.

A Empresa Y, localizada no entorno de um complexo de favelas da cidade do Rio de Janeiro, é uma empresa que possui 12 unidades no Brasil, além de estar presente na América Latina, EUA, Israel e Japão. A mesma é responsável pela compra de todos os materiais de maior valor agregado separados na triagem dos REEE da linha verde oriundos da operação da Coop B e Coop C.

Todas as atividades realizadas no sistema modelado, pelas cooperativas e a empresa recicladora, são práticas formais homologadas junto aos órgãos governamentais competentes.

Uma vez que o foco da modelagem foi o sistema de reciclagem descrito no objetivo, todos os processos formais que ocorrem a montante ou a jusante deste sistema foram excluídos. O transporte e o processamento de REEE, assim como, o transporte dentro e fora do sistema foram excluídos. Foram também excluídos do sistema a posterior transformação dos resíduos de menor valor agregado, como plástico, vidro, etc. Tal decisão foi tomada pois os mesmos configuram um novo e diferente processo de reciclagem.

O sistema de REEE da linha verde, cuja entrada são as cooperativas, abrange a cadeia de processos descritos no quadro 11. A modelagem do sistema no formato de fluxograma encontra-se nas figuras 11 e 12. O ciclo de vida consiste em 4 etapas: A coleta do REEE da linha verde; a triagem realizada nas cooperativas, que é subdividida em triagem e destinação; o processamento e destinação, estes dois últimos sendo realizado pela empresa que realiza a aquisição, junto as cooperativas, dos resíduos de maior valor agregado do processo. As etapas receberam um maior detalhamento com informações sobre as operações específicas:

1. Coleta, que inclui a fase da coleta (coleta de material)
2. Triagem, que inclui a fase de triagem (separar, reaproveitar), desmonte (descaracterizar e classificar) e venda (vender)
3. Beneficiamento, que é dividido em gerenciamento da compra (comprar) e beneficiamento (separar, devolver e triturar)
4. Destinação, que envolve o gerenciamento de vendas (vender, exportar)

Quadro 11: Cadeia de processos do ciclo de fim de vida de REEE da linha verde no município do Rio de Janeiro

Fase do Ciclo de Vida	Fase	Processo - Operações	
Coleta	Coleta	Coleta de material	coletar Material
Triagem	Triagem	Triagem	Separar
			reaproveitar
		Desmonte	descaracterizar
			classificar
	Destinação	Venda	vender
Processamento	Beneficiamento	Gerenciamento da compra	comprar
		Beneficiamento	separar
			devolver
			triturar
Destinação	Destinação Final	Gerenciamento de Vendas	vender
			exportar

Fonte: O autor.

O ciclo de vida dos REEE, cuja entrada do processo são as cooperativas, é iniciado pela fase de coleta dos equipamentos da linha verde destinados para o descarte (desktops, notebooks, celulares, impressoras, monitores). Nesta etapa existem três possibilidades de descarte; a primeira é referente a entrega do resíduo diretamente a cooperativa; a segunda diz respeito ao depósito dos mesmos em pontos de coleta destinados para este fim, e por fim, a destinação do REEE para a cooperativa, nessas duas últimas, a própria cooperativa é responsável pela coleta e transporte dos mesmos.

Uma vez realizada a coleta e o recebimento, é iniciada fase de triagem do material. Nesta fase, os cooperados realizam a triagem por tipo de material. Os materiais de maior valor agregado, as placas (memórias / HD's / drivers), ventoinhas e fontes, são vendidas para a empresa recicladora de sucata eletrônica. Os demais tipos de materiais são vendidos para sucateiros e cooperativas.

A fase de triagem do material possui maior criticidade em relação a segurança e saúde do trabalhador devido ao tipo de trabalho, e à exposição aos materiais e elementos

químicos. Esta etapa do trabalho é realizada manualmente e requer treinamento básico para que os resíduos sejam separados e direcionados para a venda.

Como o foco da modelagem foi o ciclo de vida dos produtos de maior valor agregado, uma vez realizada a venda dos mesmos para a empresa recicladora, é iniciada a fase de processamento dos mesmos. Nesta etapa, após a execução do processo de venda, os trabalhadores realizam a triagem das placas, ventoinhas e fontes. Tal atividade é realizada pois alguns resíduos que chegam das cooperativas não possuem valor para a empresa recicladora. O nível de instrução educacional dos trabalhadores da empresa recicladora é maior que os cooperados.

Todo o material aceito pela empresa recicladora é direcionado para a trituração. Toda esta etapa é realizada de maneira mecânica, onde máquinas específicas trituram o material em partes menores. Após esta atividade, o resíduo triturado é ensacado, pesado e destinado para a exportação.

Esta última fase do ciclo, a destinação, é realizada devido a ausência de empresas residentes no Brasil que realizam as atividades referentes a extração dos elementos de alto valor, como o ouro e a prata. A empresa recicladora que realiza o processo de exportação não foi autorizada a informar para quais países são exportados os resíduos.

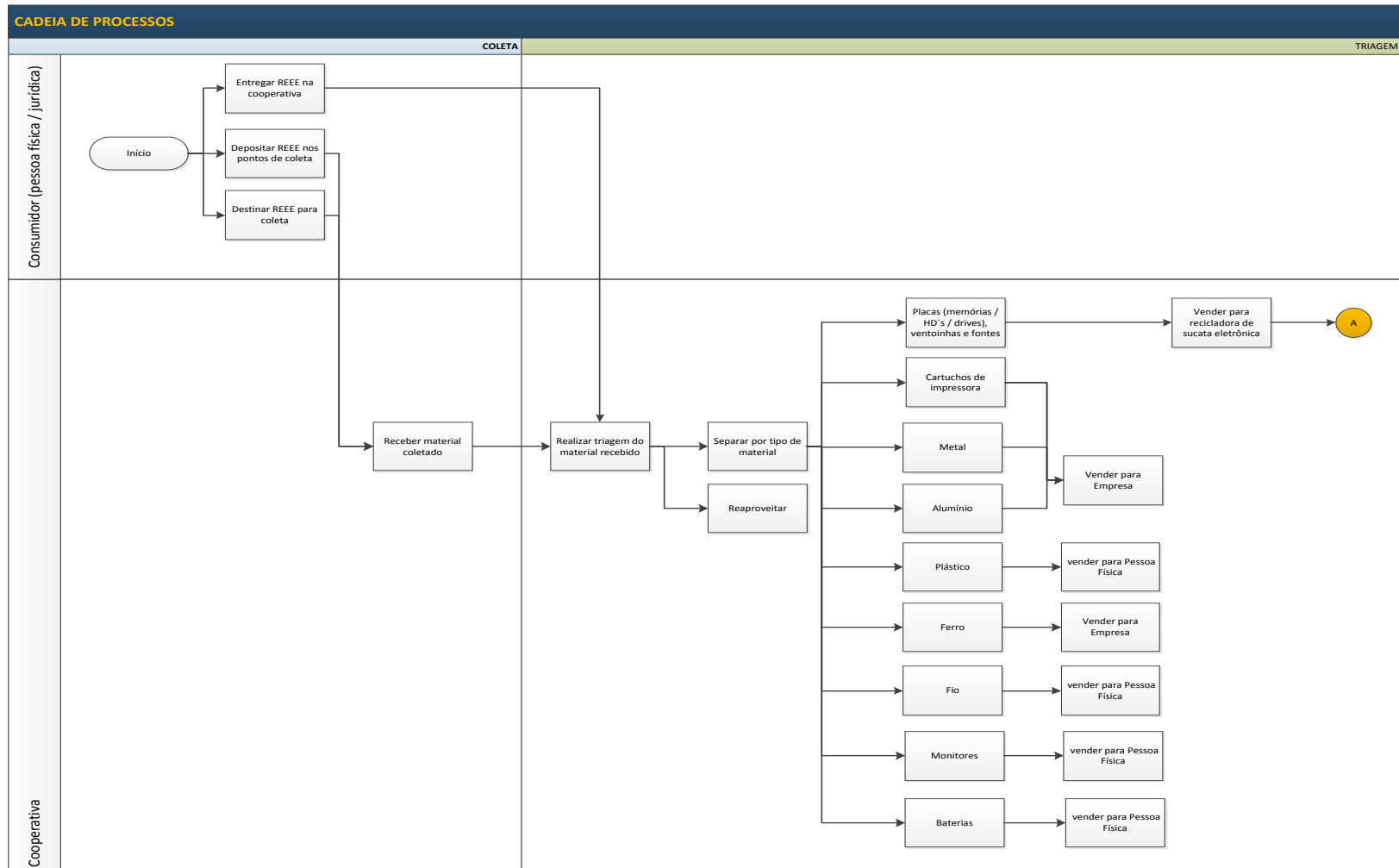


Figura 11: Fluxograma do Sistema (parte A)

Fonte: O Autor.

CADEIA DE PROCESSOS

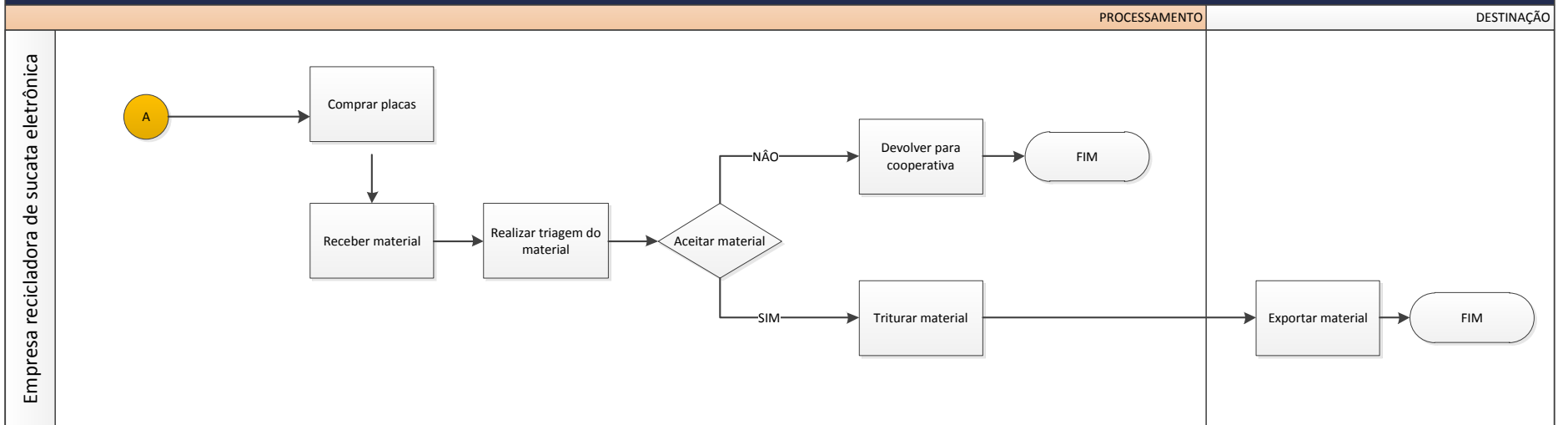


Figura 12: Fluxograma do Sistema (parte B)

Fonte: O Autor.

5.2.2 Definição da categoria das partes interessadas

A categoria das partes interessadas de acordo com o UNEP (2009) é o ". . . aglomerado das partes interessadas que se espera que tenham interesses comuns, devido à sua relação semelhante aos sistemas de produtos investigados". A composição de cada uma das categorias foi descrito com base na literatura e através de entrevistas com os atores do sistema. As partes interessadas incluídas no estudo foram:

1. Comunidade Local: Inclui as pessoas que vivem nas imediações dos locais onde ocorrem as atividades do processo. Todas as fases descritas no processo estão situadas no município do Rio de Janeiro.
2. Atores da Cadeia de Valor: De acordo com o sistema modelado esta categoria é incluída na etapa referente a triagem, processamento e destinação. Participam desta categoria as cooperativas e a empresa recicladora do material de maior valor agregado. Os importadores do REEE, assim como os compradores dos demais materiais (metal, plástico, alumínio, etc.), não são incluídos.
3. Consumidores: Esta categoria abrange os responsáveis pela realização do descarte. São incluídos nesta categoria consumidores (pessoas físicas) que realizam o descarte de REEE, assim como grandes empresas (pessoas jurídicas).
4. Trabalhadores: Esta categoria abrange todos os trabalhadores ao longo do ciclo de vida. Foi distinguido trabalhadores referentes as operações e os trabalhadores técnicos. Os trabalhadores operacionais são aqueles que realizam atividades mecânicas, neste caso, os responsáveis pela coleta, triagem e beneficiamento, já os técnicos, são aqueles que trabalham nas atividade da gestão dos processos, como o presidente da cooperativa, o técnico de segurança do trabalho e o gerente da empresa recicladora do material de maior valor agregado. Uma vez que o processo modelado diz respeito a entrada de REEE pelas cooperativas, os riscos de impactos sociais para esta categoria são amenizados devido a necessidade deste tipo de

organização, assim como a empresa recicladora, estarem credenciadas junto aos órgãos competentes.

5. Sociedade: Inclui a população e organizações, desde o nível macro (autoridades locais) até o nível micro (organismos nacionais, associações), do município do Rio de Janeiro, que interagem de forma direta ou indireta com todo o sistema modelado.

5.2.3 Subcategoria de Impacto e tipos de impacto

Os indicadores de impacto são apresentados nesta etapa. Para cada categoria de partes interessadas, foram selecionadas as subcategorias de impacto. Os aspectos relacionados a cada subcategoria foram definidos de acordo com a revisão dos estudos de casos em ACV-Social presente na literatura. Para esta etapa foram utilizados as fichas metodológicas da UNEP (2013), e os estudos de Aparcana e Salhofer (2013) e Umair et. al. (2015).

Tendo em vista que as diretrizes da ACV-Social preveem a possibilidade da não contabilização de subcategorias de impacto que não atendam ao contexto analisado Arcese et. al. (2016), foram desconsiderados os impactos sociais ausentes no sistema. Na concepção das subcategorias de impacto foram considerados os presentes nos estudos de referência, outras foram incluídas e adaptadas dos documentos de referência de acordo com as especificidades do sistema modelado.

No modelo elaborado está incluída a subcategoria de impacto denominada educação (Aparcana e Salhofer, 2013), referente aos trabalhadores, para destacar a relevância do nível de educacional necessário para a realização das tarefas referentes a desmontagem e triagem do material oriundo de REEE. Dadas as características do setor de reciclagem e seus impactos psicológicos em relação as condições de trabalho e, como este é reconhecido pela sociedade, foi inserida a subcategoria condições psicológicas de trabalho.

Os impactos relacionados ao emprego dizem respeito às condições em termos de seguridade social, horas de trabalho, salários, igualdades de oportunidade independente do gênero, ausência de trabalho infantil e liberdade de livre associação a sindicatos.

Aspectos relacionados à saúde e segurança do trabalhador, são apontados nos indicadores sobre as políticas de saúde e segurança no trabalho, assim como as condições psicológicas do mesmo.

No que diz respeito à inserção da parte interessada consumidores, o modelo apresentado por Umair *et. al.* (2015), não inclui o mesmo uma vez que os autores consideram que estes não estão envolvidos no processo de reciclagem informal de REEE no Paquistão. Como o objeto desta modelagem refere-se a reciclagem realizada por cooperativas, neste processo o consumidor faz parte efetiva, e está dentro dos limites do sistema, tornou-se necessário a inserção deste grupo.

Para a definição dos impactos potenciais de cada subcategoria foram utilizados os citados por Umair *et. al.* (2015), no entanto, as organizações envolvidas na modelagem deste processo são legalmente formalizadas, portanto, torna-se necessário a inserção dos impactos potenciais geralmente associados a este tipo de organização, governança e condições de trabalho.

A síntese do modelo elaborado é seguinte: para a parte interessada relacionada aos trabalhadores foram elencadas 10 subcategorias (hora de trabalho, trabalho infantil, Saúde e segurança (ambiente de trabalho), seguro Social, Condições psicológicas de trabalho, trabalho forçado, salários, Igualdade de oportunidades / discriminação, Educação, Liberdade de associação), para a comunidade local, 3 subcategorias (Saúde e segurança (ambiente de vida), envolvimento comunitário, emprego local), para a sociedade, 2 subcategorias (Contribuição pública para questões sustentáveis, Contribuição para o desenvolvimento da economia), para os atores na cadeia de valor, 2 subcategorias (Promover a responsabilidade social, competição justa), e por fim, para a categoria referente aos consumidores, 2 subcategorias (Saúde e segurança, Transparência). Foram associados as 19 subcategorias, 43 indicadores. Os resultados são relatados no quadro 12.

Quadro 12: Categoria de Stakeholder, subcategoria de impacto e indicadores do sistema.

CATEGORIA DE STAKEHOLDER	SUBCATEGORIA	INDICADOR
Trabalhadores	hora de trabalho	Cumprimento de horas extraordinárias acordadas em contratos de trabalho
	trabalho infantil	Ausência de trabalho infantil

	saúde e segurança (ambiente de trabalho)	Ausência de acidentes de trabalho
		Política formal sobre saúde e segurança no trabalho
		Vacinação dos trabalhadores
		Programas de capacitação de trabalhadores em saúde e segurança no trabalho
		Acesso a um programa preventivo de saúde para os trabalhadores
		Presença de equipamento médico no local de trabalho para o uso dos trabalhadores
		Ausência de doenças relacionadas com o tratamento de resíduos
		Equipamento de trabalho apropriado
	seguro Social	Existência de contratos de trabalho legais para todos os trabalhadores
		Acesso a prestações sociais legais
		Acesso a programas de apoio social aos trabalhadores
	condições psicológicas de trabalho	Disposição para continuar trabalhando na mesma organização ou setor
		Satisfação profissional
		Disposição para ser treinado em relação às atividades de trabalho
	trabalho forçado	certidão de nascimento, passaporte, carteira de identidade, autorização de trabalho ou de outros documentos originais pertencentes ao trabalhador não são retidos ou mantidos por razões de segurança, a organização nem quando da contratação, nem durante o emprego.
		Os trabalhadores são livres para terminar o seu emprego dentro dos limites vigentes
		Os trabalhadores não estão ligados por dívidas que excedam os limites legais para o empregador
		Trabalhadores concordam voluntariamente nos termos de emprego. Os contratos de trabalho preveem salários, tempo de trabalho, férias e termos de renúncia. Os contratos de trabalho são compreensíveis para os trabalhadores e são mantidos em arquivo
	salários	Rendimento médio de acordo com o quadro legal
		Ausência de deduções de renda não acordadas
		Pagamento regular para os trabalhadores
		Rendimento mínimo de acordo com o quadro legal
	Igualdade de oportunidades / discriminação	Política formal contra a discriminação
		Nenhuma diferença de renda entre mulheres e homens

	educação	Existência de programas educacionais para autodesenvolvimento
	liberdade de associação	Presença de negociação coletiva
Comunidade Local	Saúde e segurança (ambiente de vida)	esforços da organização para fortalecer a saúde da comunidade (por exemplo, através do acesso da comunidade compartilhada de recursos organização de saúde)
	envolvimento comunitário	Diversidade de grupos de interesse da comunidade que se envolver com a organização
		suporte organizacional (voluntários-hora ou financeira) para iniciativas comunitárias
	emprego local	Número e qualidade de reuniões com as partes interessadas da comunidade
Percentual dos empregados contratados localmente		
		Força das políticas de preferências de contratação local
Sociedade	Contribuição pública para questões sustentáveis	Presença de documentos publicamente disponíveis como promessas ou acordos sobre questões de sustentabilidade
	Contribuição para o desenvolvimento da economia	Relevância do setor considerado para a economia (local) (percentagem do PIB, número de empregados em relação ao tamanho da população ativa, nível salarial, etc.)
Atores na cadeia de valor	promover a responsabilidade social	Presença de código explícito de conduta que protejam os direitos humanos dos trabalhadores entre os fornecedores
		Pedido de posse de certificação social.
	competição justa	legislação nacional e regulação
regulamentação setorial		
acordo setorial		
Consumidores	saúde e segurança	Qualidade ou número de informações sobre saúde e segurança do produto
		Qualidade dos rótulos dos requisitos de saúde e segurança
	transparência	Comunicação dos resultados da avaliação de impacto do ciclo de vida social e ambiental

Fonte: O Autor.

Para um melhor entendimento dos critérios de escolha dos indicadores que estão associados às subcategorias de acordo com as partes interessadas, brevemente, serão explicados alguns indicadores.

5.2.4 Comunidade Local

Para esta categoria de partes interessadas, que encontra-se envolvida nas quatro fases do ciclo de vida, as subcategorias de impacto refletem os potenciais impactos sociais gerados pelas organizações envolvidas, neste caso, as cooperativas e a empresa recicladora de REEE.

Aspectos relacionados ao fortalecimento da saúde das comunidades, a diversidade de grupos de interesse que se envolvem com a organização e o percentual de empregados contratados localmente são apontamentos de alguns indicadores. Devido as características socioeconômicas de seus membros, assim como o próprio modelo organizacional, as cooperativas possuem uma maior tendência a obter resultados significativamente positivos nos indicadores apontados para esta categoria.

5.2.5 Atores da cadeia de valor

Atores na cadeia de valor incluem as cooperativas e a empresa recicladora de REEE. Conforme descrito no escopo, as empresas e pessoas físicas que compram os materiais de menor valor agregado, assim como a empresa que importa o material de maior valor agregado, não foram incluídas nos limites do sistema.

Promover a responsabilidade social e a competição justa são as duas subcategorias de impacto para esta parte interessada. Pelas características legais das organizações envolvidas, indicadores como, presença de regulação setorial, acordos setoriais, assim como códigos de conduta foram apresentados. É importante salientar que tais indicadores são resultados de esforço conjuntos previstos na questão da responsabilidade compartilhada presente no PNRS.

5.2.6 Consumidores

Esta categoria de parte envolvida é inserida no sistema modelado devido ao envolvimento dos mesmos na fase do ciclo de vida referente a coleta. Para esta fase foram identificados dois tipos de consumidores que realizam a atividade de descarte

do material a ser coletado, grande consumidores, representados pelas empresas de natureza jurídica, e os pequenos consumidores de natureza física.

Neste sentido, informações sobre a saúde e segurança dos produtos descartados, e a comunicação por parte dos produtores dos resultados da avaliação de impactos do ciclo de vida social e ambiental são fundamentais.

5.2.7 Trabalhadores

A categoria de parte interessada trabalhadores possuem duas modalidades; os trabalhadores operacionais, que estão envolvidos com aspectos manuais da operação presentes nas quatro fases do ciclo de vida, e os técnicos, que estão ligados aos aspectos de gestão. No primeiro grupo foram identificados motoristas e coletores, para a fase da coleta, cooperados para a fase de triagem, e ao longo dessas atividades estão os trabalhadores técnicos das cooperativas. Para as duas fases seguintes, processamento e destinação, os trabalhadores operacionais são responsáveis pela separação e trituração do material de maior valor agregado e a parte técnica da empresa recicladora de REEE.

Tendo em vista as características supracitadas, o perfil das organizações envolvidas, e a características de suas respectivas forças de trabalho, indicadores que possam traduzir impactos sociais mais amplos, relacionados à seguridade social, segurança e saúde do trabalho, salários, aspectos relacionados a presença de negociação coletiva e a trabalho forçado foram sugeridos.

Indicadores relacionados as condições psicológicas do trabalho, como por exemplo, Disposição para continuar trabalhando na mesma empresa ou setor, Satisfação profissional e Disposição para ser treinado em relação às atividades de trabalho, apontados no trabalho de Aparcana e Salhofer (2013), foram inseridos. Igualdade de oportunidade e relatos sobre discriminação foram apontados nos indicadores Política formal contra a discriminação e Nenhuma diferença de renda entre mulheres e homens.

Foram apresentados indicadores para retratar potenciais impactos relacionados a repercussão socioeconômica interligado ao nível educacional, foram eles, nível educacional de crianças de famílias de recicladores, nenhuma ausência escolar de

crianças de famílias de recicladores e existência de programas educacionais para autodesenvolvimento.

5.2.8 Sociedade

Os indicadores relacionados a esta categoria de parte interessada, por se tratar de toda população residente na cidade do Rio de Janeiro, afetada direta ou indiretamente pelo sistema modelado, são de caráter mais amplos, como por exemplo, relevância do setor considerado para a economia local, tais como, percentagem do PIB, número de empregados em relação ao tamanho da população ativa, nível salarial, etc.; e a presença de documentos publicamente disponíveis como promessas ou acordos sobre questões de sustentabilidade.

6 CONCLUSÕES E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com a proposta de contribuir para os avanços nas recentes pesquisas em ACV-Social, e de apresentar potenciais impactos sociais das atividades de fim de vida referente ao ciclo de vida dos REEE, o presente trabalho identificou, através de uma pesquisa de campo, as partes interessadas, as categorias e subcategorias de impacto e indicadores sociais relevantes para esta temática.

Foi elaborado um sistema que possa viabilizar as etapas referentes à avaliação de impacto e a interpretação dos mesmos durante a realização de uma ACV-Social. Todo o contexto social relacionado a essas atividades estão dentro dos limites da cidade do Rio de Janeiro.

Para tal, optou-se pela elaboração de um quadro de base para a realização de uma ACV-Social referente ao fim do ciclo de vida de REEE a partir dos documentos de referência fornecidos pela UNEP (2009, 2013). Os estudos de Aparcana e Salhofer (2013) e Umair *et. al.* (2015) foram incluídos como base para a modelagem pois ambos realizam estudos de caso na área de resíduos em países em desenvolvimento, em especial este último, devido o objeto de estudo ser a reciclagem de REEE ligados a tecnologia da informação. A coleta de dados não foi contemplada neste estudo.

De fato, é importante a coleta de todos os contributos úteis presentes na literatura com o objetivo de harmonizar e integrar a visão dos pesquisadores com o objetivo de criar um padrão em ACV-Social, no entanto, dada as características únicas presentes nos contextos socioeconômicos e culturais de cada setor, tal tarefa torna-se discutível. Neste sentido, a coleta de dados realizada neste projeto colabora para um entendimento do contexto social mais próximo da realidade.

Neste contexto, devido a grande importância dos assuntos relacionados a gestão de REEE e aos estudos de ACV-Social, as conclusões apresentadas a seguir serão divididas em dois aspectos: Gerenciamento dos REEE e aplicação do pensamento do ciclo de vida social em resíduos:

O objetivo geral do trabalho foi contribuir, através da modelagem do sistema, da proposição das categorias e subcategorias de impacto, assim como a disposição de um sistema de indicadores para o entendimento dos impactos sociais do fim do ciclo de vida de REEE. A modelagem do sistema e a revisão da literatura mostraram que o processo de reciclagem de REEE tem potenciais impactos sociais negativos para os

trabalhadores, especialmente para a saúde do trabalhador envolvidos na operação, e que, possuem potenciais impactos positivos no que diz respeito a geração de emprego, promoção da educação e envolvimento das comunidades locais.

Foi identificada a necessidade de articulação entre a sociedade civil organizada, empresas, organizações sem fins lucrativos e o governo para que o PNRS, especificamente no que diz respeito aos REEE, possa ser efetivamente colocado em prática.

O tratamento adequado dos REEE, especificamente os da linha verde, é uma potencial fonte de renda e lucros para os envolvidos do sistema e, dada a importância e relevância estratégica no tratamento de tais resíduos, o Governo, juntamente com todas as partes envolvidas no ciclo de vida, do berço ao túmulo, deveriam iniciar programas de alavancagem econômica, ambiental e social para este setor.

Para uma análise completa da sustentabilidade dos REEE, torna-se necessário estudos de avaliação do ciclo de vida que avaliem a perspectiva ambiental e econômica.

A clara presença da definição conceitual do sistema e dos critérios de corte apresentadas no presente trabalho aumenta de maneira significativa a robustez de uma futura aplicação de um estudo de ACV-Social.

Tendo em vista a complexidade dos impactos sociais e da contextualização dos mesmos no sistema modelado, para uma construção mais efetiva e robusta dos estudos em ACV-Social, torna-se necessário o envolvimento de uma equipe multidisciplinar e a incorporação e envolvimento de cientistas sociais na construção dos modelos a serem avaliados.

Dado que os estudos na área de ACV-Social encontram-se ainda nas fases iniciais de desenvolvimento, as informações resultantes deste trabalho podem contribuir para o avanço desta área, uma vez que propõe um modelo para a construção do Inventário do Ciclo de Vida para a realização do diagnóstico do gerenciamento de REEE na cidade do Rio de Janeiro.

REFERÊNCIAS

ABDI, Agência Brasileira de Desenvolvimento Industrial (2013). Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: Análise de Viabilidade Técnica e Econômica. Brasília, novembro. Brasília: ABDI

ALBUQUERQUE, Vitor Baluz Saboya de. Gestão de resíduos eletroeletrônicos: a cadeia de reciclagem na cidade do Rio de Janeiro. Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil, 2013.

APARCANA, Sandra; SALHOFER, Stefan. Development of a social impact assessment methodology for recycling systems in low-income countries. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 5, p. 1106-1115, 2013.

APARCANA, Sandra; SALHOFER, Stefan. Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 5, p. 1116-1128, 2013.

BENOIT-NORRIS, Catherine; CAVAN, Deana Aulisio; NORRIS, Gregory. Identifying social impacts in product supply chains: overview and application of the social hotspot database. *Sustainability*, v. 4, n. 9, p. 1946-1965, 2012.

CARTER, Craig R.; ROGERS, Dale S. A framework of sustainable supply chain management: moving toward new theory. *International journal of physical distribution & logistics management*, v. 38, n. 5, p. 360-387, 2008.

CARVALHO, TCM de B.; XAVIER, L. H. Gestão de Resíduos Eletroeletrônicos: uma abordagem prática para a sustentabilidade. 2014.

CETEM/MCT. SANTOS, F.; SOUZA, C. Série Tecnologia Ambiental: Resíduos de origem eletrônica. ISSN 0103-7374 ISBN 978-85-61121-65-5 STA – 57. CETEM/MCT, 2010.

DE OLIVEIRA, Camila Reis; BERNARDES, Andréa Moura; GERBASE, Annelise Engel. Collection and recycling of electronic scrap: A worldwide overview and comparison with the Brazilian situation. *Waste Management*, v. 32, n. 8, p. 1592-1610, 2012.

DEMAJOROVIC, Jacques; MIGLIANO, João Ernesto Brasil. Política nacional de resíduos sólidos e suas implicações na cadeia da logística reversa de microcomputadores no Brasil. *Gestão & Regionalidade (Online)*, v. 29, n. 87, 2013.

DEMAJOROVIC, jacques; AUGUSTO, eryka eugênia fernandes; DE SOUZA, maria tereza saraiva. logística reversa de reee em países em desenvolvimento: desafios e perspectivas para o modelo brasileiro. *Ambiente & Sociedade*, v. 19, n. 2, p. 119-137, 2016.

DUBOIS-IORGULESCU, Ana-Maria et al. How to define the system in social life cycle assessments? A critical review of the state of the art and identification of needed developments. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1-12, 2016

DI CESARE, Silvia et al. Positive impacts in social life cycle assessment: state of the art and the way forward. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1-16, 2016.

DREYER, L., Hauschild, M., & Schierbeck, J. (2006). A framework for social life cycle impact assessment (10 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 11(2), 88-97.

_____. (2010a). Characterisation of social impacts in LCA. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(3), 247-259.

_____. (2010b). Characterisation of social impacts in LCA. Part 2: implementation in six company case studies. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 15(4), 385-402

DUARTE, Sibeles Thaise Viana Guimarães. Proposta de ferramenta para identificação e caracterização de impactos na perspectiva de ACV-Social: Um estudo de caso nas usinas eólica e termoelétrica no Estado da Paraíba – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2015.

EKENER-PETERSEN, Elisabeth; FINNVEDEN, Göran. Potential hotspots identified by social LCA—part 1: a case study of a laptop computer. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 1, p. 127-143, 2013.

ECCLES, Robert G.; IOANNOU, Ioannis; SERAFEIM, George. The impact of corporate sustainability on organizational processes and performance. *Management Science*, v. 60, n. 11, p. 2835-2857, 2014.

FLEURY, Afonso Carlos Corrêa. Metodologia de pesquisa em engenharia de produção e gestão de operações. Paulo Augusto Cauchick Miguel (organizador). – 2.ed. – Rio de Janeiro: Elsevier: ABEPRO, 2012.

FINKBEINER M, Schau E, Lehmann A, Traverso M (2010) Towards life cycle sustainability assessment. Sustainability 2(10):3309–3322, <http://www.mdpi.com/2071-1050/2/10/3309/>, last call 15th Dec. 2010

FRANCO, R. G. F. Protocolo de referência para gestão de resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos domésticos para o município de Belo Horizonte. Dissertação – Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, 162p. 2008.

ISO 14.040:2001. Gestão Ambiental – Avaliação do ciclo de vida – Princípios e Estrutura.

HE, W., LI, G., MA, X., WANG, J., XU, M. & HUANG, C. WEEE recovery strategies and the WEEE treatment status in China. Journal of Hazardous Materials B136 (2006) 502-512.

JØRGENSEN, Andreas et al. Methodologies for social life cycle assessment. The international journal of life cycle assessment, v. 13, n. 2, p. 96, 2008.

_____; Finkbeiner, M.; Jørgensen, M.; Hauschild, M. Defining the baseline in social life cycle assessment. Int. J. Life Cycle Ass. 2010, 15, 376–384.

_____.; DREYER, L, WANGEL, A. The effects of three diferentes SLCA methods. International Seminar on Social LCA. Montpellier, France, <http://social-lca-2011.cirad.fr/>, 2011.

JAYARAMAN, Vaidyanathan; LUO, Yadong. Creating competitive advantages through new value creation: a reverse logistics perspective. The Academy of Management Perspectives, v. 21, n. 2, p. 56-73, 2007.

KANG, H.-Y. & SHOENUNG, J. M. Electronic waste recycling: A review of U. S. infrastructure and technology options. Resources Conservation & Recycling 45 (2005) 368-400.

LAU, K. H; Wang, Y. Reverse logistics in the electronic industry of China: a case study. Supply Chain Management: An International Journal, v. 14, n. 6, p. 447–465, 2009.

LIVES, INVENTTA—Where Innovation. Logística Reversa de Equipamentos Eletroeletrônicos: Análise de viabilidade técnica e econômica, setembro, 2012. 2013.

LAGARDE, Vincent; MACOMBE, Catherine. Designing the social life cycle of products from the systematic competitive model. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 18, n. 1, p. 172-184, 2013.

MACOMBE C, Feschet P, Garrabé M, Loeillet D (2011) 2nd International Seminar in Social Life Cycle Assessment—recent developments in assessing the social impacts of product life cycles. *Int J Life Cycle Assess* 16:940–943. doi:10.1007/s11367-011-0331-5

MANIK Y, Leahy J, Halog A (2013) Social life cycle assessment of palm oil biodiesel: a case study in Jambi Province of Indonesia. *Int J Life Cycle Assess* 18(7):1386–1392

MEBRATU, Desta. Sustainability and sustainable development: historical and conceptual review. *Environmental impact assessment review*, v. 18, n. 6, p. 493-520, 1998.

MORIIZUMI, Y., Matsui, N., & Hondo, H. (2010). Simplified life cycle sustainability assessment of mangrove management: a case of plantation on wastelands in Thailand. *Journal of Cleaner Production*, 18(16), 1629-1638.

MOURA, Elton Siqueira. MAT-SCV: Um modelo de maturidade para avaliação da sustentabilidade em processos organizacionais com base no pensamento do ciclo de vida – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2015.

PARLAMENTO EUROPEU. Diretiva 2002/95/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 27 de Janeiro de 2003: Relativa à restrição do uso de determinadas substâncias perigosas em equipamentos elétrico e eletrônicos, in: *Jornal Oficial da União Europeia* de 13.02.2003.

_____. Diretiva 2002/96/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 27 de Janeiro de 2003: Relativa aos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos (REEE), in: *Jornal Oficial da União Europeia* de 13.02.2003.

PINHO, BRUNO.; A Concepção de um Framework de um Sistema de Produção e a Estruturação dos Processos de PCP com base em uma Indústria do Setor de Polipropileno, 2009, CEFET-RJ

PACHECO, GENILSON JACINTO; Gerenciamento de resíduos eletroeletrônicos: uma proposta para resíduos de equipamentos de informática no município do Rio de Janeiro, Dissertação (mestrado)–Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana e Ambiental, 2013.

PETTI, Luigia; SERRELI, Monica; DI CESARE, Silvia. Systematic literature review in social life cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, p. 1-10, 2016.

Planet under pressure: new knowledge towards solutions. March 26, 2012 - March 29, 2012. London, United Kingdom

REN, J., Manzardo, A., Mazzi, A., Zuliani, F., & Scipioni, A. (2015). Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20(6), 842-853.

RODRIGUES, A.C. Impactos socioambientais dos resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos: estudo da cadeia pós-consumo no Brasil. Dissertação – Universidade Metodista de Piracicaba, Faculdade de Engenharia, Arquitetura e Urbanismo, Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Produção. São Paulo, 2007.

ROGERS, Dale S.; RONALD, S. Going backwards: reverse logistics trends and practices. 1999.

SCHMIDHEINY, Stephan. Changing course: A global business perspective on development and the environment. MIT press, 1992.

SENA, Fabricio Roberto. Evolução da Tecnologia Móvel Celular e o Impacto nos Resíduos de Eletroeletrônicos. 2012. Tese de Doutorado. PUC-Rio.

SCHLUEP, M., Hagelueken, C., Kuehr, R., Magalini, F., Maurer, C., Meskers, C., Mueller, E., Wang, F. Recycling from e-waste to resources: sustainable innovation and technology transfer industrial sector studies. Bonn: UNEP-UNU, Solving the E-waste Problem (StEP), 2009. Disponível em <http://www.unep.org/pdf/Recycling_From_e-waste_to_resources.pdf>. Acesso em: 16 jan. 2017.

UMAIR, S., Björklund, A., & Petersen, E. E. (2015). Social impact assessment of informal recycling of electronic ICT waste in Pakistan using UNEP SETAC guidelines. *Resources, Conservation and Recycling*, 95, 46-57

[UNEP-SETAC] United Nations Environment Programme-Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 2009. Guidelines for Social Life Cycle Assessment of products. United Nations Environment Programme, Paris.

_____ United Nations Environment Programme-Society of Environmental Toxicology and Chemistry. 2013. The methodological sheets of sub-categories in Social Life Cycle Assessment (sLCA). Pre-publication version. [cited 2013 September 9]. Available from: <http://www.lifecycleinitiative.org/www.estis>.

UNEP, United Nations Environment Programme & United Nations University. Sustainable Innovation and Technology Transfer Industrial Sector Studies. "Recycling from E-Waste to resources. July, 2009.

UNU-IAS - Universidad de las Naciones Unidas. 2015. eWaste en América Latina - Análisis estadístico y recomendaciones de política pública. Disponível em <<http://www.gsma.com/latinamerica/wp-content/uploads/2015/11/gsma-unu-ewaste2015-spa.pdf>>net/sites/lcinit/ USGS. U.S. Geological Survey.

Obsolete Computers, "Gold Mine," or High-Tech Trash? Resource Recovery from Recycling. Disponível em: <<http://pubs.usgs.gov/fs/fs060-01/fs060-01.pdf>>. Acessado em 25/11/2015.

WCED. 1987. *Our Common Future*. London: Oxford University Press

WIDMER, Rolf et al. Global perspectives on e-waste. *Environmental impact assessment review*, v. 25, n. 5, p. 436-458, 2005.

WU, Ruqun; YANG, Dan; CHEN, Jiquan. Social life cycle assessment revisited. *Sustainability*, v. 6, n. 7, p. 4200-4226, 2014.

How to define the system in social life cycle assessments? A critical review of the state of the art and identification of needed developments

Ana-Maria Dubois-Iorgulescu¹ · Anna Karin Elisabeth Bernstad Saraiva¹ ·
Rogerio Valle¹ · Leonardo Mangia Rodrigues¹

Received: 1 July 2015 / Accepted: 29 July 2016
© Springer-Verlag Berlin Heidelberg 2016

Abstract

Purpose This literature review aims at fostering the use of social life cycle assessment (SLCA) and improving the robustness of the method by focusing on one primordial element: system boundaries definition. Our goal is to provide an overview of methods used to create the product system and the cut-off criteria applied.

Methods We analyse SLCA case studies from peer-reviewed journals and some academic reports published from 2009 until 2015. Amongst the 33 SLCA identified, 9 are within a life cycle sustainability assessment. We analyse how authors conceptually define the product system and the implications of their different approaches. We also classify and describe the criteria used for cut-off and their justification.

Results and discussion We find that two conceptual views of the system exist, and often coexist, in reviewed case studies; one technical approach, defining life cycle stages in terms of technical processes related by material or energy flows, and one description of the system in socio-economic terms, selecting organisations as system units. Those organisations are where technical processes take place or are the economic actors whose functioning is influenced through market and economic ties by the life cycle of the product (consequentially indirect sources of social impacts). Cut-off criteria are applied in 15 cases. They are mostly qualitative, have a high variability in their justifications and are distributed in four groups:

social significance, empirical motivations, identical elements and significant dependency and decision relevancy. Two articles conduct a sensitivity analysis, showing radically different results depending on the conceptual view leading the design of the system. Finally, we see that the conceptual view of the system and applied cut-off criteria depend on the objectives of the assessment, the targeted audience and the methodology chosen to conduct the SLCA.

Conclusions Differing conceptual approaches of the system and very diverse cut-off criteria used are identified in SLCA case studies. This variability allows a better adaptation of studied systems to the objectives of the assessments. Justifications for system boundaries setting is many times lacking or not systematised. A more rigorous documentation of system boundaries setting in future case studies and research is recommended.

Keywords Cut-off · Sensitivity analysis · SLCA · Social LCA · System boundaries · System description

1 Introduction

Several reviews on the state of the art and challenges in the field of social life cycle assessment (SLCA) have been presented over the last years (Chhipi-Shrestha et al. 2014; Jørgensen et al. 2008; Parent et al. 2010; Wu et al. 2014). They have principally focused on the development of consistent characterisation and life cycle impact assessment (LCIA) methods.

Until now, less attention has been directed to areas such as system boundary delimitation and handling of cut-offs in SLCA. According to the United Nations Environment Programme/Society for Environmental Toxicology and Chemistry (UNEP/SETAC) SLCA Guidelines (Benoit and

Responsible editor: Alessandra Zamagni

✉ Ana-Maria Dubois-Iorgulescu
anamaria@sage.coppe.ufjf.br

¹ SAGE/COPPE (Production Management Advanced Systems Lab), Federal University of Rio de Janeiro UFRJ, Cidade Universitária – Ilha do Fundão, Rio de Janeiro, Brazil

Published online: 13 August 2016

 Springer

Mazijn 2009), system boundaries refer to the determination of which unit processes should be included in the system being assessed. As stated by Lagarde and Macombe (2012), to effectively communicate the criteria for what and who was included in and excluded from the assessment is a major credibility factor. The same authors lift the risk of overlooking indirect effects or externalities caused by the product in focus, although this is one of the principal pillars for the legitimacy of SLCA. Swarr (2009) stated that “Externalities are the zone of conflict, and deciding where to draw the boundary is the fundamental question for sustainability”. Thus, little systematisation and transparency in system delimitations can impair estimation of the level of uncertainty linked to gained results, reduce robustness and potential for replicability or cross-study comparisons and, worst of all, harm identification of some of the main impacts caused by the investigated product and thus reduce the relevance of SLCA as a method in the framework of sustainability assessments.

The inherent difficulty in setting of system delimitations is acknowledged in the UNEP/SETAC Life Cycle Initiative SLCA Guidelines (Benoît and Mazijn 2009), hereafter referred to as the Guidelines, stating that “even if we had an unlimited research budget and unlimited time and were omniscient (all-knowing), we could still disagree about what should be included in the boundary of ‘a product life cycle’ for life cycle assessment”. According to the Guidelines, the main reasons behind this are differences in studies’ objectives, SLCA practitioners’ world-view and previous experiences of modelling. These aspects will always introduce a certain amount of subjectivity in defining system delimitations, yet increasing the necessity for clear definitions, transparency and substantiated justifications of made choices.

Previous environmental LCA (ELCA) studies have repeatedly demonstrated that definitions of system delimitations can be of immense importance for overall results and conclusions drawn from the study (Villanueva and Wenzel 2007). Although this is also undoubtedly the case in SLCA (Chhipi-Shrestha et al. 2014), little attention has been given to this item as an essential part in the realisation of an SLCA. To the notion of the authors of the present paper, the only extensive discussions on this topic are works by Dreyer and Hauschild (2006), Jørgensen et al. (2008), Parent et al. (2010), Lagarde and Macombe (2012) and Chhipi-Shrestha et al. (2014).

According to Lagarde and Macombe (2012), the concepts used to describe systems and set the boundaries are not very clear in published SLCA literature. Based on the experiences of the authors, many SLCA studies published until 2012 do not clearly explain the conceptual model they have chosen or the criteria on which they have based their choice of boundaries (Lagarde and Macombe 2012). However, the authors do not provide details on how these choices have been handled in

published literature. A more detailed observation was realised in 2014 by Chhipi-Shrestha et al. who reviewed 20 case studies and concluded “above all, the cut-off criteria were not specified in most studies”. In addition, the amount of SLCA publications has vastly increased since then.

Thus, the overall objective of the present study is to facilitate the future work of SLCA practitioners by providing a critical overview of system delimitation, based on a review of previously published SLCA case studies. Sections 3 and 4 discuss and categorise the different views on the conceptual understanding of the system, how system limits are defined, and how cut-off rules are constructed and implemented. In Section 5, an application-dependent model for system view and cut-offs in different contexts is presented. Finally, Section 6 presents our conclusions.

2 Methodology

This study, adopts the ISO 14040 (ISO 2006a) definition of a system, i.e. “a collection of unit processes with elementary and product flows, performing one or more defined functions, and which models the life cycle of a product”. Initially, a unit process is defined as defined by the same norm, i.e. “the smallest element considered in the life cycle inventory analysis for which input and output data are quantified”, but we will see in Section 3.1 and 3.2 that several SLCA practitioners add an organisational approach to this technical definition. Our study also focuses on cut-off criteria, i.e. the specification of quantity of material or energy flow or the level of social significance “associated with unit processes or product system to be excluded from a study” (ISO 2006a).

In addition, in the present study, the use of the term “product” follows the ISO (2006a and 2006b), i.e. as a product or a service, unless specifically stated otherwise.

This literature review is based mainly on SLCA case studies published in peer-reviewed journals. A literature survey was carried out in international and Brazilian databases (www.sciencedirect.com, www.springer.com and www.periodicos.capes.gov.br) and a web-based search engine (scholar.google.com), using the keywords “SLCA”, “Social LCA” and “Social Life Cycle Assessment” in the fields title, abstract and keywords. We also included nine articles addressing life cycle sustainability assessment (LCSA) and several academic reports and books that we judged relevant to the present review. As our objective is to analyse the definition of product system boundaries and the use of cut-off rules in SLCAs, all selected articles include case studies at least partially. Although the review was made with the intention of being comprehensive, studies of relevance might have been excluded. As an example, the increasing mass of SLCA reports commissioned by private entities were excluded, with the effect of the review being focused on the development of

the SLCA concept in the academic literature. Privately commissioned studies might differ in various ways in relation to the aspects investigated here, with boundaries potentially being motivated by managerial decision.

This review focuses on case studies following the publication of the Guidelines in 2009 as literature was very limited before their publication (Chhipi-Shrestha et al. 2014) and has been extensively studied (Benoit and Mazijn 2009; Jørgensen et al. 2008). The output is 33 case studies published from 2009 until March 2015. The analysis is realised in a systematised way using double-entry matrices (Tables 1 and 2) with assessment criteria detailed in the next chapters.

After an overview of the conceptual definition of the system presented in reviewed studies, the system units composing the system and data levels used in modelling of the system are identified and discussed. We analyse the different logics that substantiate the construction of the initial system. Afterwards, we identify and categorise the system boundaries used and cut-off criteria as well as how they are justified. Finally, we see how the objective of the SLCA plays a key role in the choice of the conceptual understanding, of the definition of the system and of the applied cut-offs.

3 Conceptual definition of the system

The feasibility of SLCA and the applicability of ISO 14040 (ISO 2006a) was recognised by Weidema (2005), followed by Griefshammer et al. (2006) and the Guidelines. They agree that the ISO norm applies to SLCA, with slight adaptations, should be followed by practitioners. The definition of a product system, its boundaries and cut-off rules are no exceptions. All authors of the reviewed case studies state having followed the above recommendations, by referring to ISO (2006a, b) and/or the Guidelines.

Nevertheless, how they construct their initial system and which elements are comprised within its boundaries vary between authors. We observe differences in the conceptual view they have of a system: what are the smallest elements composing it? At which level are data quantified for those elements? And finally, how were those elements identified?

3.1 The units of the system

In ELCA, unit processes are of a technical and physical nature (ISO 2006a). The initial product system presented in ELCA and the Guidelines is made of chains of technical processes and is usually depicted in a process flow chart, connected through economic and/or physical relations. SLCA literature accepts this definition but also adds different interpretations of the units composing a

system and several authors argue that they can be of an organisational nature (e.g. Dreyer et al. 2010a, b; Parent et al. 2010; Lagarde and Macombe 2012).

Defining systems at the organisational level, “from conduct of the company to the social impact” (Jørgensen et al. 2008) is specific to SLCA. Spillemaeckers and Vanhoutte (2004), Dreyer et al. (2006 and 2010a), Macombe et al. (2011) and Zamagni et al. (2011) argue that the social impacts on people in the life cycle of a product have a stronger relation to the behaviour of organisations and companies involved in the product chain than the technical processes themselves. From this perspective, the product system should be composed by the organisations where processes take place.

For clarity, the term “unit” is used in the rest of the article when referring to the smallest part of the system, independently of its nature (technical process or organisational unit). We identify the smallest element of the initial system described in the scope definition stage of the reviewed case studies and if the nature of those units are of technical or organisational. In studies performing ELCA in parallel to the SLCA, the identification of units was restricted to the SLCA. Thirty-one of the 33 studies reviewed (Table 1) describe the initial assessed system as a chain of technical processes or life cycle stages. Amongst them, 9 studies list only life cycle stages and 22 quote technical processes as well, though sometimes not exhaustively. Amongst studies where ELCA were performed in parallel to SLCA, technical processes were always quoted.

Paragahawewa et al. (2009) describe a system composed of technical processes but advise to conciliate technical and organisational approaches as both are necessary and add complementary information.

Ultimately, only Dreyer et al. (2010b) and Lagarde and Macombe (2012) do not describe the initial system as a chain of technical processes. Lagarde and Macombe (2012) have an organisational conception, using companies as units of the system initially described. Dreyer et al. (2010b) do not present a specific product system in their article and only mention companies. According to their conceptualisation of the system expressed in a previous article, identifying the technical processes in the life cycle is nevertheless a first stage, while “social LCA must be focused at a higher hierarchical level on the companies in which the processes occur” (Dreyer et al. 2010a).

3.2 Data level

Many authors describe the initial system as a flow of technical processes but obtain useful results by collecting data at a different level. We will see why in the next chapter and how the level of data collection gives another perspective to the conceptual understanding of the system.

Table 1 Summary of observations in the performed review

Reference	LSCA	System boundaries	Data level	Cut-off criteria	LCIA
Albrecht et al. (2013)		Cradle to grave	C/S		Att1
Andrews et al. (2009)		Gate to gate	C/S		Att1
Aparcana and Salhofer (2013)			C/S		Att1
Arcese et al. (2013)			O		Att1
Basurko and Mesbahi (2014)	X		O		Att1
Norris et al. (2012a)		Gate to gate	C/S	SS(AV + SH)	Att1
Norris et al. (2012b)		Gate to gate	C/S	SS(AV + SH)	Att1
Norris et al. (2011)		Gate to gate	C/S	SS(AV + SH)	Att1
Baumann et al. (2013)		Cradle to use	P		Att2
Chang et al. (2012)	X	Cradle to grave	C/S		Att1
Ciroth and Franze (2011)		Cradle to grave	C/S	EL + SS(SH)	Att1
De Luca et al. (2015)		Gate to gate	O	SS(none)	Att1
Dreyer et al. (2010a, 2010b)			O		Att1
Ekener-Petersen and Finnveden (2013)		Cradle to grave	C/S	EL + SS(AV)	Att1
Ekener-Petersen et al. (2014)		Gate to gate	C/S	EL	Att1
Feschet et al. (2012)		Gate to gate	O/P		Csq2
Foolmaun and Ramjeeawon (2013)		Cradle to grave	C/S	IE	Att1
Franze and Ciroth (2011)		Cradle to grave	C/S	EL + SS(SH)	Att1
Hosseiniyou et al. (2014)		Cradle to grave	C/S	SS(AV + SH)	Att1
Lagarde and Macombe (2012)		Cradle to grave	O/P	SD	Csq2
Lehmann et al. (2011)		Cradle to grave	O		Att1
Lehmann et al. (2013)	X	Cradle to grave	O	EL	Att1
Luthe et al. (2013)		Cradle to grave	C/S		Att1
Manik et al. (2013)		Gate to gate	C/S		Att1
Martinez-Blanco et al. (2014)	X	Gate to gate	C/S	EL + IE	Att1
Moriizumi et al. (2010)	X	Gate to gate	C/S		Att1
Norris et al. (2014)			C/S		Att1
Paragahawewa et al. (2009)			O	SS(none)	Att1
Ren et al. (2015)	X	Gate to gate	C/S		Att1
Stamford and Azapagic (2012)	X	Cradle to grave	C/S		Att1
Traverso et al. (2012)	X	Cradle to grave	O	EL	Att1
Umair et al. (2015)		Cradle to grave	O		Att1
Vinyes et al. (2013)	X	Cradle to grave	C/S		Att1

Activity variable and SH are types of SSI and therefore presented within brackets

C/S country/sector, O organisation, EL empirical limitations, IE identical elements, SS social significance, AV activity variable, SD significant dependency, SH social hotspot, SE stakeholders/experts, Att1 attributional type 1, Att2 attributional type 2, Csq2 consequential type 2 (no consequential type 1 studies identified in reviewed articles), P processes

Within reviewed articles, we have identified two of those broader levels of data collection:

- The industrial sector in a given country, region or other defined geographical area, hereafter referred to as “sector/country level”
- The organisation and the surrounding local community, hereafter referred to as “organisation level”

To better apprehend the authors’ conceptual definition of the system and analyse how a mapping of technical processes leads to the assessment of social impacts, this study examines at which level data is collected during the inventory phase. As most case studies include different levels of data collection (e.g. national, organisational, process), we focus on the lowest level at which data is available or which is recommended in the study. For example, if data was collected at national,

Table 2 Systematic presentation of linkages observed between case study objectives, conceptual system understanding and the most relevant processes forming the system, used cut-off criteria and main target groups in reviewed studies

Objective of the SLCA	Target group	Social stressor ^a	Cut-off criteria ^b	Relevant data level	Examples
Choice of technologies and suppliers	Designers, internal decision-makers, policy-makers	Processes	The influence of the central company	Organisational	Lehmann et al. (2011)
Product optimization (material choice, etc).	Designers, internal decision-makers, policy-makers	Processes	Activity variables	Country/sector	Ekener-Petersen and Finnveden (2013); Hosseini et al. (2014)
Investigate social impacts from a specific sector on macro-basis	Policy-makers	Processes	Hotspots (technical processes)	Country/sector	Ciroth and Franze (2011); Paragahawewa et al. (2009)
Predict impacts of the product's life cycle on an area of protection at the national level or in absolute terms (type 2 assessment)	Designers, internal decision-makers, policy-makers	Processes	Hotspots (technical processes)	Technical process	Baumann et al. (2013); Feschet et al. (2012)
Identify social consequences of projects/investments	Internal decision-makers, policy-makers	Organisations	Actors impacted by the company's future activity (including competitors), identified through the significant dependency model	Organisational	Lagarde and Macombe (2012)
Improve internal performance (changes in the practices of the central company, companies in the value chain) or choose suppliers	Internal decision-makers	Organisations	The influence of the central company	Organisational	Dreyer et al. (2010a, 2010b).
Generation of risk-assessment. Choice of geographical location of an activity or of suppliers within the value chain. External communication.	Clients, NGOs, Internal decision-makers	Processes	Hotspots (sector/country)	Country/sector	Norris et al. (2012a and 2014)
Identify parts of the system with different characteristics. External communication	Clients, NGOs	Processes	Cut-offs are not made, as the objective is to identify parts of the system with different characteristics (attribute assessment, LCAA).	Country/sector	Andrews et al. (2009)

^a Determinant factor for what is to be included in the system

^b The sources of the impacts

sectorial and organisational levels, we will identify the managerial level as being the lowest and will state and analyse only this level in the present review.

In most articles, we could find the apparent paradox mentioned above. Their authors define the technical processes or life cycle stages assessed, though sometimes vaguely, but this information is used to determine which companies operate at

those stages or in which countries those stages take place, collecting data at the later levels.

Twenty-one case studies conduct assessments at a sector/country level. The goal of those studies is either assessing the social impacts of a whole sector at a local or national level (e.g. Foolmaun and Ramjeeawon 2013; Hosseini et al. 2014), targeting NGOs or policy-makers or conducting a

hotspot assessment for a given product category (e.g. Norris et al. 2011, 2012a, b, 2014). We observe that when data is assessed by sector, it is specific to a geographical region. The Guidelines see the use of non-region specific sectorial data as contradictory to the often-stated context-specific nature of SLCA and indeed, according to our reading, this does not occur in any of the reviewed studies. Moreover, nine articles focused on this level recommend gathering data at the company level, recognising that sector/country level of data collection is sufficient for decisions at the policy level, but insufficient for decision support related to a specific product.

Overall, 75 % of the articles collect or advocate for collecting data at the organisation level. In some of those articles, this collecting level is related to the objective of the assessment (Jørgensen et al. 2009), e.g. identify social issues within a company or its managerial practices. A bias towards collecting (or advising to collect) data at the organisation level can also be explained by the impact subcategories recommended by the Guidelines, which mainly assess managerial practices at the organisation level as underlined by Parent et al. (2010).

Data are gathered at the organisation level in 11 articles (Table 1), allowing, e.g. an understanding of the impacts of each supplier in the supply chain or an improvement of internal managerial practices. It is noteworthy that most of those studies use information available for the entire company and not data allocated to a specific technical process. Exceptions are Baumann et al. (2013) and Feschet et al. (2012) who list technical processes and gather quantitative data related to this level by measuring the organisational impacts allocated only to the functional unit and not the entire organisation or country. Even in articles where only parts of companies are assessed, such as Ciroth and Franze (2011) who investigate in which company factory the component is produced, data is collected at the level of that entire factory rather than the sole technical process. Jørgensen et al. (2009) argue that theoretically, only the impacts directly related to the production of the product or its components should be included in the assessed system. According to this *allocation of responsibility*, “specific impacts connected to a production line whose products are not part of the assessed product should not be considered” even when they are located in the same site. Nevertheless, they also show that this allocation is not desirable or is difficult to achieve from the point of view of the potential target groups of performed SLCA, which actually aim at impacting the organisational level rather than the process level.

3.3 Genesis of the system

One of the main challenges in designing the initial system is to identify which elements lead to social impacts. Authors take different approaches when designing the product system and listing the life cycle and processes comprised. Besides

mapping material flows, some studies integrate immaterial flows (financial or administrative services) to the assessment (Ciroth and Franze 2011; Dreyer et al. 2010b; Feschet et al. 2012; Lagarde and Macombe 2012; Norris et al. 2012a, b). Such support services are commonly cut-off in ELCA, potentially based on the assumption that they result in insignificant environmental impacts. System design can also depend on (a) the consequential or attributional approach of the study and (b) whether they use a model aggregating the results of indicators (type 1) or representing causal pathways (type 2). Most of the studies reviewed combine type 1 modelling with an attributional approach. They mainly use or derive SLCA system boundaries from ELCA, a procedure maybe influenced by the anteriority of ELCA and by the robustness of this methodology and that is suggested in the guidelines. There is, however, no consensus on whether and how to derive them and several authors are critical to this approach (Lagarde and Macombe 2012; Kruse et al. 2009).

When both an ELCA and a SLCA are realised, we observe that the environmental assessment is always anterior to the social one. Conducting an ELCA influences SLCA system boundaries as the system created for the ELCA is used as a starting point for the SLCA's system. This was observed in all six studies where an ELCA was also realised. A particular case is the one of LCSAs, where ELCA, life cycle costing (LCC) and SLCA are realised in parallel. The guidelines for LCSA (Valdivia et al. 2013) recommend including “all unit processes relevant for at least one of the techniques” in the initial system described for the entire study (specific cut-offs can be made for each dimension subsequently). We observe that many authors of the reviewed studies started by constructing a system for ELCA and identified which parts are specific to SLCA later on, in the inventory part for SLCA (e.g. Macombe et al. 2010; Chang et al. 2012).

Whether system boundaries are derived from previously defined limits (i.e. in ELCA or LCSA) or not, authors (Benoît and Mazijn 2009; Kruse et al. 2009) agree that a specific refinement must be realised when conducting a SLCA. Thus, a second “layer” must be added when defining the system for a SLCA, as this layer allows practitioners to identify the source of the social stressors, corresponding to the data level (Parent et al. 2010).

The units of this second layer are of an organisational nature, referred to as “context unit” by Parent et al. (2010). These are connected amongst themselves by financial or contractual ties and have the central organisation or country as the focal point. Some authors describe this mapping logic as following a supply chain or a value chain vision (e.g. Dreyer et al. 2010b; Lehmann et al. 2013). The system results in a mapping of organisations related to the central organisation or amongst themselves by financial and/or contractual ties.

The first layer of the system composed of technical processes is also present in the three type 2 SLCA (Table 1). Two

of them (Baumann et al. 2013; Feschet et al. 2012) do not identify the second layer for the entire system they study. Instead, authors directly relate social impacts to processes through pathways varying from one method to the other. This is due to the impact assessment method and the nature of the endpoints used. In both studies, endpoints are related to health and life expectancy (respectively DALY and LEX). Social stressors, i.e. the sources of the impacts, can be organisational, within the central company, its suppliers, the State or national households reacting to the process (Feschet et al. 2012), but they can also be of a technical nature such as the amount of toxic emissions caused or the number of injuries prevented by the process (Baumann et al. 2013), hence not related to a particular managerial practice, region or organisation.

We also observe studies, which, although not stating this explicitly, assess consequences with social relevance associated with possible changes in the life cycle of the investigated product or service, analogously to consequential ELCA modelling (Ekvall and Weidema 2004). In Lagarde and Macombe (2012) and Feschet et al. (2012), the conceptual understanding of the system focuses on unit social impacts from changes that the investigated product chain induces beyond its frontiers, differing in that socio-economic relationships and fluxes, rather than material fluxes, are used to identify the relevant units of the system. For example, Lagarde and Macombe (2012) design the assessed system analysing the relationships between the central firm and the sociosphere. They introduce the concept of the systematic competitive model, merging notions from the strategic arena and the value net. The system they describe encompasses all companies within supply chains that are in direct or indirect competition with the central company or that are complementing it. The system is designed starting from a change occurring in the central firm and envisions the complex relationships existing between companies, such as cooperation (cooperation between competitors). The result is a multidimensional and dynamic network, unlike most SLCA systems, modelled as static chains of processes. Both reviewed studies performed with consequential system modelling use a type 2 LCIA approach. It is however our opinion that there is no relation between consequential modelling and a specific SLCIA approach.

4 Cut-off criteria and system boundaries

In environmental LCAs, after designing the initial, ideal, system, authors often determine narrower boundaries that define which elements will be included in the inventory and the rest of the assessment. They realise cut-offs. Is it the case in SLCAs? What are the cut-off criteria defined and applied in

reviewed case studies? What are the implications of those cut-offs?

4.1 Cut-off criteria

Cut-off criteria are the rules and thresholds used to exclude elements from the system initially defined. In an ELCA, cut-off criteria are set in line with goal and scope of the study, determined systematically and quantitatively, in order to lead to unbiased results and comparisons (ILCD 2010). They are used for example to exclude all quantitatively not relevant non-reference product flows, waste flows, and elementary flows.

Cut-off criteria are also necessary in SLCA, as the product chains can be infinite (Macombe et al. 2011). Yet, the Guidelines give limited guidance in relation to cut-off criteria setting. They state that all relevant parts of the life cycle have to be included in the study and that “it is rather a question of motivating the cut-off-criteria”, which could be interpreted as if any cut-off is accepted, as long as the choice is motivated by the goal and scope definition of the study.

Cut-offs made in the assessment of the product system in reviewed case studies were analysed from three perspectives: (i) are cut-offs made, discussed and clearly stated; (ii) what method was used in setting cut-offs and (iii) are they justified, and if so, how.

Fifteen out of 31 case studies defining a system (Table 1) do not clearly state and discuss cut-off criteria used in the definition of the investigated system, i.e. included/excluded processes are not clearly specified and/or choices are not justified.

Out of the six studies deriving system boundaries from ELCA, only De Luca et al. (2015) applied specific cut-off rules for the SLCA. Although the system boundary “was chosen according to parallel studies that were developed using the same data to assess economic and environmental sustainability”, it is also in those phases that “most situations of social concern develop”. Baumann et al. (2013) state that “the system boundaries of the S-LCA are the same as those of the corresponding E-LCA” without further detail. Basing system boundaries on previously performed ELCA is coherent with recommendations in the Guidelines, stating that the calculation basis shall be as consistent as possible. However, consistent does not mean identical and system definition and cut-offs made in ELCA are based on environmental relevance, which can differ from social relevance (Kruse et al. 2009). As an example, services are typically not included in process-based LCA databases. However, they are included in economic input/output (IO) models and therefore in IO-LCA databases (Benoît and Mazijn 2009). Services may be worker intensive activities, and thus, relevant to include in an SLCA.

Similarly, in six of the nine LCSAs, the scope differs between social and other dimensions of the assessment, but only

two of them (Martínez-Blanco et al. 2014 and Lehmann et al. 2013) describe social cut-off criteria.

We identify 15 SLCA case studies presenting cut-off criteria in a qualitative or quantitative way, even briefly. Amongst these, we distinguish four categories of criteria expressed or implied. In some studies, these criteria coexist (Table 1).

4.1.1 Social significance

Following the recommendation of the ISO 14044 (ISO 2006b) to set boundaries by evaluating the “environmental significance” of each process, it is suggested by Griefhammer et al. (2006) and the Guidelines to set the cut-off rule for SLCA based on “social significance”. Weidema (2005) states that processes should be excluded from the product system only if this exclusion does not change the final result. Jørgensen et al. (2008) add expert judgement to this list of different methods for defining cut-offs. Those suggested cut-off criteria are basically qualitative, as underlined by Chhipi-Shrestha et al. (2014).

We observe that social significance is referred to in nine case studies and that the methods used to identify it can be qualitative, quantitative or semi-quantitative.

In six cases, it is stated from a qualitative point of view. The SLCA realised by De Luca et al. (2015) for example applies to “the phase in which most situations of social concern develop” and Paragahawewa et al. (2009) “focus on all socially significant impacts from both company and production specific activities”.

Six authors take a quantitative approach through the use of activity variables, with the underlying assumption and justification that the processes where more activity takes place will result in more social impacts. Two types of activity variables appear in the articles: work hours and material use. Martínez-Blanco et al. (2014) use work hours to decide which background systems should be included, “the most working time-intensive input”. Ekener-Petersen and Finnveden (2013) analyse the relative proportion of material used to produce a laptop, expressed in percentage of the total weight, in order to decide which raw materials will be analysed.

Another method used to evaluate social significance is through social hotspot assessment, which could be seen as semi-quantitative. Social hotspots are “unit processes located in a region where a situation occurs that may be considered a problem, a risk or an opportunity, in relation to a social theme of interest” (Benoît and Mazijn 2009). According to Hosseinijou et al. (2014), they allow analysing the social significance at each life cycle stage. Six case studies conduct a hotspot assessment during scoping (where the existence of hotspots is used as a cut-off criterion) or during the characterisation phase to identify significant issues in the product system. We will review here the hotspot assessment methods

these authors developed, even when they were used during the LCIA phase, as they could be used to realise cut-offs as well. All hotspot methods presented contain the two same stages; first activity variables are used to select technical processes for which potential social impacts are then identified. Norris et al. (2011, 2012a, b) developed a method based on data included in the Social Hotspot Database (SHDB). It combines a worker hours model, based on global input/output tables, which makes it possible to identify work intensity in different parts of the supply chain. Modelling of the supply chain is achieved by looking at the worker hours share contributed from country-specific sector (CSS) indicators potentially involved in the supply chain (Norris et al. 2012b). In an SLCA of strawberry yogurt, Norris et al. (2012b) identify that 89 % of the worker hours are within the top 200 CSS for dairy products and assess the risk of each of those CSS. However, authors acknowledge that sectors in the supply chain that did not rank high for worker hours can be of importance and, thus, supplement this method with a literature review. Hosseinijou et al. (2014) propose the use of material flow analysis to identify the main stream of material through its life cycle. Interviews were then performed with experts to identify the processes contributing to most pressing socio-economic issues within identified streams. Some social issues being critical, in the sense of the mere existence being unacceptable, independent of the size, their possible existence could also be a justification for including a unit in the system, the existence or absence of the risk of occurrence being the cut-off rule. We nevertheless did not observe the use of this rule in the reviewed articles.

4.1.2 Empirical limitations

In seven cases, cut-offs were justified through data availability and in one through time availability. Franze and Ciroth (2011) state that “the disposal is disregarded due to lack of reliable data” and that “out of consideration are capital goods for simplification reasons”. Martínez-Blanco et al. (2014) state about waste and capital goods, that “these processes include many additional companies [...] and would require a great amount of extra social data”. A different type of empirical motivation is of methodological nature. Various authors applying the Guidelines methodology, such as Ciroth and Franze (2011), excluded the use phase, as the characterisation method does not allow its assessment.

4.1.3 Identical elements

In comparative SLCAs, identical processes can be cut-off (ISO 14044, ISO 2006b). Identical elements are here understood as the identical technical process located in the same organisation or country (Lehmann et al. 2013; Martínez-Blanco et al. 2014; Chang et al. 2012) or identical lifecycle

phases (Martínez-Blanco et al. 2014; Foolmaun and Ramjeeawon 2013). Foolmaun and Ramjeeawon (2013) use this rule to leave outside of the system boundary all processes outside the Mauritanian territory. They compare social impacts of disposal alternatives of used PET bottles. Outside of Mauritius, the life cycles of those alternatives are identical. As a consequence, stages such as shipping or recycling of the PET bottles can be left out. Martínez-Blanco et al. (2014) also chose to assess “only those stages and substages [...] that differ between the alternative fertilizers”.

4.1.4 Significant dependency and decision relevancy

Lagarde and Macombe (2012) present the systematic competitive model as a method for developing the initial system and the significant dependency criterion for defining its boundaries. The organisations included within the system boundaries are those whose socially effecting behaviour would “change if the functioning of the life cycle under study changed”, which could be compared with consequential modelling thinking.

Though this criterion is not related to the ethical behaviour of the central company, nor its managerial practices, it can be read in conjunction with the approach of Dreyer et al. (2006) in that it relies on the influence of the central company. Dreyer et al. (2006) indeed recommend including only decision-relevant companies, i.e. those that can be influenced by the central company (the company and its tier 1 suppliers). We notice that this criterion was not used in reviewed case studies. It is quoted by Hosseini et al. (2014) who dismiss it as it cannot apply to the use phase. Lehmann et al. (2011) argue that the results of the SLCA will have an impact on the first tier suppliers at most but do not enforce this cut-off either in their study.

4.2 Sensitivity analysis

Both ISO 14040 (ISO 2006a) and ILCD (2010) state that made cut-offs should be justified through an iterative process, where the impact of made delimitations is investigated. This is recognised also in the Guidelines, where it is recommended that SLCA studies attempt to characterise the sensitivity of their results due to system boundary decisions. However, unlike in ELCA (Laurent et al. 2014), this is currently very uncommon in SLCA case studies, and only two such assessments were identified amongst reviewed articles. Baumann et al. (2013), whose LCIA method is quantitative, conduct an analysis similar to those realised in ELCA by estimating the impacts of cut-off processes and calculating their effect on the final result. Lagarde and Macombe (2012) assess the pertinence of the method they propose for system modelling by comparing it to using a value chain approach where only organisations with a client-supplier relationship are included in

the system. They conclude that, even using the same set of data, results are opposed depending on whether the system was designed with a value chain approach or using a systematic competitive model.

5 An application-dependent approach

It is recognised that differences in approaches in system definition may be explained by differences in their intended use and that width, depth and information needs in SLCA must be balanced according to the goal of the study and the intended audience (Jørgensen et al. 2008; ISO 2006a; Benoît and Mazijn 2009). It seems irrelevant to search for one single and “correct” conception of system view and cut-off criteria. Rather, some context-derived key elements are always necessary to identify relevant approaches to these issues.

Table 2 was created to show application-dependency in SLCA studies. The suggestion presented here is clearly not an exhaustive listing of potential applications and merely takes into account what we observe in the analysed case studies. It also presents our opinion on how the logic used for system definition, boundary setting and data collection can help in achieving the SLCA's goal. The matrix also aims to make clear that, as an SLCA can have various objectives and targeted audiences, several system approaches often coexist in the same assessment, and hence, various layers of cut-offs can be applied in the same study.

Which logic one should use when designing the initial system depends on the objectives and the audience of the assessment. In the case of product optimisation (line 2 in Table 2), a system focusing on the organisations or factories where the processes take place with the product as the focal point will give more visibility on the impacts a modification in the design of the product can have. When the company wants to communicate the social impacts of a product externally (line 7 in Table 2), identifying companies related to the central company by contractual ties can be more appropriate as it allows more transparency. If decision-makers in the central company want to improve the social impacts of their product through its life cycle (line 6 in Table 2), they will be interested in the organisations their company can affect and will gain from mapping a system starting at the central company and following contractual or financial ties. As the level of influence they have on the organisations of the system is critical, the cut-off applied should exclude those organisations that the central company cannot influence (Dreyer et al. 2006). For product comparative assessments, the system genesis can follow any of the stated logics, as long as the same logic is followed for mapping all compared systems, and where all identical processes are cut-off.

It is noteworthy that all studies reviewed do not follow exactly the logic presented in Table 2, sometimes for empirical

reasons or because the system definition was not detailed. However, the matrix (Table 2) might advance reflections of the context of the SLCA and result in more transparently described and robust system boundary settings and cut-offs in future work.

For example, assessments aiming at helping designers and internal decision-makers choose amongst various technologies or materials for the production of the central product (line 1 in Table 2) should be able to provide an output showing the impacts of each alternative product or technology on the entire life cycle. The influence a technology has on the system can be more visible by mapping the organisations directly related to the use of this technology. From this perspective, a justified cut-off is the elements that the decision-makers from the central company cannot influence and therefore cannot optimise, as is the case in Lehmann et al. (2011). Another relevant cut-off for this type of system can be quantitative, based on activity variables. It can apply if the central organisation can influence all organisation of the system or if the assessment is generic and directed at policy-makers (e.g. Ekener-Petersen and Finnveden 2013).

6 Conclusions

It has been recognised that the lack of a clear conceptual definition of the system and justified cut-off criteria could discount the robustness of an SLCA. Nevertheless, methods and justifications used in these processes have gained little attention in previous reviews of this research field.

In the reviewed studies, two differing conceptual views were expressed: one defining the system as a group of interconnected organisations and the other representing it as a chain of technical processes. All systems were nevertheless based on a vision of the life cycle in technical terms, similar to ELCA system boundary setting and making up the first layer of the SLCA system. How authors identified social stressors based on technical processes differed between cases.

Two main factors influence how the organisational layer of the system is defined: the SLCIA method used and the objective of the study (and target audience).

In type 1 assessments, the system consists of the organisations where technical processes take place or that are directly or indirectly associated to those processes and related services. These organisations are the sources of social stressors. Most systems defined in type 2 assessments consist of technical processes only and will serve to identify social impacts directly or indirectly related to the processes and the flow of material and energy.

The assessment's data level was used in this review to understand which were the social stressors in the system. Data level is related to the objective of the study, empirical

limitations and the SLCIA method chosen but is not a direct consequence nor motivation for system definition.

The review shows that cut-off criteria are rarely detailed. Amongst these, we identify four types of criteria: social significance, empirical limitations, identical elements and significant dependency and decision relevancy. The first of these criteria is assessed through activity variables, identification of hotspots or author's and experts' opinion. Empirical limitations and identical elements are self-explanatory, whereas the other criteria are mainly assessed through author's opinion.

The objective of the study influences the design of the initial system and the logic followed when designing the network of organisations connected to the product's life cycle and cutting off parts of this initial system. It is irrelevant to search for any "correct" conception of system view and cut-off criteria, and relevant approaches to these issues should rather be application derived.

Mainly because most reviewed studies focused on developing SLCIA methodologies, they did not detail system boundary setting in a systematised and robust way. The lack of clear conceptual approaches of the system and the scarcity of boundary setting methods in SLCA hamper knowledge build-up in this area.

A first attempt of systematisation of how this was made in previous works has been presented here; forming a basis for increased reflections on these important parts of the assessment in future SLCA. We recommend more transparency on choices made in system creation in future SLCA case studies as well as the use of detailed cut-off criteria and the application of sensitivity analyses investigating the influence of made choices. More research is also needed to understand how the organisational layer of the system can be defined based on the technical one, how they relate to the objective of the assessment and how systems will differ depending on the SLCIA method used.

References

- Albrecht S, Brandstetter P, Beck T, Fullana-i-Palmer P, Grönman K, Baitz M, Fischer M (2013) An extended life cycle analysis of packaging systems for fruit and vegetable transport in Europe. *Int J Life Cycle Assess* 18(8):1549–1567
- Andrews E, Lesage P, Benoît C, Parent J, Norris G, Revéret JP (2009) Life cycle attribute assessment. *J Ind Ecol* 13(4):565–578
- Aparcana S, Salhofer S (2013) Application of a methodology for the social life cycle assessment of recycling systems in low income countries: three Peruvian case studies. *Int J Life Cycle Assess* 18(5):1116–1128
- Arcese G, Lucchetti MC, Merli R (2013) Social life cycle assessment as a management tool: methodology for application in tourism. *Sustainability* 5(8):3275–3287

- Basurko OC, Mesbahi E (2014) Methodology for the sustainability assessment of marine technologies. *J Clean Prod* 68:155–164
- Baumann H, Arvidsson R, Tong H, Wang Y (2013) Does the production of an airbag injure more people than the airbag saves in traffic? *J Ind Ecol* 17(4):517–527
- Benoît C, Mazijn B (2009) Guidelines for social life cycle assessment of products. UNEP/SETAC Life Cycle Initiative, UNEP, Nairobi
- Chang YJ, Schau EM, Finkbeiner M (2012) Application of life cycle sustainability assessment to the bamboo and aluminum bicycles in surveying social risks of developing countries. In Proceedings from the 2nd Worlds Sustainability Forum, 1–30th of November, 2012
- Chhipi-Shrestha GK, Hewage K, Sadiq R (2014) ‘Socializing’ sustainability: a critical review on current development status of social life cycle impact assessment method. *Clean Technol Environ* 17(3): 579–596
- Ciroth A, Franze J (2011) LCA of an Ecolabeled notebook. Consideration of social and environmental impacts along the entire life cycle. Berlin: ISBN, 978–1
- De Luca AI, Iofrida N, Strano A, Falcone G, Gulisano G (2015) Social life cycle assessment and participatory approaches: a methodological proposal applied to citrus farming in southern Italy. *Integr Environ Assess Manag* 11(3):383–396
- Dreyer L, Hauschild M (2006) Scoping must be done in accordance with the goal definition, also in social LCA. *Int J Life Cycle Assess* 11(2): 87–87
- Dreyer L, Hauschild M, Schierbeck J (2006) A framework for social life cycle impact assessment. *Int J Life Cycle Assess* 11(2):88–97
- Dreyer LC, Hauschild MZ, Schierbeck J (2010a) Characterisation of social impacts in LCA. *Int J Life Cycle Assess* 15(3):247–259
- Dreyer LC, Hauschild MZ, Schierbeck J (2010b) Characterisation of social impacts in LCA. Part 2: implementation in six company case studies. *Int J Life Cycle Assess* 15(4):385–402
- Ekener-Petersen E, Finnveden G (2013) Potential hotspots identified by social LCA—part 1: a case study of a laptop computer. *Int J Life Cycle Assess* 18(1):127–143
- Ekener-Petersen E, Höglund J, Finnveden G (2014) Screening potential social impacts of fossil fuels and biofuels for vehicles. *Energy Policy* 73:416–426
- Ekvall T, Weidema B (2004) System boundaries and input data in consequential life cycle inventory analysis. *Int J Life Cycle Assess* 9(3): 161–171
- Feschet P, Macombe C, Garrabé M, Loeillet D, Saez AR, Benhmad F (2012) Social impact assessment in LCA using the Preston pathway. *Int J Life Cycle Assess* 18(2):490–503
- Foolmaun RK, Ramjeeawon T (2013) Comparative life cycle assessment and social life cycle assessment of used polyethylene terephthalate (PET) bottles in Mauritius. *Int J Life Cycle Assess* 18(1):155–171
- Franze J, Ciroth A (2011) A comparison of cut roses from Ecuador and the Netherlands. *Int J Life Cycle Assess* 16(4):366–379
- Griehlhammer R, Benoît C, Dreyer LC, Flysjö A, Manhart A, Mazijn B, Méthot A, Weidema BP (2006) Feasibility study: integration of social aspects into LCA. Öko-Institut, Freiburg
- Hosseinjou SA, Mansour S, Shirazi MA (2014) Social life cycle assessment for material selection: a case study of building materials. *Int J Life Cycle Assess* 19(3):620–645
- ILCD (2010) International Reference Life Cycle Data System Handbook. General guide for life cycle assessment—detailed guidance. Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, European Commission, Ispra, Italy
- ISO (2006a) ISO 14040: environmental management—life cycle assessment—principles and framework. International Organization of Standardization, London
- ISO (2006b) ISO 14044: environmental management—life cycle assessment—requirements and guidelines. International Organization of Standardization, London
- Jørgensen A, Le Bocq A, Nazarkina L, Hauschild M (2008) Methodologies for social life cycle assessment. *Int J Life Cycle Assess* 13(2):96–103
- Jørgensen A, Hauschild M, Jørgensen MS, Wangel A (2009) Relevance and feasibility of social life cycle assessment from a company perspective. *Int J Life Cycle Assess* 14:204–214
- Kruse SA, Flysjö A, Kasperczyk N, Scholz AJ (2009) Socioeconomic indicators as a complement to life cycle assessment—an application to salmon production systems. *Int J Life Cycle Assess* 14(1):8–18
- Lagarde V, Macombe C (2012) Designing the social life cycle of products from the systematic competitive model. *Int J Life Cycle Assess* 18(1):172–184
- Laurent A, Clavreul J, Bernstad A, Bakas I, Niero M, Gentil E, Christensen TH, Hauschild MZ (2014) Review of LCA studies of solid waste management systems—Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Manag* 34(3): 589–606
- Lehmann A, Russi D, Bala A, Finkbeiner M, Fullana-i-Palmer P (2011) Integration of social aspects in decision support, based on life cycle thinking. *Sustainability* 3(4):562–577
- Lehmann A, Zschieschang E, Traverso M, Finkbeiner M, Schebek L (2013) Social aspects for sustainability assessment of technologies—challenges for social life cycle assessment (SLCA). *Int J Life Cycle Assess* 18(8):1581–1592
- Luthe T, Kägi T, Reger J (2013) A systems approach to sustainable technical product design. *J Ind Ecol* 17(4):605–617
- Manik Y, Leahy J, Halog A (2013) Social life cycle assessment of palm oil biodiesel: a case study in Jambi Province of Indonesia. *Int J Life Cycle Assess* 18(7):1386–1392
- Martínez-Blanco J, Lehmann A, Muñoz P, Antón A, Traverso M, Rieradevall J, Finkbeiner M (2014) Application challenges for the social life cycle assessment of fertilizers within life cycle sustainability assessment. *J Clean Prod* 69:34–48
- Macombe C, Feschet P, Garrabé M, Loeillet D (2011) 2nd international seminar in social life cycle assessment—recent developments in assessing the social impacts of product life cycles. *Int J Life Cycle Assess* 16(9):940–943
- Macombe C, Feschet P, Garrabé M, Loeillet D (2010) Reporting the social indicators to the functional unit for food product. Theoretical contribution regarding the collection of relevant data. In Proceedings from the 7th International Conference on Life Cycle Assessment in the Agri-Food Sector, Bari, Italy
- Moriizumi Y, Matsui N, Hondo H (2010) Simplified life cycle sustainability assessment of mangrove management: a case of plantation on wastelands in Thailand. *J Clean Prod* 18(16):1629–1638
- Norris CB, Aulisio D, Norris GA, Hallisey-Keppa C, Overakker S, Niederman GV (2011) A social hotspot database for acquiring greater visibility in product supply chains: overview and application to orange juice. In: *Towards Life Cycle Sustainability Management*. Springer Netherlands, pp 53–62
- Norris CB, Aulisio D, Norris GA (2012a) Working with the social hotspots database—methodology and findings from 7 social scoping assessments. In *Leveraging Technology for a Sustainable World*. Springer Berlin, Heidelberg, pp. 581–586
- Norris CB, Cavan DA, Norris G (2012b) Identifying social impacts in product supply chains: overview and application of the social hotspot database. *Sustainability* 4(9):1946–1965
- Norris CB, Norris GA, Aulisio D (2014) Efficient assessment of social hotspots in the supply chains of 100 product categories using the social hotspots database. *Sustainability* 6(10):6973–6984
- Paragahawewa U, Blackett P, Small B (2009) Social life cycle analysis (S-LCA): some methodological issues and potential application to cheese production in New Zealand. Report by Agresearch
- Parent J, Cucuzzella C, Revéret JP (2010) Impact assessment in SLCA: sorting the sLCA methods according to their outcomes. *Int J Life Cycle Assess* 15(2):164–171

- Ren J, Manzano A, Mazzi A, Zuliani F, Scipioni A (2015) Prioritization of bioethanol production pathways in China based on life cycle sustainability assessment and multicriteria decision-making. *Int J Life Cycle Assess* 20(6):842–853
- Spillemaeckers S, Vanhouthe G (2004) Final report: ecological, social and economic aspects of integrated product policy—integrated product assessment and the development of the label ‘sustainable development’ for products. CP/20. Scientific support plan for a sustainable development policy (SPSD II). Belgian Science Policy, Brussels, Belgium
- Stamford L, Azapagic A (2012) Life cycle sustainability assessment of electricity options for the UK. *Int J Energ Res* 36(14):1263–1290
- Swarr TE (2009) Societal life cycle assessment—could you repeat the question? *Int J Life Cycle Assess* 14(4):285–289
- Traverso M, Asdrubali F, Francia A, Finkbeiner M (2012) Towards life cycle sustainability assessment: an implementation to photovoltaic modules. *Int J Life Cycle Assess* 17(8):1068–1079
- Umair S, Björklund A, Petersen EE (2015) Social impact assessment of informal recycling of electronic ICT waste in Pakistan using UNEP SETAC guidelines. *Resour Conserv Recy* 95:46–57
- Weidema BP (2005) ISO 14044 also applies to social LCA. *Int J Life Cycle Assess* 10(6):381–381
- Valdivia S, Ugaya CM, Hildenbrand J, Traverso M, Mazijn B, Sonnemann G (2013) A UNEP/SETAC approach towards a life cycle sustainability assessment—our contribution to Rio + 20. *Int J Life Cycle Assess* 18(9):1673–1685
- Villanueva A, Wenzel H (2007) Paper waste—recycling, incineration or landfilling? A review of existing life cycle assessments. *Waste Manag* 27(8):S29–S46
- Vinyes E, Oliver-Solà J, Ugaya C, Rieradevall J, Gasol CM (2013) Application of LCSA to used cooking oil waste management. *Int J Life Cycle Assess* 18(2):445–455
- Wu R, Yang D, Chen J (2014) Social life cycle assessment revisited. *Sustainability* 6(7):4200–4226
- Zamagni A, Amerighi O, Buttol P (2011) Strengths or bias in social LCA? *Int J Life Cycle Assess* 16(7):596–598

APÊNDICE B

Pa/S = País/Setor, O = Organização, LI = Limitação Empírica, EI = Elementos Idênticos, SS = Significância Social, AV = Atividade Variável, SD = Dependência Significativa, SH = Social hotspot, S/E = Stakeholders/Experts, At1 = Atribucional Tipo 1, At2 = Atribucional Tipo 2, Csq2 = Consequencial Tipo 2 (Não foram identificados estudos utilizando Consequencial do Tipo 1 na revisão dos artigos), P = Processos. AV= Atividade Variável and SH são tipos of SSi e portanto apresentados entre parênteses.

Referência	LSCA	Limites do Sistema	Nível de Dados	Critério de Corte	LCIA
Albrecht et al. (2013)		Berço ao Túmulo	Pa/S		At1
Andrews et al. (2009)		Portão a Portão	Pa/S		At1
Aparcana and Salhofer (2013)			Pa/S		At1
Arcese et al. (2013)			O		At1
Basurko and Mesbahi (2014)	X		O		At1
Benoît-Norris et al. (2012a)		Portão a Portão	Pa/S	SS(AV + SH)	At1
Benoît-Norris et al. (2012b)		Portão a Portão	Pa/S	SS(AV + SH)	At1
Benoît-Norris et al. (2011)		Portão a Portão	Pa/S	SS(AV + SH)	At1
Baumann et al. (2013)		Berço ao Uso	P		At2
Chang et al. (2012)	X	Berço ao Túmulo	Pa/S		At1
Ciroth and Franze (2011)		Berço ao Túmulo	Pa/S	LI + SS(SH)	At1
De Luca et al. (2015)		Portão a Portão	O	SS(none)	At1
Dreyer et al. (2010)			O		At1
Ekener-Petersen and Finnveden (2013)		Berço ao Túmulo	Pa/S	LI + SS(AV)	At1
Ekener-Petersen et al. (2014)		Portão a Portão	Pa/S	LI	At1
Feschet et al. (2012)		Portão a Portão	O/P		Csq2
Foolmaun and Ramjeeawon (2013)		Berço ao Túmulo	Pa/S	EI	At1
Franze and Ciroth (2011)		Berço ao Túmulo	Pa/S	LI + SS(SH)	At1
Hosseiniyou et al. (2014)		Berço ao Túmulo	Pa/S	SS(AV + SH)	At1
Lagarde and Macombe (2012)		Berço ao Túmulo	O/P	DS	Csq2
Lehmann et al. (2011)		Berço ao Túmulo	O		Att1
Lehmann et al. (2013)	X	Berço ao Túmulo	O	LI	At1
Luthe et al. (2013)		Berço ao Túmulo	Pa/S		At1
Manik et al. (2013)		Portão a Portão	Pa/S		At1
Martínez-Blanco et al. (2014)	X	Portão a Portão	Pa/S	LI + EI	At1
Moriizumi et al. (2010)	X	Portão a Portão	Pa/S		At1
Benoît-Norris et al. (2014)			Pa/S		At1
Paragahawewa et al. (2009)			O	SS(none)	At1
Ren et al. (2015)	X	Portão a Portão	Pa/S		At1
Stamford and Azapagic (2012)	X	Berço ao Túmulo	Pa/S		At1
Traverso et al. (2012)	X	Berço ao Túmulo	O	LI	At1
Umair et al. (2015)		Berço ao Túmulo	O		At1
Vinyes et al. (2013)	X	Berço ao Túmulo	Pa/S		At1

APÊNDICE C

	Aparcana e Salhofer (2013)	Umair et. al. (2015)
Objetivo	"O objetivo deste estudo é avaliar a reciclagem de Sistemas baseados na formalização em termos de impactos sociais, Em comparação com os sistemas informais de reciclagem de Países em desenvolvimento"	"O objetivo deste estudo foi investigar os impactos sociais da reciclagem informal de lixo eletrônico no Paquistão, a fim de fornecer informações para melhorar a tomada de decisões relacionadas às TIC "
Escopo	"Esta avaliação tenta identificar e medir objetivamente os impactos sociais das abordagens de formalização frequentemente implementadas nos recicladores formalizados em comparação com os sistemas informais de reciclagem."	"O escopo foi definido como o tratamento de todos os e-resíduos de TIC entrando no setor informal de reciclagem no Paquistão em um ano (2012), a partir do ponto de e-resíduos que chegam ao Paquistão até o ponto Onde sai do setor informal de reciclagem."
Sistema	"a três sistemas de reciclagem peruanos que haviam sido formalizados utilizando duas abordagens diferentes. Uma abordagem utiliza a cooperação com associações de recicladores e a segunda, operada pelo município, utiliza recicladores formalizados como funcionários."	"O sistema informal de reciclagem de lixo eletrônico estudado cobriu a cadeia de serviços do ponto de chegada em um dos muitos locais de reciclagem informais no Paquistão até que seja (1) remodelado e vendido como eletrônica de segunda mão, (2) desmontado, reciclado e Vendido como matéria-prima, (3) enviado para reciclagem formal, ou (4) finalmente descartado "
Unidade Funcional	A unidade funcional é definida como a quantidade de resíduos domésticos recicláveis recolhidos por uma casa durante um ano. Utilizando a taxa média nacional de geração de resíduos peruanos e a taxa de composição de resíduos (MINAM, Ministério do Meio Ambiente 2011), a unidade funcional é considerada como 60 kg / habitante-ano de lixo doméstico reciclável coletado.	"Este estudo utilizou apenas dados qualitativos sobre impactos sociais e, portanto, os impactos não puderam ser expressos por unidade. Por conseguinte, a unidade funcional no presente caso apenas serviu para especificar o âmbito da avaliação."

Stakeholders	<ul style="list-style-type: none"> •Municípios •Associações de catadores • Ongs 	<ul style="list-style-type: none"> • Trabalhadores (coletores, reconcionadores, unidades de desmantelamento, scrappers, ouro e extratores de metal). • Comunidade local (pessoas que vivem nas proximidades de locais de trabalho, reciclagem). • Sociedade no Paquistão. • atores da cadeia de valor (importadores, proprietários de empresas / vendedores e empregados).
Categorias de impactos e subcategorias	<p>3 categorias (Direitos humanos / Condições de trabalho / Repercussão socioeconômica)</p> <p>- 9 subcategorias -</p> <p>26 indicadores</p>	<p>4 categorias (Direitos humanos / saúde e segurança / Repercussão socioeconômica / desenvolvimento do país) - 15 subcategorias - 15 indicadores</p>
Inventário	<p>Uma lista de 56 perguntas fechadas e abertas</p>	<p>"As entrevistas foram realizadas com funcionários, oficiais de importação, importadores, vendedores, donos de empresas, coletores, desmanteladores manuais, reformadores, extratores de ouro e metal, comunidade envolvente etc. Entrevistas informais de conversação, além de uma ou duas perguntas decididas Previamente, foram realizadas com os funcionários, importadores e vendedores. As entrevistas realizadas com os desmanteladores, extratores de ouro e colecionadores foram baseadas em um questionário aberto, desenvolvido de acordo com as subcategorias da SLCA de acordo com as Diretrizes do PNUMA".</p>
Método de caracterização	<p>O procedimento de caracterização desta metodologia propõe a aplicação de um sistema de pontuação para cada indicador e atribui os valores 1 e 0, respectivamente, para o cumprimento ou não cumprimento dos critérios de conformidade social.</p>	<p>"consistiram em dados sobre as circunstâncias observadas no setor, mas a subjetividade foi reduzida usando-se normas e regulamentos como uma espécie de ponto de referência para os indicadores de subcategoria "</p>