



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CAMPUS REITOR JOÃO DAVID FERREIRA LIMA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

Isabella Pimentel Pincelli

**Embalagens Plásticas no Brasil: Análise de Fluxo como Ferramenta de Apoio
para o Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos**

Florianópolis
2020

Isabella Pimentel Pincelli

**Embalagens Plásticas no Brasil: Análise de Fluxo como Ferramenta de Apoio
para o Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Junior

Florianópolis

2020

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Pincelli, Isabella
Embalagens Plásticas no Brasil : Análise de Fluxo como
Ferramenta de Apoio para o Gerenciamento dos Resíduos
Sólidos Urbanos / Isabella Pincelli ; orientador, Armando
Borges de Castilhos Júnior, 2020.
179 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2020.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Embalagem plástica. 3.
Resíduo sólido urbano. 4. Análise de fluxo de material. I.
Borges de Castilhos Júnior, Armando . II. Universidade
Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental. III. Título.

Isabella Pimentel Pincelli

**Embalagens Plásticas no Brasil: Análise de Fluxo como Ferramenta de Apoio
para o Gerenciamento dos Resíduos Sólidos Urbanos**

O presente trabalho em nível de mestrado foi avaliado e aprovado por banca
examinadora composta pelos seguintes membros:

Profa. Emilia Wanda Rutkowski, Dra.
Universidade Estadual de Campinas

Profa. Mônica Maria Mendes Luna, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Willian Gerson Matias, Dr.
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi
julgado adequado para obtenção do título de mestre em Engenharia Ambiental.

Profa. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Prof. Dr. Armando Borges de Castilhos Júnior
Orientador

Florianópolis, 04 de fevereiro de 2020.

AGRADECIMENTOS

Aos meus amados pais que sempre me apoiaram e me deram todos os imagináveis e inimagináveis suportes.

Ao professor Armando que me deu coragem, liberdade e segurança, e que permitiu o meu desenvolvimento como pesquisadora.

Aos meus amigos e amores que embelezaram o meu trabalhar, compartilhando a vida e sonhos comigo.

Ao Laboratório de Resíduos Sólidos, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, à Universidade Federal de Santa Catarina, e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

Mascarados
Cora Coralina

*Saiu o Semeador a semear
Semeou o dia todo
e a noite o apanhou ainda
com as mãos cheias de sementes.*

*Ele semeava tranquilo
sem pensar na colheita
porque muito tinha colhido
do que outros semearam.*

*Jovem, seja você esse semeador
Semeia com otimismo
Semeia com idealismo
as sementes vivas
da Paz e da Justiça.*

(CORALINA, 2001)

RESUMO

Mundialmente, a produção e o consumo de embalagens plásticas cresceram exponencialmente desde a década de 1950. Por terem baixo tempo de vida, as embalagens plásticas geram grandes fluxos de resíduos sólidos. O gerenciamento efetivo das embalagens plásticas e de seus resíduos faz parte dos desafios globais para a sustentabilidade. No entanto, geralmente não há informações sobre o fluxo de resíduos de embalagens plásticas, especialmente de países em desenvolvimento como o Brasil. Nesse sentido, os fluxos brasileiros de embalagens plásticas foram analisados e quantificados através de análises de fluxo de material, em relação ao ano de 2017. O sistema modelado abrangeu desde a etapa de produção das embalagens de plástico até a etapa de gerenciamento de resíduos. A análise do fluxo de material foi realizada no *software* STAN. Foram utilizadas diferentes fontes de dados e as qualidades das informações foram avaliadas através da caracterização das suas incertezas. Os resultados mostraram que 12 milhões de toneladas de resíduos de embalagens plásticas foram geradas no Brasil em 2017. O resultado principal deste modelo foi que 62% dos resíduos de embalagens plásticas gerados não tiveram monitoramento ou foram descartados irregularmente. Os resultados apontaram que a coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas foi substancialmente superior às coletas seletiva e informal. A maioria dos resíduos de embalagens de plástico coletados por coleta convencional foi disposta em aterro sanitário, mas 0,8 milhão de toneladas deles tiveram disposição ambientalmente inadequada. Ademais, a coleta informal de resíduos de embalagens plásticas excedeu em quase 24% a coleta seletiva. Apenas 4,5% dos resíduos de embalagens plásticas gerados foram reciclados. Dessa forma, esta dissertação contribui para o avanço do conhecimento dos fluxos de resíduos de embalagens plásticas no Brasil, podendo tornar-se uma ferramenta de apoio para a gestão desses resíduos sólidos, buscando a reinserção dos resíduos de embalagens plásticas nos ciclos produtivos e considerando a inclusão socioprodutiva de catadores de materiais recicláveis.

Palavras-chave: Embalagem Plástica; Resíduo Sólido Urbano; Análise de Fluxo de Material.

ABSTRACT

Plastic packaging has been increasingly used worldwide in a broad range of applications. Plastic packaging has a short lifetime, which generate large amount of waste streams. However, information on plastic packaging waste flows is generally not available, especially for developing countries as Brazil. Therefore, the Brazilian plastic packaging flows were analyzed and quantified trough material flow analysis for the year of 2017. The modeled system covered from the production stage of plastic packaging up to its waste management stage. The material flow analysis was performed at the STAN software. It was used different data sources, and their quality was assessed using uncertainty characterization. The results showed that 12 million tons of plastic packaging waste was generated, and 62% of them were either irregular discharged or their management have not been monitored. The majority of monitored plastic packaging waste was disposed on landfills, but still 0.8 million ton of plastic packaging waste was disposed on dumpsites or on controlled dumpsites. In Brazil, the informal collection was 24% greater than the selective collection. Despite, only 4.5% of the plastic packaging waste generated in Brazil were recycled. The results identified the major Brazilian national challenges on plastic packaging waste management: information system need to be improved, informal waste collectors need to be socially and productively included and recovery systems need to be developed towards a circular economy.

Keywords: Plastic packaging; Municipal Solid Waste; Material Flow Analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Evolução da produção primária mundial de materiais plásticos.....	28
Figura 2 - Ciclo de vida dos polímeros.....	29
Figura 3 - Produção mundial de material plástico primário de acordo com o setor de mercado de 1950 a 2015.	30
Figura 4 – Geração mundial de resíduos de materiais plásticos de acordo com o setor de mercado de 1950 a 2015.....	33
Figura 5 - Mapa global do potencial de contribuição de despejo de resíduos plásticos no oceano (em milhões de toneladas) para cada país costeiro.	35
Figura 6 – Acúmulo de detritos plásticos nos oceanos com densidades comparativas.	37
Figura 7 – Logística reversa das embalagens no Brasil.....	43
Figura 8 – Localização das empresas de reciclagem de material plástico no Brasil em 2016.	47
Figura 9 - Procedimentos para realizar AFM.....	60
Figura 10 – Fluxograma dos procedimentos de pesquisa.....	61
Figura 11 – Modelo qualitativo do sistema de análise de fluxo de embalagens plásticas no Brasil.	65
Figura 12 – Composição em massa da produção e venda de embalagens plásticas no Brasil no ano de 2017.	91
Figura 13 – Gráfico dos coeficientes de variação calculados para cada fluxo.	114
Figura 14 – Sistema apresentando os fluxos de entrada (em kt).	118
Figura 15 – Análise temporal da produção e venda de embalagens plástica no Brasil	124
Figura 16 - Análise temporal da exportação e importação de embalagens plásticas.	125
Figura 17 - Análise temporal da composição gravimétrica de plástico da coleta seletiva realizada pelo Cempre – Ciclossoft.....	127
Figura 18 – Gráfico comparativo da massa total de RSU coletada no Brasil das diferentes bases de dados.	129
Figura 19 – Fluxos mundiais de embalagens plásticas.	132

Figura 20 – Normalização das séries de dados para o modelo de regressão de massa de coleta seletiva.....	153
Figura 21 - Normalização das séries de dados para o modelo de regressão de massa de coleta convencional.	161
Figura 22 – Valores residuais do modelo de regressão adotado para a massa de coleta seletiva, no qual o PIB e o IDHM são as variáveis independentes.....	166
Figura 23 - Relação entre os valores residuais do modelo de regressão e as variáveis independentes.....	167
Figura 24 – Valores residuais do modelo de regressão adotado para a massa de coleta convencional, no qual a população urbana e o PIB são as variáveis independentes.	168
Figura 25 – Relação entre os valores residuais do modelo de regressão e as variáveis independentes.....	169

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Exemplos de termoplásticos e de termofixos.	27
Quadro 2 - Indicadores das qualidades de informações.	54
Quadro 2 – Quadro estruturador de pesquisa, que apresenta os procedimentos e resultados gerados para cada objetivo específico desta dissertação.....	58
Quadro 3 - Termos utilizados na modelagem do fluxo de massa.....	62
Quadro 4 – Nomenclatura dos fluxos do modelo	66
Quadro 6 – Valores de CVs segundo as pontuações dos indicadores e seus graus de sensibilidade.....	73
Quadro 7 – Bases de dados existentes dos processos da cadeia produtiva de embalagens plásticas no Brasil.	78
Quadro 8 - Quadro comparativo dos aspectos de pesquisas nacionais sobre coleta seletiva no Brasil.	82
Quadro 9 – Quadro comparativo dos aspectos de pesquisas nacionais de massa de coleta total de RSU no Brasil.....	85
Quadro 10 - Quadro comparativo dos aspectos de pesquisas nacionais sobre reciclagem de embalagens plásticas no Brasil.....	89
Quadro 11 – Fluxos de entrada do modelo, seus respectivos valores numéricos e fontes de informações. Em destaque os fluxos que necessitaram de tratamentos.	100
Quadro 12 – Aspectos de qualidade das informações utilizadas para compor os fluxos de entrada do modelo.	103
Quadro 13 - Resultados da avaliação da qualidade de informações em pontuações e sensibilidade de cada indicador.	171
Quadro 14 – Resultados dos coeficientes de variação para cada indicador.	175

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Produção de polímeros plásticos no setor do mercado de embalagens plásticas mundial comparado aos outros setores de mercado.....	31
Tabela 2 – Parâmetros de sensibilidade.	72
Tabela 3 – Composição gravimétrica do RSU no Brasil.....	87
Tabela 4 – Resultado do cálculo da geração de resíduos de embalagens plásticas.	91
Tabela 5 – Resultado de municípios com existência de algum tipo de coleta seletiva no Brasil em 2017.	92
Tabela 6 – Amostra de municípios brasileiros que têm dados de massa de coleta seletiva em 2017.	93
Tabela 7 – Resultado dos parâmetros estatísticos da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta seletiva no Brasil em 2017.....	93
Tabela 8 – Coeficientes da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta seletiva no Brasil em 2017.	94
Tabela 9 – Resultado da massa de coleta seletiva total coletada no Brasil em 2017.	95
Tabela 10 – Massa estimada de material plástico coletada seletivamente no Brasil em 2017	95
Tabela 11 – Massa estimada de resíduo de embalagem plástica coletada seletivamente no Brasil em 2017	95
Tabela 12 – Estimativa da massa de coleta convencional informada ao SNIS.	96
Tabela 13 – Número de municípios amostrados e número de municípios que têm coleta convencional calculada por projeção.	96
Tabela 14 – Resultado dos parâmetros estatísticos da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta convencional.....	97
Tabela 15 – Coeficientes da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta convencional.....	98
Tabela 16 – Resultado da massa de RSU de coleta convencional total coletada no Brasil em 2017.	98
Tabela 17 – Massa estimada de material plástico coletada seletivamente no Brasil em 2017	99

Tabela 18 – Massa estimada de resíduo de embalagem plástica na coleta convencional do Brasil em 2017.....	99
Tabela 19 – Coeficientes de variação, média e desvio padrão respectivos a cada fluxo de entrada do modelo.	115
Tabela 20 – Resultados dos fluxos de saída apresentados juntamente com sua incerteza.....	116
Tabela 21 – Comparação de resultados de diversas pesquisas sobre a existência de coleta seletiva no Brasil.....	126
Tabela 22 - Comparação dos resultados de reciclagem de embalagens plásticas no Brasil em 2016 segundo o acordo setorial e a Abiplast.....	130
Tabela 23 – Informações sobre existência de coleta seletiva em 2017 nas pesquisas brasileiras do IBGE e SNIS.	151

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

Abipet	Associação Brasileira da Indústria do PET
Abiplast	Associação Brasileira da Indústria do Plástico
Abrelpe	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ABS	Acrilonitrila butadieno estireno
AFM	Análise de Fluxo de Material
BPA	Bisfenol A
CC	Coleta convencional
Cempre	Compromisso Empresarial para Reciclagem
CV	Coeficiente de variação
CS	Coleta seletiva
DEHP	Ftalato de di-2-etilhexila
DOU	Diário Oficial da União
EPA	<i>US Environmental Protection Agency</i>
EPS	Poliestireno expandido
Eurostat	Gabinete Europeu de Estatística
HDPE	Polietileno de alta densidade
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDHM	Índice de Desenvolvimento Humano Municipal
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
Lareso	Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos
LDPE	Polietileno de baixa densidade
MDIC	Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços
MFA	<i>Material Flow Analysis</i>
MSW	<i>Municipal Solid Waste</i>
Munic	Pesquisa Municipal do IBGE
NIES	Instituto Nacional de Estudos Ambientais do Japão
NOAA	Administração Nacional Oceânica e Atmosférica
OCDE	Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico
OCPs	Pesticidas organoclorados
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável

PA	Poliâmidas
PAHs	Hidrocarbonetos aromáticos policíclicos
PBDEs	Éteres difenílicos polibromados
PBT	Polibutileno tereftalato
PC	Policarbonato
PCBs	Bifenilos policlorados
PE	Polietileno
PEEK	Polieteretercetona
PET	Polietileno tereftalato
PF	Fenol-formaldeído
PIB	Produto Interno Bruto
PMMA	Polimetilmetacrilato
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB	Pesquisas de Saneamento Básico do IBGE
PNUD	Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
POM	Polióxido de metileno
POPs	Poluentes Orgânicos Persistentes
PP	Polipropileno
PP&A	Poliâmida de alto desempenho
PS	Poliestireno
PSU	Polarilsulfona
PUR	Poliuretano
PVC	Polivinilcloro
RDO	Resíduos sólidos domiciliares
RPU	Resíduos sólidos públicos
RSU	Resíduo sólido urbano
SAN	Estireno acrilonitrilo
SEC	Instituto de Ecologia Social da Áustria
SINIR	Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
TCDD	Tetraclorodibenzo-p-dioxina

TPE	Elastômeros termoplásticos
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
UN	<i>United Nations</i>
UNEP	<i>United Nations Environment Programme</i>
WI	Instituto Wuppertal da Alemanha

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
2	OBJETIVOS	24
2.1	OBJETIVO GERAL.....	24
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
3	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	25
3.1	MATERIAIS PLÁSTICOS	25
3.1.1	Materiais Plásticos Utilizados para Embalagens	29
3.1.2	Resíduos de Embalagens Plásticas	31
3.2	RISCOS AMBIENTAIS E DE SAÚDE RELACIONADOS AOS RESÍDUOS DE MATERIAIS PLÁSTICOS	33
3.3	GESTÃO DE RESÍDUOS DE MATERIAIS PLÁSTICOS.....	39
3.3.1	Gerenciamento de Resíduos de Materiais Plásticos	42
3.3.2	Panorama do Gerenciamento dos Resíduos de Materiais Plásticos	45
3.4	ANÁLISE DE FLUXO DE MATERIAL.....	49
3.4.1	Aspectos Metodológicos de Análises de Fluxos de Materiais	50
3.4.1.1	Incertezas das Análises de Fluxos de Materiais	51
3.4.2	Análises de Fluxos de Materiais Plásticos	56
4	MÉTODO DE PESQUISA	58
4.1	SISTEMA DE ANÁLISE	62
4.2	LEVANTAMENTO E DEFINIÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA	66
4.3	TRATAMENTO DOS DADOS DE ENTRADA	67
4.3.1	Projeção das Massas Coletadas Utilizando Regressão Linear Multivariada	69
4.4	CÁLCULO DA INCERTEZA PROBABÍLISTICA DOS FLUXOS DE ENTRADA 71	
4.5	MODELAGEM DO FLUXO DE MATERIAL	74
5	RESULTADOS	77

5.1	BASES DE DADOS QUE COMPÕEM OS FLUXOS DE ENTRADA DO MODELO DE AFM	77
5.1.1	Bases de Dados para o Fluxo de Resíduos de Embalagens Plásticas Coletados Seletivamente	82
5.1.1.1	Bases de Dados para os Fluxos de Resíduos de Embalagens Plásticas Coletados Seletivamente por Cada Agente Executor	84
5.1.2	Bases de Dados para o Fluxo da Coleta Convencional de Resíduos de Embalagens Plásticas	85
5.1.2.1	Bases de Dados para os Fluxos de Resíduos de Embalagens Plásticas Coletados Convencionalmente por Cada Agente Executor	87
5.1.2.2	Bases de Dados para os Fluxos das Distintas Disposições Finais de Resíduos de Embalagens Plásticas	88
5.1.3	Bases de Dados para o Fluxo de Reciclagem de Resíduos de Embalagens Plásticas	88
5.2	DADOS TRATADOS UTILIZADOS NA COMPOSIÇÃO DOS FLUXOS A SEREM MODELADOS	90
5.2.1	A Estimativa da Massa de Coleta Seletiva de Resíduos de Embalagens Plásticas	92
5.2.2	A Estimativa da Massa de Coleta Convencional de Resíduos de Embalagens Plásticas	96
5.2.3	Sumarização dos Fluxos de Entrada do Modelo	99
5.3	QUANTIFICAÇÃO DAS INCERTEZAS DOS FLUXOS DE ENTRADA	102
5.3.1	Aspectos de Qualidade das Informações que Compõem os Fluxos de Entrada do Modelo	102
5.3.2	Coeficientes de Variação	114
5.4	O MODELO DO FLUXO DE RESÍDUOS DE EMBALAGENS PLÁSTICAS NO BRASIL	116
6	DISCUSSÃO	121
6.1	DISCUSSÃO SOBRE AS BASES DE DADOS BRASILEIRAS	122

6.2	DISCUSSÃO SOBRE OS DADOS UTILIZADOS E SEUS TRATAMENTOS	123
6.3	DISCUSSÃO SOBRE A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS INFORMAÇÕES	130
6.4	DISCUSSÃO SOBRE O SISTEMA MODELADO	131
7	CONCLUSÃO.....	137
	REFERÊNCIAS.....	140
	APÊNDICE A – Procedimento Detalhado para a Estimativa da Massa de RSU de Coleta Seletiva.....	150
	APÊNDICE B – Procedimento Detalhado para a Estimativa da Massa de RSU Coletada Convencionalmente	159
	APÊNDICE C – Resíduos do Modelo de Regressão Adotado para a Massa de Coleta Seletiva.....	166
	APÊNDICE D – Resíduos do Modelo de Regressão Adotado para a Massa de Coleta Convencional.....	168
	APÊNDICE E – Coeficientes de Variação	170

1 INTRODUÇÃO

Os produtos de material plástico são importantes e onipresentes hoje em dia, uma vez que possuem funções múltiplas (EUROPEAN COMMISSION, 2018). A sua produção e uso em grande escala iniciou-se na década de 1950 e teve crescimento exponencial, sendo estimado que já foram produzidas mundialmente 8,3 bilhões de toneladas de materiais plásticos (GEYER et al., 2017). Cerca de 4% da produção mundial de petróleo é usada como matéria-prima para produzir materiais plásticos e uma quantidade similar é usada como energia nesse processo (THOMPSON et al., 2009). A indústria de embalagens é o setor que mais consome materiais plásticos, sendo que, no ano de 2015, 40% dos materiais plásticos produzidos no mundo foram utilizados para a confecção de embalagens (GROH et al., 2019).

A geração dos resíduos de materiais plásticos acompanhou o exponencial crescimento do emprego de produtos de materiais plásticos. Nos países de renda alta e média, estima-se que a participação em massa dos materiais plásticos nos resíduos sólidos municipais aumentou de menos de 1% em 1960 para mais de 10% em 2005 (JAMBECK et al., 2015). O aumento mundial de geração de resíduos de materiais plásticos ocorreu em decorrência do crescimento do mercado de embalagens plásticas e da mudança global de utilização de recipientes reutilizáveis para descartáveis (GEYER et al., 2017).

Os resíduos de materiais plásticos têm se mostrado de especial preocupação, uma vez que a comunidade científica vem relatando uma série de efeitos adversos causados por esses resíduos na saúde humana e no ambiente (THOMPSON et al., 2009). Os produtos plásticos comumente usados têm resistência à biodegradabilidade, o que implica um tempo de permanência muito longo no ambiente (KAWECKI et al., 2018). Além disso, ao serem despejados no ambiente são transportados aos corpos hídricos e oceanos, transformando-se em um problema global (JAMBECK et al., 2015), para além de fronteiras.

A mitigação mais eficaz desse poluente nos oceanos é por meio da redução dos seus insumos (JAMBECK et al., 2015), o que é possível através do gerenciamento

e monitoramento efetivo do fim-de-vida dos produtos plásticos, especialmente, de embalagens plásticas.

Apesar do aumento da produção de produtos de materiais plásticos e o consequente aumento de geração de seus resíduos, os quais estão associados a riscos ambientais e de saúde pública, a gestão e gerenciamento de fim-de-vida desses produtos não trilharam caminho semelhante. Países desenvolvidos aumentaram seus índices de reciclagem progressivamente devido a medidas legislativas e instrumentos econômicos (UNEP, 2015). Entretanto, globalmente, estima-se que apenas 15% dos resíduos sólidos urbanos sejam reciclados (ZAMAN, 2016). Nos países em desenvolvimento os índices de reciclagem estão muito abaixo de seu potencial. No Brasil, segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (2017), em 2017, somente 1,65% dos RSU coletados foram recuperados por meio da reciclagem. Os catadores de materiais recicláveis, trabalhadores socioeconomicamente marginalizados, são os grandes responsáveis pela reciclagem existente nos países de baixa renda, onde a reciclagem informal tem taxas entre 20% a 30% dos resíduos sólidos urbanos (UNEP, 2015).

A análise de fluxo de material (AFM) constitui um instrumento para projetos de processos e sistemas, viabilizando a compreensão e monitoramento de sistemas tendo em vista um gerenciamento de recursos minucioso (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). A AFM consiste em uma avaliação sistemática de fluxos e estoques de materiais em um sistema definido no espaço e no tempo, tendo como princípio a lei de conservação da matéria (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). A disponibilidade de dados para quantificar os fluxos de material de um dado sistema é muitas vezes limitada devido a sua escassez, por isso os dados de entrada são considerados inerentemente incertos, sendo necessária a avaliação dessa incerteza (LANER et al., 2015) para a compreensão integral do sistema modelado. As AFM apresentam-se como uma relevante ferramenta para o gerenciamento de produtos de materiais plásticos, bem como de seus resíduos, auxiliando na tomada de decisões para torná-los efetivos, e por isso diversos estudos de AFM para produtos de materiais plásticos vêm sendo realizados no mundo (KAWECKI et al. 2018). Entretanto, o Brasil ainda carece desses estudos.

Diante disso, esta pesquisa de dissertação tem como seu objetivo principal modelar e analisar o fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil, com o uso de dados de 2017, de forma a auxiliar as tomadas de decisões na gestão de embalagens plásticas, considerando a qualidade das informações utilizadas para a construção do modelo. Assim sendo, esta dissertação é justificada por direcionar-se ao conhecimento científico ao tentar contribuir no sentido de preencher a falta de ciência a respeito do fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil. Ela justifica-se também nos âmbitos do saneamento, do meio ambiente e da sociedade, uma vez que esse conhecimento é capaz de auxiliar na tomada de decisões para a promoção da qualidade ambiental e da saúde pública.

Considerando o declínio mundial das reservas fósseis, necessárias para a produção de materiais plásticos, o mal gerenciamento de resíduos sólidos, e a capacidade finita de disposição de resíduos sólidos em aterros sanitários, infere-se que a produção linear e o uso de produtos de materiais plásticos descartáveis via embalagens de curta duração não é sustentável (THOMPSON et al., 2009). A gestão e gerenciamento de resíduos sólidos são desafios contemporâneos mundiais e fazem parte da agenda global dos Objetivos para o Desenvolvimento Sustentável (ODS), cujo Objetivo 12 busca assegurar padrões de produção e de consumo sustentáveis (UNITED NATIONS, 2015). Esforços mundiais vêm sendo realizados para se equacionar a problemática dos materiais plásticos, e das embalagens plásticas em especial. Destacam-se a economia circular, no que diz respeito à recuperação de resíduos através do seu retorno a ciclos produtivos, e a economia solidária, especificamente para países como o Brasil onde os catadores de materiais recicláveis são marginalizados apesar de prestarem serviços de saneamento e necessitarem inclusão social e econômica.

Dessa forma, a análise do gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas no Brasil por meio de uma análise de fluxo de massa é oportuna, visto que as embalagens plásticas são bens descartáveis, que o setor das embalagens é o de maior uso mundial de materiais plásticos e o maior responsável pela geração de resíduos de materiais plásticos, e que esses resíduos podem ser recuperados através da reciclagem e voltar a ciclos produtivos.

Ademais, o gerenciamento efetivo desses resíduos pode promover a inclusão socioprodutiva de catadores de materiais recicláveis, um contingente populacional marginalizado no Brasil. Assim sendo, esta dissertação pode contribuir para a ecologia industrial, ampliando o conhecimento acerca do ciclo de vida de embalagens plásticas, e proporcionando perspectivas para a produção circular e para inovações na cadeia produtiva desses produtos. Além disso, pode auxiliar na melhoria dos aspectos sociais através da promoção da inclusão socioeconômica de catadores de materiais recicláveis.

Ressalta-se, por fim, a contextualização desta dissertação na instituição de ensino e laboratório em que ela foi desenvolvida, uma vez que o Laboratório de Pesquisa em Resíduos Sólidos (Lareso) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), sob a coordenação do Professor Dr. Armando Borges de Castilhos Junior, desenvolve conhecimento científico na área de gestão e gerenciamento de resíduos sólidos.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Esta pesquisa tem como objetivo principal analisar o fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos traçados para o alcance do objetivo principal desta pesquisa são os seguintes:

- I. Revisar e definir as bases de dados sobre a cadeia produtiva de embalagens plásticas e do gerenciamento de seus resíduos no Brasil;
- II. Realizar tratamento para os dados de entrada poderem ser utilizados no sistema a ser modelado;
- III. Avaliar a qualidade das informações dos dados de entrada e quantificar a incerteza probabilística dos fluxos oriunda da qualidade das informações;
- IV. Modelar o fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017 através do balanço de massa e reconciliação (ajuste) de dados.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A fundamentação teórica apresenta conhecimentos científicos que embasam esta pesquisa, estando organizada do assunto mais geral ao mais específico. Primeiramente, discorre-se sobre a concepção dos produtos de materiais plásticos e sua produção e, mais especificamente, das embalagens plásticas. Posteriormente abordam-se os conceitos de resíduos de materiais plásticos e de embalagens plásticas. São discutidos então os possíveis riscos ambientais e de saúde pública relacionados ao ciclo-de-vida de materiais plásticos. Em seguida, discorre-se sobre aspectos de gestão de resíduos de materiais plásticos, tratando da produção circular e da economia solidária. A seguir é exposto o panorama de gerenciamento de resíduos de materiais plásticos. Por fim, apresenta-se a Análise de Fluxo de Material (AFM) como uma ferramenta de apoio às decisões de gestão de resíduos sólidos e, mais especificamente, sua aplicação para o gerenciamento de materiais plásticos. Os aspectos metodológicos de AFM são abordados, bem como as incertezas decorrentes de estudos de AFM.

3.1 MATERIAIS PLÁSTICOS

Atualmente, o termo plástico é utilizado para descrever uma gama extremamente grande de materiais muito distintos, com diferentes características, propriedades e usos. Devido a sua versatilidade, os materiais plásticos podem oferecer soluções personalizadas para uma ampla variedade de necessidades em inúmeros produtos, aplicações e setores produtivos (PLASTICS EUROPE, 2018).

Os materiais plásticos podem ser manufaturados a partir de matérias-primas de origem fóssil ou biológica, podendo ser ou não biodegradáveis (PLASTICS EUROPE, 2018). Os materiais vegetais foram utilizados inicialmente como matéria-prima para a fabricação dos materiais plásticos (PIRINGER e BANER, 2008). Entretanto, atualmente, as matérias-primas mais comumente utilizadas são as de origem fóssil (PIRINGER e BANER, 2008), como os hidrocarbonetos fósseis que originam os etilenos e propilenos (GEYER et al, 2017). Thompson et al. (2009)

relataram que cerca de 4% da produção mundial de petróleo foi utilizada como matéria-prima para produzir materiais plásticos e uma quantidade similar foi usada como energia para seu processo de produção. Entretanto, espera-se que no futuro a utilização de matérias-primas renováveis possa se tornar mais significativa na manufatura de materiais plásticos (PIRINGER e BANER, 2008). Nota-se o aumento da utilização de matérias-primas renováveis para a fabricação de materiais plásticos nos últimos anos, mas sua participação no mercado ainda é consideravelmente pequena (GEUEKE et al., 2018). A atual capacidade de produção global de bioplásticos (derivados de fontes renováveis) e de materiais plásticos biodegradáveis é de apenas 4 milhões de toneladas (GEYER et al., 2017).

Os materiais plásticos são formados por polímeros processados, que são macromoléculas naturais ou sintéticas compostas por milhares de átomos, possuindo, assim, elevadas massas moleculares (PIRINGER e BANER, 2008). A estrutura primária do polímero é constituída por fortes ligações covalentes intramoleculares (PIRINGER e BANER, 2008). Para a formação de polímeros existem também interações intermoleculares fracas da Van der Waals e podem existir também ligações de hidrogênio (PIRINGER e BANER, 2008). A ampla variedade química aliada aos aditivos incorporados aos plásticos é responsável pela possibilidade da alta variedade de produção de materiais plásticos de acordo com o produto específico desejado (PIRINGER e BANER, 2008).

Diferentes polímeros são utilizados para diferentes empregos do material plástico (KAWECKI et al. 2018). O processo tecnológico de transformação da matéria prima para a produção de polímeros e de materiais plásticos consiste em basicamente duas etapas, a de polimerização e em seguida a do processamento do plástico. A polimerização de monômeros pode passar pelos seguintes estágios: adição de aditivos polimerizantes, também chamados de aditivos plastificantes, condensação, síntese, e reações químicas (PIRINGER e BANER, 2008). Os aditivos mais comumente utilizados são plastificantes, aditivos de preenchimento, e retardadores de chama, representando cerca de três quartos da utilização de todos os aditivos (GEYER et al, 2017). O processamento dos polímeros para a confecção do material

plástico pode ocorrer de maneira diversificada, de acordo com as propriedades desejadas para a produção do bem de consumo.

Existem duas categorias de famílias de materiais plásticos: os termoplásticos e os termofixos. Os termoplásticos têm características reversíveis, eles podem ser derretidos quando aquecidos e endurecidos quando resfriados (PLASTICS EUROPE, 2018) e, dessa forma, eles podem ser facilmente moldados (HALDEN, 2010). Já os termofixos sofrem alterações químicas quando aquecidos e, depois de aquecidos e formados, estes plásticos não podem ser fundidos e reformados (PLASTICS EUROPE, 2018). Devido a sua durabilidade e resistência, os plásticos termofixos são úteis principalmente nas indústrias automotivas e de construção civil (HALDEN, 2010). Termoplásticos e termofixos usuais são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 - Exemplos de termoplásticos e de termofixos.

Termoplásticos		Termofixos
Poliétileno (PE)	Polimetilmetacrilato (PMMA)	Fenol-formaldeído (PF)
Polipropileno (PP)	Polibutileno tereftalato (PBT)	Resinas epóxi
Tereftalato de polietileno (PET)	Polieteretercetona (PEEK)	Éster de vinil
Poliestireno (PS)	Polióxido de metileno (POM)	Silicone
Acrilonitrila butadieno estireno (ABS)	Poliarilsulfona (PSU)	Resina de melamina
Estireno acrilonitrilo (SAN)	Poliâmidas (PA)	Poliéster insaturado
Poliestireno expandido (EPS)	Fluoropolímeros	Resinas fenólicas
Policloreto de vinila (PVC)		Poliuretano (PUR)
Elastômeros termoplásticos (TPE)		Ureia – formaldeído
Policarbonato (PC)		Resinas acrílicas

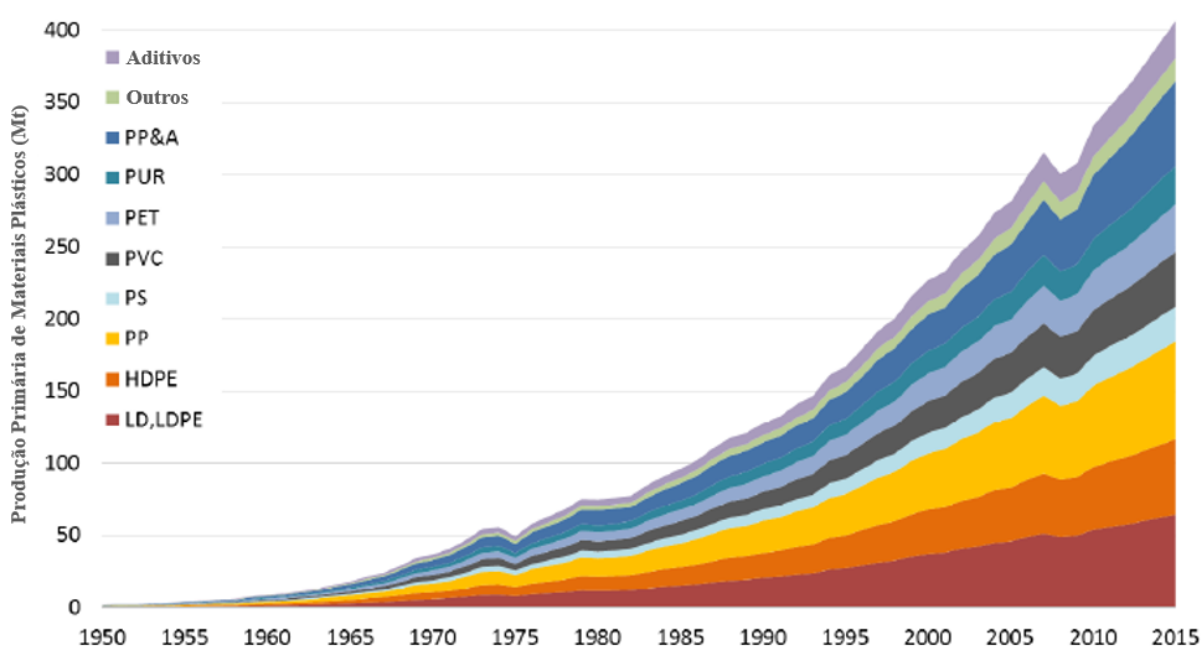
Fonte: Adaptado de PlasticsEurope (2018).

Outra classificação de materiais plásticos considera sua constituição segundo a presença ou não de fibras sintéticas. Os materiais plásticos não fibrosos são aqueles constituídos apenas por resinas poliméricas e aditivos, sendo que, em média, os materiais plásticos não fibrosos são constituídos em massa por 93% de resina polimérica e 7% de aditivos (GEYER et al, 2017). Os maiores grupos na produção de plásticos sem fibra são PE, PP e PVC, seguidos por PET, PUR e OS (GEYER et al, 2017). As fibras acrílicas, chamadas de PP&A, adicionam 1 bilhão de toneladas na produção global de todos os materiais plásticos já fabricados (GEYER et al, 2017). O

poliéster, que é composto em maior parte por PET, representa 70% de toda a produção de fibras acrílicas (GEYER et al, 2017).

A evolução da produção mundial de materiais plásticos é representada na Figura 1. Geyer et al. (2017) estimam que já foram produzidas mundialmente 8,3 bilhões de toneladas de materiais plásticos (GEYER et al., 2017), e que sua produção, em 2015, foi de 380 milhões de toneladas (GROH et al., 2019).

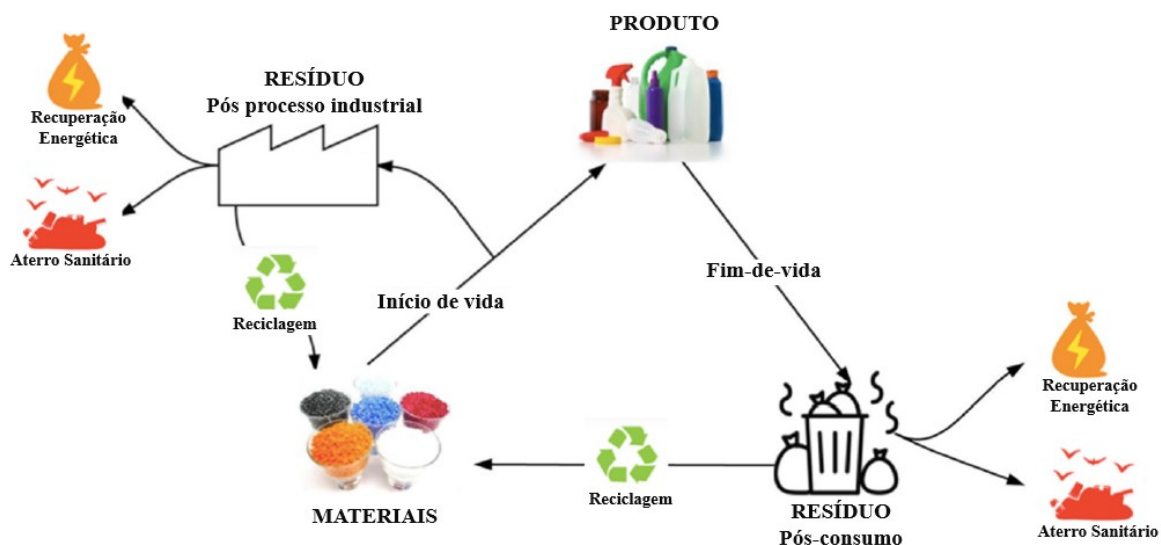
Figura 1 – Evolução da produção primária mundial de materiais plásticos.



Fonte: Adaptado de Geyer et al. (2017).

Depois da sua produção primária, os materiais plásticos são processados nas indústrias de transformação para tornarem-se um determinado produto. O produto é então consumido e utilizado até atingir seu fim-de-vida, tornando-se um resíduo sólido. O ciclo de vida de materiais plásticos é mostrado na Figura 2.

Figura 2 - Ciclo de vida dos polímeros.

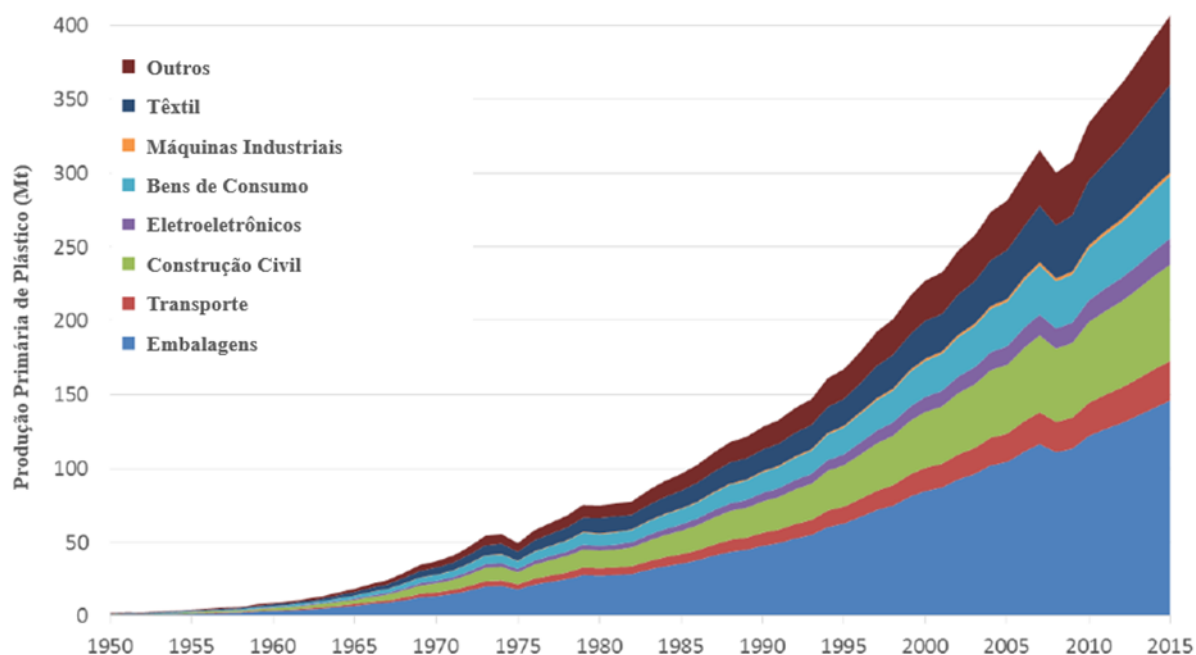


Fonte: Adaptado de Ragaert et al. (2017).

3.1.1 Materiais Plásticos Utilizados para Embalagens

Os materiais plásticos encontram-se presentes em diversos processos produtivos de indústrias transformadoras, como o das embalagens, o de transportes, e o de construção civil. Ao longo dos anos tem crescido a demanda de materiais plásticos primários pelos diversos setores do mercado, sendo os das embalagens os de maior demanda (GEYER et al. 2017), como pode ser verificado na Figura 3.

Figura 3 - Produção mundial de material plástico primário de acordo com o setor de mercado de 1950 a 2015.



Fonte: Adaptado de Geyer et al. (2017).

O maior mercado de material plástico é o de embalagens (GEYER et al., 2017). A função da embalagem plástica é a de preservação da qualidade dos produtos embalados, como alimentos, que têm instabilidade química, e fármacos, que contêm substâncias ativas (PIRINGER e BANER, 2008). Os polímeros de maior uso para as embalagens são os seguintes, em ordem decrescente: polietileno de baixa densidade (LDPE), polietileno tereftalato (PET), polietileno de alta densidade (HDPE), polipropileno (PP), poliestireno (PS), polivinilcloreto (PVC), e poliuretano (PUR), conforme é apresentado na Tabela 1 (GEYER et al., 2017). As embalagens podem também ser constituídas por combinações de vários tipos de camadas de polímeros (GEUEKE et al., 2018).

Tabela 1 - Produção de polímeros plásticos no setor do mercado de embalagens plásticas mundial comparado aos outros setores de mercado.

Polímero	Setor do mercado		
	Embalagem	Outros	Total
LDPE, LLDPE	13,5%	6,5%	20,0%
PET	10,1%	0,1%	10,2%
HDPE	9,3%	7,0%	16,3%
PP	8,2%	12,8%	21,0%
PS	2,3%	5,3%	7,6%
PVC	0,9%	10,9%	11,8%
PUR	0,2%	8,0%	8,2%
Outros	0,1%	5,8%	4,9%
Total	44,8%	55,2%	100,0%

Fonte: Adaptado de Geyer et al. (2017).

Ressalta-se que os plásticos de maior uso percentual para a confecção de embalagens são termoplásticos: LDPE, PET, HDPE, PP, PS e PVC (GEYER et al., 2017). O PUR, que tem apenas 0,2% de contribuição para as embalagens é um polímero termofixo. Além disso, aproximadamente 42% da produção de todos os plásticos não fibrosos foram usados em embalagens, compostas predominantemente por PE, PP e PET (GEYER et al., 2017).

Na Europa, em 2017, o setor das embalagens foi o de maior demanda de plásticos, representando 39,7% de sua transformação (PLASTICS EUROPE, 2018). No Brasil, a utilização de plásticos em produtos com ciclo de vida considerado curto, de até um ano, representa um pouco mais de 30% dos produtos de plástico comercializados (ABIPLAST, 2017). Segundo a Abiplast (2017) os produtos com ciclo de vida curto são representados principalmente pelas embalagens plásticas de alimentos, bebidas e artigos de higiene e limpeza pessoal.

3.1.2 Resíduos de Embalagens Plásticas

Quando um produto perde sua finalidade de uso ele atinge seu fim-de-vida, tornando-se um resíduo sólido. Na literatura científica existem algumas definições

para os resíduos sólidos: os municipais, os domésticos, os de limpeza urbana, os urbanos, e os recicláveis. Estas definições são abordadas nesta subseção para os resíduos de embalagens plásticas que são tratados nesta pesquisa, e em seguida são apresentados aspectos da geração de resíduos de embalagens plásticas.

Os resíduos sólidos são ditos municipais quando são resíduos sólidos domiciliares ou resíduos de natureza e composição semelhantes aos domiciliares (EUROPEAN COMMISSION, 2017). Os resíduos sólidos municipais são gerados na vida cotidiana, como, por exemplo, os provenientes de embalagens de produtos, podas, móveis, roupas, restos alimentares, eletrodomésticos, aparelhos eletrônicos, e pilhas e baterias (EPA, 2015). A origem dos resíduos sólidos municipais são os domicílios, as instituições locais, e os estabelecimentos comerciais (EPA, 2015).

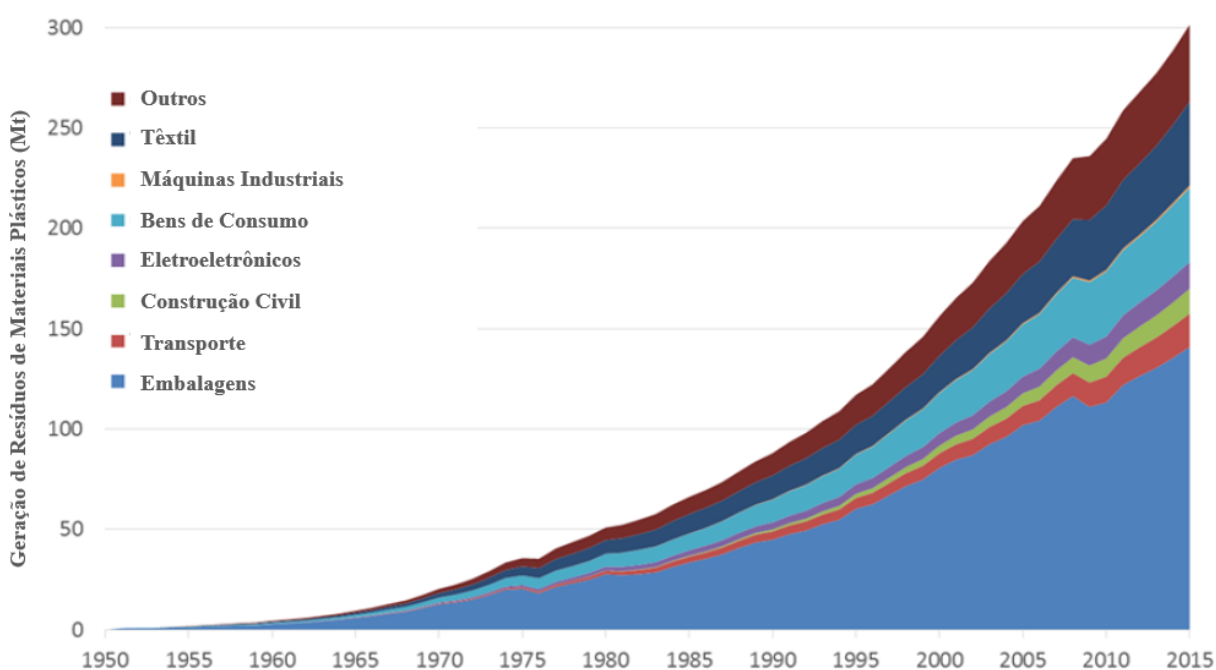
No Brasil, comumente utiliza-se o termo resíduo sólido urbano, que tem significado semelhante ao do resíduo sólido municipal. Segundo a Política Nacional de Resíduos Sólidos (2010), os resíduos sólidos urbanos são os compostos pelos resíduos domiciliares e pelos resíduos de limpeza urbana. Os resíduos domiciliares são os originários de atividades domésticas em residências urbanas. No Brasil o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2016) considera os resíduos domésticos como os domiciliares e os resíduos comerciais com características similares aos domiciliares. Já os resíduos de limpeza urbana são os originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

Os resíduos recicláveis são os materiais passíveis de retorno ao seu ciclo produtivo (BRASIL, 2010), como é o caso dos produtos de materiais plásticos, que podem ser recuperados pela reciclagem. Assim sendo, os resíduos de embalagens plásticas, objeto desta pesquisa, são resíduos recicláveis e integram os resíduos sólidos municipais e os resíduos sólidos urbanos.

Quanto à geração de resíduos de materiais plásticos, é notável a sua crescente geração para os distintos produtos de todos os setores de mercado (GEYER et al., 2017). De 1950 a 2015 a geração mundial de resíduos de materiais plásticos foi de 6,3 bilhões de toneladas (GEYER et al., 2017). As embalagens plásticas são as grandes responsáveis pela geração de resíduos de materiais plásticos (GEYER et al.,

2017) (Figura 4). Quando comparado com os outros setores de transformação de materiais plásticos, o das embalagens é o responsável por produtos com o menor tempo de vida (RAGAERT et al., 2017), o que contribui para um aumento significativo da geração de resíduos sólidos.

Figura 4 – Geração mundial de resíduos de materiais plásticos de acordo com o setor de mercado de 1950 a 2015.



Fonte: Adaptado de Geyer et al. (2017).

3.2 RISCOS AMBIENTAIS E DE SAÚDE RELACIONADOS AOS RESÍDUOS DE MATERIAIS PLÁSTICOS

Os produtos de plásticos trazem uma série de potenciais riscos ambientais e à saúde pública durante todo o seu ciclo de vida, principalmente em seu fim-de-vida.

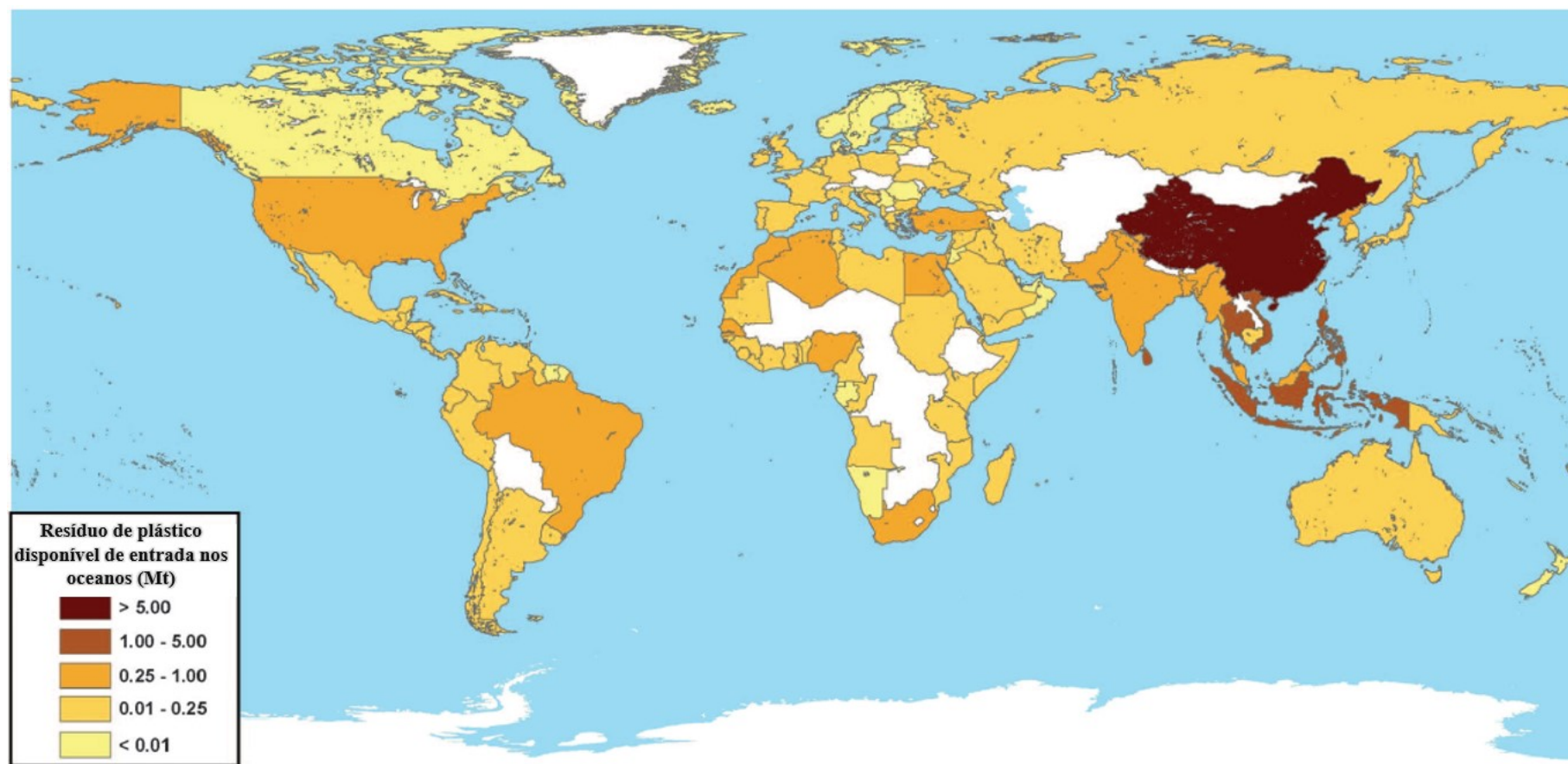
Quanto à produção de produtos de plásticos, muitos estudos avaliaram os impactos ambientais de embalagens plásticas manufaturadas a partir de matéria-prima não renovável (BARROS et al., 2018). Ainda sobre a produção de produtos de plásticos, faz-se necessário o conhecimento dos produtos químicos utilizados para a conversão e processamento de polímeros em bens de plástico, pois quantidades

residuais mensuráveis podem permanecer no produto acabado (PIRINGER e BANER, 2008). Esse conhecimento é imprescindível para a avaliação toxicológica dos plásticos (PIRINGER e BANER, 2008) durante a sua utilização e posterior destinação de fim-de-vida, uma vez que esses compostos podem ser transportados ao produto embalado ou ao ambiente (GROH et al., 2019).

Segundo Groh et al. (2019), existem 63 componentes químicos relacionados à confecção de embalagens de plástico que apresentam riscos à saúde humana e 69 que apresentam riscos ao ambiente. Os estudos dos efeitos adversos à saúde humana relacionados com a presença de bisfenol A e ftalatos nos produtos plásticos são os mais recorrentes na literatura científica sobre o assunto (HALDEN, 2010). O bisfenol A e os ftalatos são compostos desreguladores endócrinos (HALDEN, 2010). Os ftalatos são utilizados como plastificantes, aditivos que conferem flexibilidade e elasticidade a polímeros (HALDEN, 2010).

O mau gerenciamento dos resíduos de materiais plásticos causa uma série de riscos ambientais e de saúde pública. Estima-se que a poluição de plásticos nos oceanos tem 80% de sua origem no ambiente terrestre (WALKER e XANTHOS, 2018). Considerando o descarte inadequado de resíduos de materiais plásticos e também a disposição final inadequada desses resíduos, Jambeck et al. (2015) estimaram a contribuição da poluição de plástico nos oceanos a partir da geração desses resíduos nas costas terrestres, como mostra a Figura 5. Nota-se que a China, além de ser a maior produtora e consumidora mundial de plásticos, tem o maior potencial de contribuição na poluição de plásticos no oceano. A contribuição do Brasil também é notável.

Figura 5 - Mapa global do potencial de contribuição de despejo de resíduos plásticos no oceano (em milhões de toneladas) para cada país costeiro.



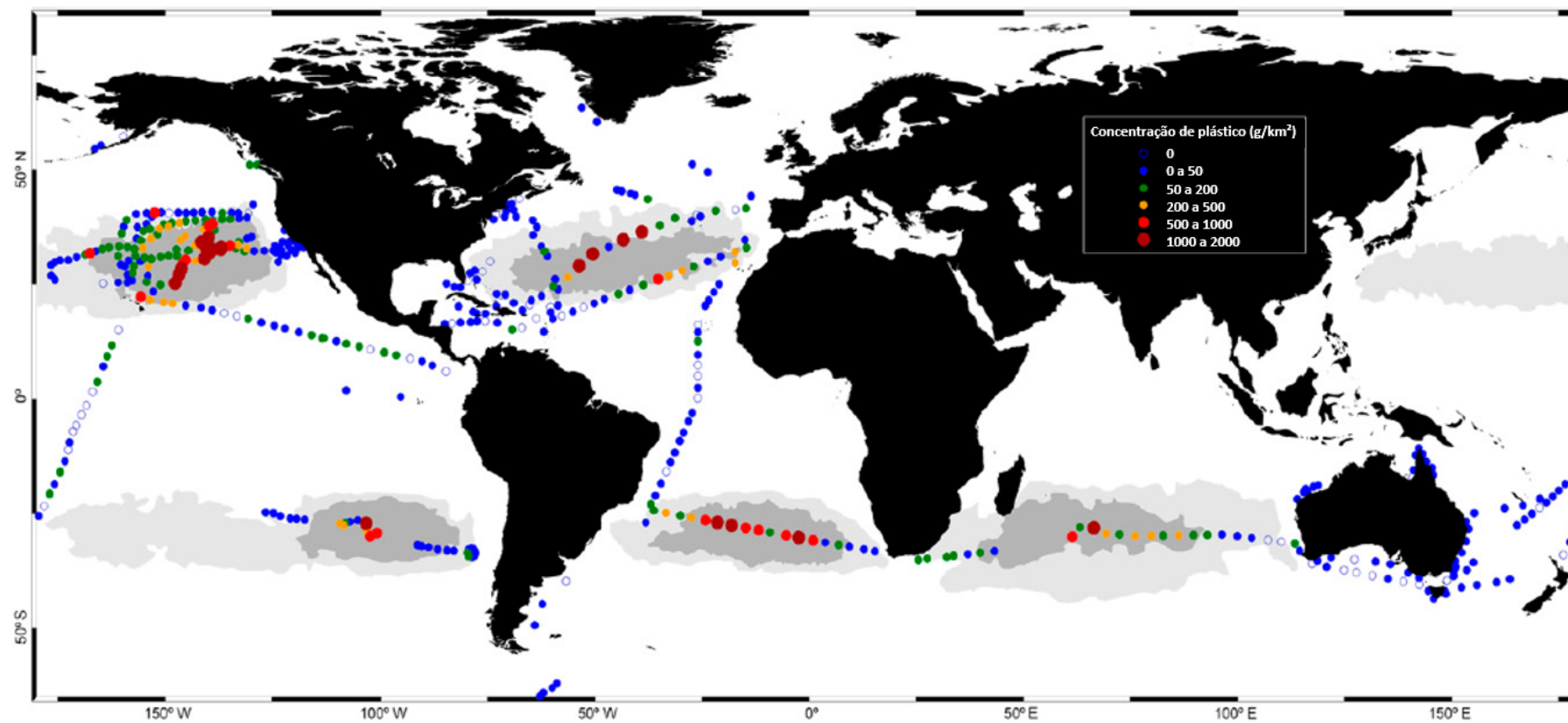
Fonte: Adaptado de Jambeck et al. (2015).

Os produtos plásticos comumente usados têm resistência à biodegradabilidade o que proporciona a eles um tempo de permanência muito longo no ambiente (KAWECKI et al., 2018). Os resíduos de materiais plásticos despejados no ambiente são transportados aos corpos hídricos e oceanos, transformando-se em um problema global (JAMBECK et al., 2015), para além de fronteiras. Ao serem despejados no ambiente sofrem a ação do intemperismo tornando-se detritos. Cózar et al. (2014) estudaram a distribuição de detritos plásticos na superfície dos oceanos, e verificaram o acúmulo dos detritos principalmente nas zonas de convergência de cada um dos cinco giros subtropicais (Figura 6).

No ambiente aquático os detritos de materiais plásticos podem ser uma fonte de lançamento de produtos químicos, dependendo dos componentes de monômeros e aditivos utilizados para a fabricação do material plástico (EPA, 2016). Os principais contaminantes detectados nos detritos plásticos no ambiente aquático são os seguintes: ftalatos, bifenilos policlorados (PCBs), hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), pesticidas organoclorados (OCPs), éteres difenílicos polibromados (PBDEs), alquilfenóis, bisfenol A (BPA) e metais, como o cádmio, zinco e alumínio (EPA, 2016).

Devido à característica hidrofóbica de detritos de materiais plásticos, são formados biofilmes em suas superfícies (KOELMANS et al., 2017). Devido ao poder de adsorção presente nesses detritos plásticos, eles podem se tornar transportadores de outros poluentes nos ambientes (CHEN et al., 2019). Esse biofilme formado em sua superfície pode estar contaminado por produtos químicos como poluentes orgânicos persistentes (POPs), pesticidas e metais pesados (KOELMANS et al., 2017). A adsorção, a absorção e a emissão de componentes químicos dos detritos de plástico dependem das condições ambientais do meio e, portanto, os riscos ecológicos do plástico diferem ao longo do tempo e do espaço, durante sua vida (KOELMANS et al., 2017).

Figura 6 – Acúmulo de detritos plásticos nos oceanos com densidades comparativas.



Fonte: Adaptado de Cózar et al. (2014).

Estudos ecológicos sobre a presença de detritos plásticos nos corpos hídricos vêm sendo realizados, e já existem evidências de que organismos aquáticos acumulam substâncias químicas oriundas da ingestão de plásticos (EPA, 2016). Muitos efeitos da ingestão das partículas plásticas ainda não foram estudados, mas acredita-se que sua ingestão cause danos físicos a pequenos organismos e que ela seja uma via de entrada na cadeia alimentar para substâncias químicas nocivas relacionadas aos plásticos (HERSEM et al., 2018). Com o intuito de reduzir os detritos plásticos marinhos foram traçadas estratégias mundiais, materializadas na Honolulu Strategy, com o apoio do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e da Administração Nacional Oceânica e Atmosférica (NOAA) (UNEP e NOAA, 2011).

A falta de gerenciamento de resíduos de materiais plásticos ou a sua disposição inadequada poluem o solo e seguidamente corpos hídricos, como anteriormente discutido. Com o intuito de prevenir a poluição oriunda de resíduos de materiais plásticos, estes devem ter gerenciamento eficaz. Ainda que exista um sistema de gerenciamento para os resíduos de materiais plásticos, é necessário que ele minimize possíveis riscos ambientais e de saúde pública.

A reciclagem de materiais plásticos deve ser promovida e planejada diante das características tóxicas de materiais plásticos. Quando não existe a garantia da qualidade dos novos produtos feitos a partir de material reciclado, podem estar presentes impurezas do processo nesses produtos, com efeitos adversos para a saúde (LEE et al., 2014a). Isso ocorre no caso dos ftalatos, que são utilizados para tornar o plástico flexível, e podem ser acumulados nos produtos de plásticos reciclados (LEE et al., 2014a). Lee et al. (2014b) constataram um aumento significativo de exposição a ftalatos devido ao uso de garrafas PET confeccionadas a partir de plásticos reciclados.

A disposição de resíduos de materiais plásticos em aterros sanitários acarreta o acúmulo desse poluente, além de outros. Assim, aterros sanitários constituem passivos ambientais que devem ser corretamente gerenciados, mesmo depois de seu encerramento.

Quanto à incineração de resíduos de materiais plásticos, ressalta-se que a queima desses resíduos emite diversos gases tóxicos. Verma et al. (2016) afirmam que a incineração de resíduos de materiais plásticos em campo aberto é uma das principais fontes de poluição do ar. Quando o resíduo sólido urbano, composto por cerca de 12% de material plástico, é queimado, libera na atmosfera os seguintes gases tóxicos: dioxinas, furanos, mercúrio e bifenilos policlorados (VERMA et al., 2016). Particularmente a queima de resíduos de PVC resulta em emissões atmosféricas de dioxinas e furanos (EPA, 2015). Essas dioxinas são poluentes orgânicos persistentes (POPs) e seu pior componente é o tetraclorodibenzo-p-dioxina (TCDD), um composto tóxico relacionado a câncer, danos neurológicos, e perturbações da tireóide, da saúde reprodutiva e do sistema respiratório (VERMA et al., 2016). Além disso, a queima de cloreto de polivinil libera halogênios que contribuem para as mudanças climáticas (VERMA et al., 2016).

3.3 GESTÃO DE RESÍDUOS DE MATERIAIS PLÁSTICOS

Desenvolver um sistema de gestão de resíduos sólidos é complexo e, para que ele seja um sistema sustentável em longo prazo, é necessário considerar a infraestrutura, os atores envolvidos e os aspectos estratégicos (UNEP, 2015). A infraestrutura consiste nos elementos físicos do sistema, desde a geração de resíduos até o armazenamento, coleta, transporte, reciclagem, recuperação, tratamento e disposição final (UNEP, 2015). São atores envolvidos: municípios, governos regionais e nacionais, geradores de resíduos e usuários de serviços, fabricantes e comerciantes de produtos que se tornam resíduos no final de sua vida útil, prestadores de serviços, sociedade civil e organizações não-governamentais, e agências internacionais (UNEP, 2015). O planejamento estratégico inclui aspectos de adoção de políticas, relacionados à saúde, institucionalidade, sociais, econômicos, financeiros, ambientais e técnicos (UNEP, 2015).

O termo gestão integrada de resíduos tem sido amplamente utilizado com uma variedade de significados, sendo que frequentemente se refere apenas à integração entre os elementos de infraestrutura (UNEP, 2015). Entretanto, no Brasil o termo é

utilizado de forma mais ampla, significando o conjunto de ações voltadas para a busca de soluções para os resíduos sólidos, de forma a considerar as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social, com controle social e sob a premissa do desenvolvimento sustentável (BRASIL, 2010).

Diante da problemática mundial de resíduos sólidos e do compromisso com o desenvolvimento sustentável, produções científicas e técnicas têm sido elaboradas para o alcance da sustentabilidade na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos e de recursos. Na década de 1970 surgiu o conceito da hierarquia como ordem de prioridade para o gerenciamento de resíduos, tendo sido estabelecida a seguinte ordem: prevenção, minimização, reutilização, reciclagem, outras formas de recuperação, incluindo recuperação energética, e disposição final (UNEP, 2015). No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) determina que na gestão e gerenciamento de resíduos sólidos deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Apesar de a prevenção da geração de resíduos estar no topo da hierarquia de gerenciamento de resíduos desde que o conceito foi utilizado pela primeira vez na década de 1970, apenas recentemente ela tem se tornado um foco importante para ações de gerenciamento de resíduos, e isso tem se dado principalmente em países de alta renda (UNEP, 2015). Exemplos de prevenção de geração de resíduos de materiais plásticos são as estratégias traçadas pela Honolulu Strategy para redução de resíduos de plásticos, como instrumentos econômicos de taxaço sobre sacolas plásticas de uso único, ou instrumentos legais de banimento de produtos de plástico de uso único (UNEP e NOAA, 2011). São exemplos de políticas que vêm sendo adotadas, principalmente em países europeus: proibição de sacolas plásticas descartáveis e de canudos plásticos, implementação de sistemas de retorno para garrafas plásticas, e responsabilização do produtor estendida para todo o ciclo de vida do produto (WALKER e XANTHOS, 2018).

A economia circular surge como uma proposta de modelo econômico para a promoção do desenvolvimento sustentável, e no que tange ao gerenciamento de resíduos sólidos, a reinserção dos materiais residuais dentro dos ciclos produtivos.

Uma economia circular é restaurativa e regenerativa, uma vez que busca manter produtos, componentes e materiais ao longo do tempo (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017). Em última instância, a economia circular busca dissociar o desenvolvimento econômico do consumo de recursos finitos e eliminar externalidades negativas da economia (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017).

A abordagem de produção circular representa uma mudança do modelo industrial tradicional, pautado no uso unidirecional de recursos e na cultura do descarte, para um sistema circular, no qual os resíduos sólidos se tornam insumos para outros processos (CURRAN e WILLIAMS, 2012). Ante a economia circular, a gestão de resíduos sólidos que era pautada como uma economia linear transforma-se em gestão de recursos (UNEP, 2015). Enquanto a gestão de resíduos sólidos era focada no resíduo depois de descartado, a gestão de recursos em conjunto com a gestão de resíduos aborda o problema na fonte, através da concepção de produtos com prevenção de geração de resíduos, da redução de utilização de materiais perigosos, e, nos casos em que os resíduos sólidos forem gerados, mantendo-os concentrados e separados de modo a preservar suas características e viabilizar a reciclagem e recuperação (UNEP, 2015).

Em 2015, a União Europeia adotou um plano de ação para estabelecer a economia circular, no qual estratégias para a gestão do ciclo de vida de embalagens plásticas são prioridades (EUROPEAN COMMISSION, 2018). Outro exemplo que pode ser citado nesse contexto é o Canadá, que em 2018 elaborou estratégias para a eliminação de resíduos de materiais plásticos no país, baseadas na implementação da economia circular e planejadas para todo o ciclo de vida dos produtos de plástico, desde a sua concepção até a coleta e recuperação dos seus resíduos (CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2018).

No Brasil, para promover a reciclagem e o retorno dos resíduos à cadeia produtiva, a PNRS prevê a responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos, sua logística reversa e o estabelecimento de acordos setoriais (BRASIL, 2010). A logística reversa gerencia os fluxos reversos, ou seja, aqueles que fluem no sentido inverso ao da cadeia direta, a partir dos produtos descartados como pós-consumo ou dos produtos de pós-venda (LEITE, 2003).

Considerando-se a problemática de desigualdade social, miséria e pobreza, emerge outro conceito, o de economia solidária, como uma via para reforma econômica, em que se busca alcançar soluções para desigualdades (MORIN, 2013). A economia solidária vem ao encontro da questão dos catadores de materiais recicláveis, um contingente populacional marginalizado que, segundo o IPEA (2012b), presta serviço público de saneamento e ambiental ao promover a recuperação de resíduos recicláveis, principalmente em países em desenvolvimento. Segundo Edgar Morin (2013), a economia solidária trata de reinserir a economia nos âmbitos social, cultural e humano, sendo ela um meio da atividade humana, e não o seu último fim (MORIN, 2013). A economia solidária funciona segundo a lógica da dádiva e contradádiva, e não segundo a lógica de mercado (MORIN, 2013). No Brasil, uma das bases para a inserção social e econômica dos catadores de materiais recicláveis é a economia solidária. Instrumentos para a inclusão de catadores são previstos na PNRS, uma vez que essa política prevê incentivos à criação e desenvolvimento de organizações coletivas de catadores, e que o titular dos serviços públicos de manejo de resíduos sólidos deva priorizar a contratação de organizações de catadores ante outros prestadores de serviços (BRASIL, 2010). Inclusive o Decreto Federal nº 5.940 de 2006 conceitua a Coleta Seletiva Solidária, como o processo em que a destinação do resíduo reciclável, separado na fonte geradora, é direcionada às associações e cooperativas de catadores de materiais recicláveis (BRASIL, 2006).

3.3.1 Gerenciamento de Resíduos de Materiais Plásticos

No Brasil, segundo a PNRS, os resíduos sólidos devem ter tratamento e destinação final ambientalmente adequada e os rejeitos devem ter disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010), ou seja, serem encaminhados a aterros sanitários. Assim sendo, os resíduos recicláveis, como os de materiais plásticos, devem ser recuperados pela reciclagem.

O gerenciamento efetivo dos resíduos de materiais plásticos é essencial para que o seu retorno à cadeia produtiva de fato aconteça. Já existe no Brasil um acordo setorial para as embalagens, para a promoção da sua logística reversa, cujo fluxo é

apresentado na Figura 7. Ressalta-se que esse acordo não é restrito às embalagens plásticas, mas abrange as embalagens de todos os materiais. No acordo setorial das embalagens são definidas as responsabilidades dos fabricantes e importadores de produtos comercializados em embalagens, fabricantes e importadores de embalagens, distribuidores e comerciantes de embalagens (SINIR, 2017).

Figura 7 – Logística reversa das embalagens no Brasil.



Fonte: SINIR (2017).

O descarte correto, a coleta seletiva e a triagem são pré-requisitos que possibilitam a recuperação e a reciclagem efetivas do resíduo de materiais plásticos (CIACCI et al., 2017). Após o descarte com a separação prévia dos resíduos recicláveis na fonte geradora faz-se necessária a coleta seletiva (IPEA, 2012a). Dessa forma, a coleta seletiva integra o gerenciamento de resíduos recicláveis, e consiste na coleta de resíduos previamente segregados conforme sua constituição ou composição (BRASIL, 2010a), como os de materiais plásticos.

O material coletado seletivamente é encaminhado para centrais de triagem, onde acontece a separação dos materiais recicláveis (GONÇALVES et al., 2013), o que propicia a valorização da fração reciclável que pode ser encaminhada para o processo de reciclagem. A presença de diferentes plásticos no fluxo a ser reciclado,

bem como de outros resíduos, pode limitar a eficiência do processo de recuperação (CIACCI et al., 2017), uma vez que cada polímero pode necessitar de um processo de reciclagem diferente. Ademais, o acordo setorial do Brasil prevê em seu planejamento alguns incentivos de inclusão de organizações de catadores de materiais recicláveis nos serviços de coleta e triagem de resíduos de embalagens (SINIR, 2017).

Após a triagem o material plástico pode, então, ser processado, o que usualmente se dá através da reciclagem e da recuperação energética. A recuperação energética consiste na queima de resíduos para produzir energia na forma de calor, vapor e eletricidade (AL-SALEM et al., 2009). Ela é considerada uma forma de recuperação adequada somente quando outros processos de recuperação de resíduos falham (AL-SALEM et al., 2009). O processo de reciclagem é preferível.

O processo de reciclagem de plásticos mais recorrente é o mecânico, no qual o resíduo de material plástico é remoído. As etapas de reciclagem mecânica variam dependendo da origem e composição dos resíduos de material plástico (RAGAERT et al., 2017). Ragaert et al. (2017) sistematizam as etapas de reciclagem mecânica em:

- Separação e classificação, que acontece de acordo com a forma, densidade, tamanho, cor ou composição química;
- Lavagem, com a finalidade de remoção de contaminantes, que muitas vezes são resíduos orgânicos;
- Moagem, com a redução de tamanho de produtos para flocos;
- Formação de *pellets*, com o reprocessamento dos flocos para grânulos.

Quanto aos resíduos de embalagens plásticas, que são o objeto de estudo desta dissertação, as constituídas por LDPE, PET, HDPE, PP, PS e PVC, por serem termoplásticas, podem sofrer reciclagem mecânica (GEUEKE et al., 2018). Em contraste, as embalagens constituídas por multicamadas plásticas muitas vezes são em princípio imiscíveis e só podem ser misturadas pela adição de compatibilizantes (GEUEKE et al., 2018). A reciclagem de plástico também é possível por meio de processos químicos de conversão termoquímica e catalítica (RAGAERT et al., 2017).

As embalagens de PUR são recicladas por processo químico, sendo que o PET também pode ter esse tipo de processamento para a sua reciclagem (RAGAERT et al., 2017).

3.3.2 Panorama do Gerenciamento dos Resíduos de Materiais Plásticos

A geração per capita de resíduos sólidos urbanos está relacionada com a renda nacional. Enquanto nos países de alta renda as taxas de geração estão se estabilizando, nos países de baixa e média renda espera-se que a geração per capita aumente, proporcionalmente ao crescimento econômico desses países e o ao aumento populacional de aglomerados urbanos (UNEP, 2015). Em 2010, os países de alta renda foram responsáveis por cerca de metade de toda a geração de resíduos sólidos no mundo. Entretanto, prevê-se que por volta de 2030 a Ásia ultrapasse a geração de RSU desses países (UNEP, 2015).

Quanto à composição dos resíduos de materiais plásticos, não se notou uma dependência do nível de renda para a sua geração, assim como para outros tipos de resíduos. O percentual de resíduos de material plástico nos RSU geralmente está em torno de 8% a 12% (UNEP, 2015).

Diante da carência de conhecimento sobre o destino dos resíduos de materiais plásticos globalmente, Geyer et al. (2017) identificaram a produção, o uso e o gerenciamento de resíduos de materiais plásticos de diversos polímeros, a partir de dados da Europa, dos Estados Unidos da América, da China e da Índia. Os autores apontam que somente 9% dos resíduos de materiais plásticos gerados entre 1950 e 2015 foram reciclados, 12% deles foram incinerados e os 60% restantes foram acumulados em aterros sanitários (GEYER et al. 2017). Os autores apontam, ainda, que se as tendências atuais de produção e gestão de resíduos continuarem, até 2050 cerca de 12 bilhões de toneladas de resíduos de materiais plásticos serão acumuladas nos aterros sanitários ou terão destino ambientalmente inadequado.

Na Europa, 2016 foi o primeiro ano em que a recuperação de resíduos de materiais plásticos via reciclagem foi maior que a disposição desses resíduos em aterros sanitários (PLASTICS EUROPE, 2018). Entretanto, ressalta-se que nesse

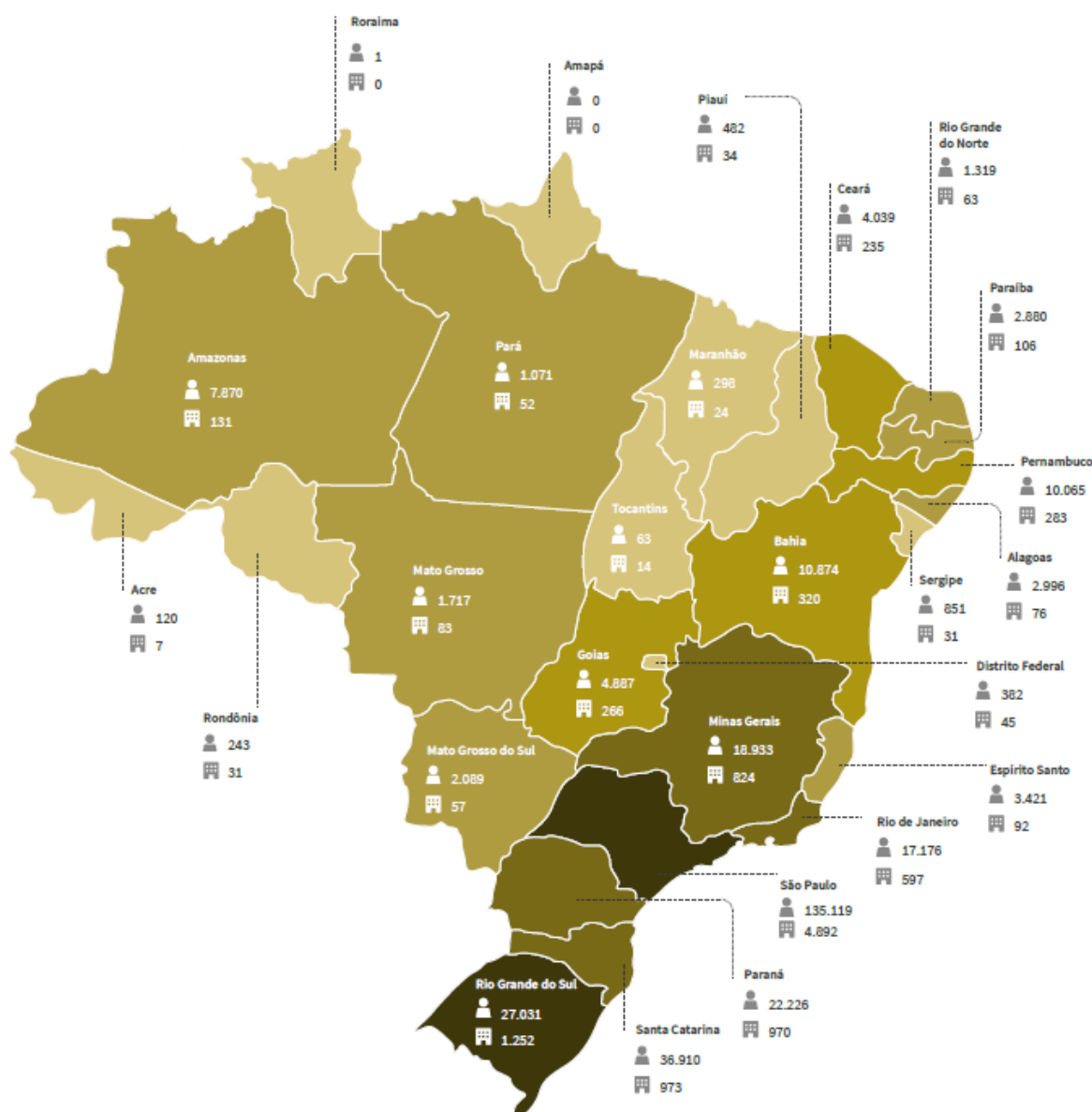
continente a maioria dos materiais plásticos é destinada para a recuperação energética (PLASTICS EUROPE, 2018). Mais especificamente sobre a reciclagem de embalagens plásticas, na Europa o índice de reciclagem desses resíduos, oriundos da coleta de resíduos sólidos domésticos, comerciais e industriais, foi de 40,8%, em 2016 (PLASTICS EUROPE, 2018).

No Brasil, segundo o SNIS (2019), em 2017, somente 1,65% dos resíduos domiciliares e públicos coletados foram encaminhados para a reciclagem. A reciclagem do material plástico oriundo dos RSU dá-se, em grande parte, pelo trabalho dos catadores de materiais recicláveis, pois, segundo Besen e Ribeiro (2007), a quantidade de resíduos recicláveis coletados pelos catadores é substancialmente maior que a quantidade coletada por programas de coleta seletiva implantados.

Segundo o relatório da Abiplast (2016), que utilizou dados da Relação Anual de Informações Sociais (RAIS) da Secretaria de Trabalho do Ministério da Economia, em 2016, no Brasil havia 11.459 empresas de reciclagem de plástico (ABIPLAST, 2016), com uma produção de 550 mil toneladas, sendo que a maioria destas empresas estavam localizadas no Estado de São Paulo, conforme é mostrado na

Figura 8 (ABIPLAST, 2017). Nesse mesmo ano, 7,8% das resinas utilizadas nas indústrias do país foram oriundas de plásticos reciclados (ABIPLAST, 2017).

Figura 8 – Localização das empresas de reciclagem de material plástico no Brasil em 2016.



Fonte: Abiplast (2016).

Com a reciclagem, surge também um mercado internacional de resíduos de metais ferrosos, papel, plástico e têxtil, em decorrência do aumento na disponibilidade de materiais provenientes da reciclagem de RSU desde a década de 1990, juntamente com a realocação de grande parte da indústria manufatureira do mundo na Ásia, mais especificamente na China (UNEP, 2015). No que tange aos resíduos de materiais plásticos, a China importa 56% em peso das importações globais de resíduos de materiais plásticos (UNEP, 2015).

3.4 ANÁLISE DE FLUXO DE MATERIAL

Os recursos e os resíduos de plásticos devem ser adequadamente geridos a fim de se evitar uma série de riscos ambientais e de saúde pública. Para o alcance desse gerenciamento eficiente faz-se necessário o seu conhecimento quantitativo, sendo a Análise de Fluxo de Material (AFM), em inglês *Material Flow Analysis* (MFA), um instrumento para isso. A AFM consiste em uma avaliação sistemática do estado e das mudanças de fluxos e estoques de materiais dentro de um sistema definido em um espaço geográfico e em uma escala temporal (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Dessa forma, a AFM vincula as fontes, os caminhos e os destinos intermediários e finais de um material (BRUNNER e RECHBERGER, 2017).

A AFM já tem sido utilizada por órgãos governamentais com o intuito de melhor gerir seus recursos e resíduos. Além disso, conhecimentos provenientes de AFM podem auxiliar o embasamento da construção de políticas públicas. Na década de 1990, surgiram as primeiras pesquisas de AFM em órgãos governamentais: no Instituto Nacional de Estudos Ambientais (NIES) do Japão, no Instituto Wuppertal (WI) da Alemanha e no Instituto de Ecologia Social (SEC) da Áustria (FISCHER-KOWALSKI et al., 2011). Posteriormente, o Gabinete Europeu de Estatística (Eurostat) incluiu dados de AFM em seu programa de informações ambientais da União Europeia, além de ter publicado um guia metodológico para a AFM em 2001 (FISCHER-KOWALSKI et al., 2011). Ademais, a União Europeia tem intenção de instituir a comunicação obrigatória de dados de AFM pelos seus países membros por meio do seu Sistema de Contabilidade Econômica Ambiental (FISCHER-KOWALSKI et al., 2011).

Já existem políticas públicas direcionadas ao desenvolvimento sustentável que utilizam indicadores provenientes de AFM, como a *Thematic Strategy on the Sustainable Use of Natural Resources* da União Europeia de 2005, a Estratégia 3Rs (reduzir, reutilizar, reciclar) do Japão de 2005, a lei da China sobre economia circular de 2008, e a *Green Growth Policy for Sustainable Development in a Low Carbon Society* da Coreia do Sul de 2008 (FISCHER-KOWALSKI et al., 2011). Além disso, a

Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico (OCDE) possui estratégia para a gestão sustentável de materiais que utiliza indicadores provenientes de AFM (FISCHER-KOWALSKI ET AL., 2011).

Além disso, a AFM pode ser utilizada como uma análise precursora de outros estudos, como é o caso do de Makarichi et al. (2018), em que foi utilizada a AFM para a realização de uma análise de decisão multicritérios, e do de Muchangos et al. (2019), em que foi utilizada a AFM para se realizar uma avaliação de riscos de impactos no ciclo de vida do DEHP, um ftalato.

Millette et al. (2019) destacam a importância da AFM para países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, de modo que estudos de AFM possam apoiar decisões estratégicas necessárias para o desenvolvimento da economia circular. Apesar do desafio associado à escassez de dados sobre fluxos de materiais em países menos desenvolvidos, a AFM pode ser uma importante ferramenta de fornecimento de dados (MILLETTE et al., 2019). Nesse sentido, Millette et al. (2019) realizaram a AFM para materiais plásticos em Trinidad e Tobago para o ano de 2016. Outros estudos já foram realizados para países em desenvolvimento, como a AFM de Vilaysouk et al. (2018) para materiais residuais no Laos e de Makarichi et al. (2018) para resíduos sólidos no Zimbábue.

Quanto à utilização de estudos de AFM para resíduos sólidos, Allesch e Brunner (2015) realizaram um estudo de revisão da literatura científica sobre os benefícios da aplicação da AFM em sistemas de gerenciamento de resíduos. Os autores constataram que a AFM é fundamental para entender como funcionam os sistemas de gerenciamento de resíduos, facilitando as conexões dos atores envolvidos. Diante do apresentado, nota-se que a AFM pode ser um importante instrumento para a gestão pública de resíduos e recursos, além de poder contribuir com conhecimentos para a construção de estratégias de gestão pública.

3.4.1 Aspectos Metodológicos de Análises de Fluxos de Materiais

Quanto aos seus aspectos metodológicos, a AFM está baseada na lei da conservação de massa. Assim sendo, seus resultados são controlados por meio do balanço de massa ao comparar todas as entradas, estoques e saídas de um material em um processo delimitado (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Os resultados do fluxo de material podem ser apresentados em um diagrama de Sankey, o que proporciona um fácil reconhecimento visual do tamanho relativo de cada um dos fluxos individuais (EYGEN et al., 2017).

A AFM pode ter abordagem de balanço de massa estático ou dinâmico. Enquanto os modelos dinâmicos são realizados para analisar aspectos dependentes do tempo, os modelos estáticos fornecem informações sobre sistemas investigados por um tempo específico, permitindo a avaliação dos seus estados atuais (ALLESCH e BRUNNER, 2017).

Além disso, quando não há dados disponíveis, os fluxos de massa ausentes podem ser calculados através da aplicação do princípio de balanço de massa (OTT e RECHBERGER, 2012) e da reconciliação de dados. Entretanto, existe uma liberdade considerável para a seleção de dados e para a escolha de modelos e, assim sendo, o modelo utilizado e a estrutura de dados de uma AFM variam de um estudo para outro (KLINGLMAIR et al., 2016). Mesmo que comparações de estudos de AFM muitas vezes sejam baseadas somente no valor nominal, a consideração das opções de modelagem do sistema e da escolha de banco de dados possibilitam maior transparência e compreensão das AFM (KLINGLMAIR et al., 2016).

Ressalta-se o desenvolvimento do *software* STAN, cujo nome provém da abreviatura de *subSTance flow ANalysis*, pela Universidade Técnica de Viena, TU Wien. O STAN é uma ferramenta computacional desenvolvida especificamente para auxiliar a modelagem e análise de fluxos e estoques de materiais. Diversos estudos científicos utilizam esse *software* para a realização de AFM, como é o caso dos estudos de Guo et al. (2019), Kabera et al. (2019), Koppelmäki et al. (2019), Medeiros et al. (2019), Norup et al. (2019), Parchomenko et al. (2019), Pham Phu et al. (2019), Reis et al. (2019), Saidini et al. (2019), Tazi et al. (2019), entre outros.

3.4.1.1 Incertezas das Análises de Fluxos de Materiais

As incertezas dos dados podem ser agrupadas em duas categorias: variabilidade aleatória e incerteza epistêmica (CENCIC, 2017). A variabilidade aleatória surge devido à variabilidade natural inerente e não pode ser reduzida, mas deve ser compreendida. Por outro lado, a incerteza epistêmica é decorrente do conhecimento insuficiente sobre o mundo (CENCIC, 2017).

A variabilidade aleatória pode ser tratada pela teoria da probabilidade (CENCIC, 2017). Primeiramente se observa a distribuição dos dados da série de dados coletada. Isso pode ser feito por meio da construção de uma função da densidade de probabilidade, que, segundo Montgomery e Runger (2003), descreve a distribuição de probabilidades de uma variável aleatória contínua. O modelo mais utilizado para a distribuição de uma variável aleatória é a distribuição normal (Montgomery e Runger, 2003), na qual o desvio padrão é a medida da incerteza da variabilidade aleatória.

A incerteza epistêmica está relacionada com a qualidade das informações utilizadas para a AFM. Os dados da AFM são interdisciplinares, têm origens de fontes heterogêneas e podem ter formatos e qualidades variados (SCHWAB et al., 2016). Usualmente os dados de AFM são valores isolados e pontuais, em vez de conjuntos de dados extensos, o que torna inviável a aplicação de métodos estatísticos para a avaliação de incertezas (SCHWAB et al., 2016). Além disso, algumas AFM são construídas com base em suposições, comparações cruzadas entre sistemas semelhantes ou com aproximações, que auxiliam a estimar os dados reais de interesse (BRUNNER e RECHBERGER, 2017).

Laner et al. (2015) desenvolveram um método de avaliação da qualidade dos dados de entrada de um sistema de AFM por meio de uma estimativa de incerteza probabilística dos dados. O método é baseado nos estudos de Hedbrant e Somer (2001), que quantifica a incerteza com base na classificação das fontes de dados, e de Weidema e Wesnaes (1996), que avalia a qualidade dos dados de inventários de ciclo de vida por meio de indicadores, chamados de matriz PEDIGREE.

O método de Laner et al. (2015) fornece uma caracterização bem documentada e transparente da incerteza da qualidade de informações utilizadas para a construção da AFM (LANER et al., 2015; ZOBOLI et al., 2015). O método proposto

por Laner et al (2015) consiste no estabelecimento de pontuações para indicadores de qualidade dos dados que são traduzidos em incertezas probabilísticas considerando a sensibilidade do que está sendo descrito pelo indicador.

Laner et al. (2015) estabeleceram cinco indicadores para avaliar a qualidade dos dados dos fluxos de entrada de uma análise de AFM. Os indicadores abordam os seguintes aspectos: confiabilidade, integridade, correlação temporal, correlação geográfica e utilização de informações relativas a entidade de interesse. O indicador de confiabilidade concentra-se na própria fonte de dados, avaliando quão bem a geração de dados foi documentada. A integridade avalia se todos os fluxos de massa relevantes estão incluídos no ponto de dados ou se os dados representam apenas uma fração das entidades relevantes. As correlações temporária e geográfica referem-se à congruência do ponto de dados disponível com o do sistema sob investigação com relação a desvios no tempo e no espaço, respectivamente. E o último indicador, sobre a utilização de informações relativas a entidade de interesse, leva em consideração desvios devidos a fatores como dados disponíveis referentes a uma tecnologia ou a um produto diferente do de interesse, mas que têm semelhanças (Laner et al., 2015; Eygen et al., 2017). De acordo com a relação entre o ideal e os dados disponíveis, o pesquisador deve atribuir pontuações aos indicadores. As pontuações variam de 1 a 4, sendo atribuída pontuação igual a 1 para os dados correspondentes às informações de interesse, e pontuação igual a 4 para dados incompatíveis (Laner et al., 2015). Os indicadores e seus critérios de pontuações são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 - Indicadores das qualidades de informações.

Indicador	Definição	Pontuação: 1	Pontuação: 2	Pontuação: 3	Pontuação: 4
Confiabilidade	Avaliação do método de geração de dados e sua documentação, por exemplo, avaliação do método de amostragem. Análise de métodos de verificação.	O método de geração de dados é bem documentado e consistente, os dados são revisados por pares.	O método de geração de dados é descrito, mas não é totalmente transparente; sem verificação dos dados.	O método não é descrito em detalhes, mas o princípio da geração de dados é claro; sem verificação.	O método de geração de dados é desconhecido, não existe documentação disponível.
Integridade	Avaliação da composição dos dados dos fluxos de massa. Avaliação de possível superestimação ou subestimação.	O valor representa todo o fluxo/processo de interesse.	O valor representa quantitativamente o principal fluxo/processo de interesse.	O valor representa parcialmente fluxos/processos importantes; existem lacunas de dados.	Somente são disponíveis dados fragmentados; faltam fluxos/processos importantes.
Correlação temporal	Avaliação da congruência temporal. Análise dos dados disponíveis e os dados ideais em relação à referência temporal.	O valor é referente ao ano de estudo.	Desvio temporal do valor de 1 a 5 anos.	Desvio temporal do valor de 5 a 10 anos.	Desvio temporal do valor de mais de 10 anos.
Correlação geográfica	Avaliação da congruência espacial. Análise do dado disponível e do dado ideal em relação à referência geográfica.	O valor é referente à região estudada.	O valor é referente a uma região socioeconômica semelhante à de estudo.	O valor é referente a uma região socioeconômica ligeiramente diferente da de estudo.	O valor é referente a uma região socioeconômica muito diferente da de estudo.
Outra correlação	Avaliação da congruência dos dados disponíveis e os dados ideais em relação à tecnologia/ produto retratado.	O valor é referente ao mesmo produto/tecnologia.	O valor é referente a um produto/ tecnologia parecido ao de estudo.	Os valores divergem do produto/tecnologia de interesse, mas correlações aproximadas podem ser estabelecidas.	Os valores divergem fortemente do produto/ tecnologia de interesse, sendo as correlações vagas e especulativas.

Fonte: Adaptado de Laner et al. (2015)

Laner et al. (2015) propõem maneiras diversas para a caracterização das incertezas probabilísticas, considerando a descrição da incerteza por funções dos tipos linear e exponencial e considerando as distribuições de probabilidade normal e lognormal. Os resultados do estudo de caso de Laner et al. (2015) indicam que a maneira de derivar as estimativas de incerteza para fluxos de material tem efeito mais forte do que as suposições sobre as distribuições de probabilidade.

A suposição de distribuição de probabilidade normal possui vários benefícios, principalmente devido às soluções analíticas disponíveis para cálculos básicos e ao uso da premissa de distribuição normal no *software* STAN, que é amplamente utilizado nos estudos de AFM (LANER et al., 2015).

Com relação às funções para derivar estimativas de incerteza com base em pontuações de indicadores, que podem ser do tipo exponencial ou linear, a abordagem do tipo exponencial tem sido a mais utilizada, pois se considera que a incerteza aumenta exponencialmente com a diminuição da qualidade de dados (LANER et al., 2015). Quando o método de Laner et al. (2015) é empregado assumindo que a distribuição é normal e que a função da incerteza é exponencial, a incerteza probabilística é dada em coeficiente de variação (CV).

Diversos estudos têm usado o método de Laner et al. (2015) para realizarem suas análises de fluxos de material, como o de Muchangos et al. (2019), Eygen et al. (2017), Tanzer et al. (2018) e Zoboli et al. (2015). Todos estes estudos consideram uma distribuição de probabilidade normal e adotaram a função exponencial contínua para descrever a incerteza, sendo que posteriormente utilizaram as incertezas para modelarem seus fluxos de materiais no *software* STAN. Alguns estudos que utilizaram o método de Laner et al. (2015) não deixaram claras as suposições de distribuição de probabilidade e tipo de função de descrição de incerteza adotados, como os casos de Warrings e Fellner (2018), Bertram et al. (2017) e Allesh e Brunner (2017), mas segundo os resultados obtidos infere-se que eles supuseram que a distribuição de probabilidade era normal. Nota-se, ainda, que alguns estudos utilizam o método de Laner et al. (2015) adaptado, como os de Tran et al. (2018) e de Makarichi et al. (2018).

Zoboli et al. (2015) afirmam que o método de Laner et al. (2015) é subjetivo em dois aspectos: na atribuição de pontuações de avaliação para os indicadores de

qualidade dos dados, e na escolha das funções que traduzem essas pontuações em CVs. Com exceção do indicador da qualidade dos dados que avalia a relação do ano da informação com o ano de estudo, no qual suas pontuações são definidas através de um número preciso de anos, a avaliação dos outros indicadores é mais simplificada e subjetiva, principalmente para expressar diferenças sutis (ZOBOLI et al., 2015). No que diz respeito às funções matemáticas, a escolha não é única e, nesse tipo de estudo, é muito difícil validá-las pela falta de dados empíricos (ZOBOLI et al., 2015). Devido a essas subjetividades, tornam-se difíceis comparações entre diversos modelos de AFM (ZOBOLI et al., 2015). Entretanto, o uso de funções contínuas garante consistência nas estimativas das incertezas dentro do modelo (ZOBOLI et al., 2015).

3.4.2 Análises de Fluxos de Materiais Plásticos

Estudos de AFM sobre materiais plásticos têm sido amplamente realizados. Patel et al. (1998), por exemplo, utilizaram a AFM para analisar o fluxo de material plástico na Alemanha e assim estimaram a produção, o consumo e a geração de resíduos plásticos no país em longo prazo. Bogucka et al. (2008) aplicaram a AFM na Polônia e na Áustria e utilizaram os conhecimentos obtidos por essa análise para propor estratégias de gerenciamento de resíduos de materiais plásticos.

Mais recentemente, Kawecki et al. (2018) realizaram uma AFM probabilística de sete mercadorias de plásticos constituídas de diferentes polímeros na Europa. Eygen et al. (2017) realizaram estudo de AFM para material plástico na Áustria. Brouwer et al. (2018) realizaram a AFM especificamente para o fim-de-vida de embalagens plásticas na Holanda, considerando, também, os seus diversos polímeros.

Alguns estudos de AFM foram realizados tratando especificamente do polímero PVC. Tukker et al. (1997) realizaram a AFM para materiais de PVC na Suécia e detectaram suas fontes de emissões. Nakamura et al. (2009) realizaram um estudo considerando o uso de insumos e confecção de produtos de PVC pelas indústrias japonesas e realizaram uma AFM para o polímero. Zhou et al. (2013) analisaram o

metabolismo industrial chinês relacionado ao PVC e previram a geração futura de resíduos oriundos desse material. Ciacci et al. (2017) aplicaram a AFM para quantificar o fluxo e o estoque de PVC na Europa historicamente até 2012. Com relação ao PET, Kuczynski e Geyer (2010) aplicaram a AFM para quantificar o fluxo de material PET dos Estados Unidos da América.

Nota-se, portanto, que a AFM é um método empregado para analisar o fluxo de massa de diferentes materiais pelo mundo. Alguns estudos mais específicos relacionados ao plástico e o seu fim-de-vida já foram realizados utilizando esse método. Não foi constatado esse tipo de estudo para o Brasil, o que denota a importância da realização de um estudo sobre o fim-de-vida de embalagens plásticas no país utilizando as ferramentas de pesquisa de AFM. Ressalta-se que a AFM é uma importante ferramenta para a geração desse conhecimento e que sustenta futuras análises de riscos e estratégias de gestão desses resíduos e de recursos.

4 MÉTODO DE PESQUISA

A pesquisa desta dissertação tem desenho de método misto, uma vez que é composta pelos métodos quantitativo e qualitativo. Primeiramente, realizou-se uma revisão da literatura a fim de se conhecer as bases de dados existentes no Brasil e escolher as fontes de informações a serem utilizadas. Posteriormente, foram utilizados métodos quantitativos para descrever e analisar quantitativamente o fluxo de massa do fim-de-vida de embalagens plásticas dentro dos limites espacial, do Brasil, e temporal, de 2017.

O ano de estudo é o de 2017 devido a sua maior disponibilidade de dados em anos recentes. Devido a sua delimitação temporal, a AFM é considerada do tipo estática, e tem a finalidade de identificar padrões gerais de uso de material e de suas perdas, para um incremento de tempo específico, que tipicamente é de um ano.

Considerando-se essas perspectivas metodológicas, com o intuito de se alcançar os objetivos propostos, foram estabelecidos procedimentos metodológicos, que se encontram sistematizados na forma de quadro estruturador da pesquisa (Quadro 3), o qual esquematiza os objetivos a serem cumpridos, seus respectivos procedimentos metodológicos utilizados e os resultados que foram alcançados.

Quadro 3 – Quadro estruturador de pesquisa, que apresenta os procedimentos e resultados gerados para cada objetivo específico desta dissertação.

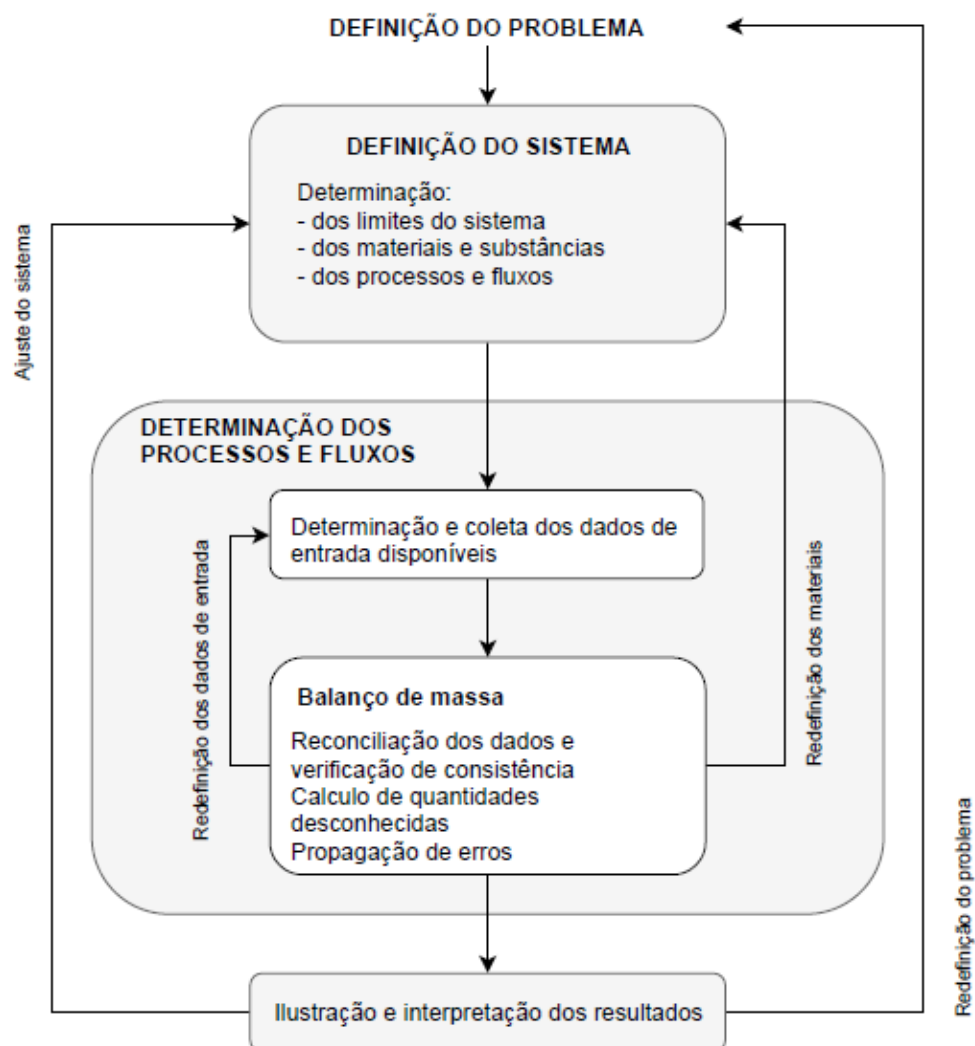
Objetivo Específico	Procedimento Metodológico	Resultado
i. Revisar e definir as bases de dados sobre a cadeia produtiva de embalagens plásticas e do gerenciamento de seus resíduos no Brasil.	- Levantamento de dados secundários por meio de pesquisa bibliográfica; - Comparação metodológica das bases de dados.	- Análise metodológica das bases de dados existentes - Escolha das bases de dados de entrada no modelo.
ii. Realizar tratamento para os dados de entrada poderem ser utilizados no sistema a ser modelado.	- Tratamento dos dados; - Cálculo da geração de resíduos; - Projeção das coletas seletiva e convencional para o Brasil através de regressão multivariada.	- Tratamentos dos dados, quando necessário, para a entrada no modelo; - Definição dos dados de entrada do modelo; - Sumarização das informações utilizadas para cada fluxo.

Objetivo Específico	Procedimento Metodológico	Resultado
ii. Avaliar a qualidade das informações dos dados de entrada e quantificar a incerteza probabilística dos fluxos oriunda da qualidade de informações.	<ul style="list-style-type: none"> - Caracterização das informações utilizadas; - Avaliação da qualidade das informações; - Aplicação do método de Laner et al. (2015) para quantificação da incerteza probabilística de cada fluxo oriunda da qualidade das informações. 	<ul style="list-style-type: none"> - Caracterização dos dados de entrada dos fluxos; - Cálculo da incerteza probabilística de cada fluxo de entrada do modelo.
iii. Modelar o fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017 através do balanço de massa e reconciliação de dados.	<ul style="list-style-type: none"> - Modelagem do fluxo de material utilizando o <i>software</i> STAN: <ul style="list-style-type: none"> - Balanço de massa; - Reconciliação de dados; - Propagação de erros; - Cálculo de fluxos desconhecidos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Modelagem do fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017; - Estimativa de fluxos desconhecidos.

Fonte: Elaboração própria.

Para realizar a modelagem de fluxo de material, a AFM baseou-se nos procedimentos propostos por Brunner e Rechberger (2017), publicados no livro *Handbook of Material Flow Analysis: For Environmental, Resource, and Waste Engineers*, mostrados na Figura 9. Assim sendo, a modelagem de fluxo de material consistiu em um procedimento iterativo, no qual primeiramente foi necessária a definição do sistema, com a identificação dos processos, fluxos e estoques que envolvem o material. Realizou-se então a coleta e o tratamento de dados para representarem o sistema definido. Posteriormente, realizou-se a modelagem do sistema de AFM e, por fim, seus resultados foram analisados.

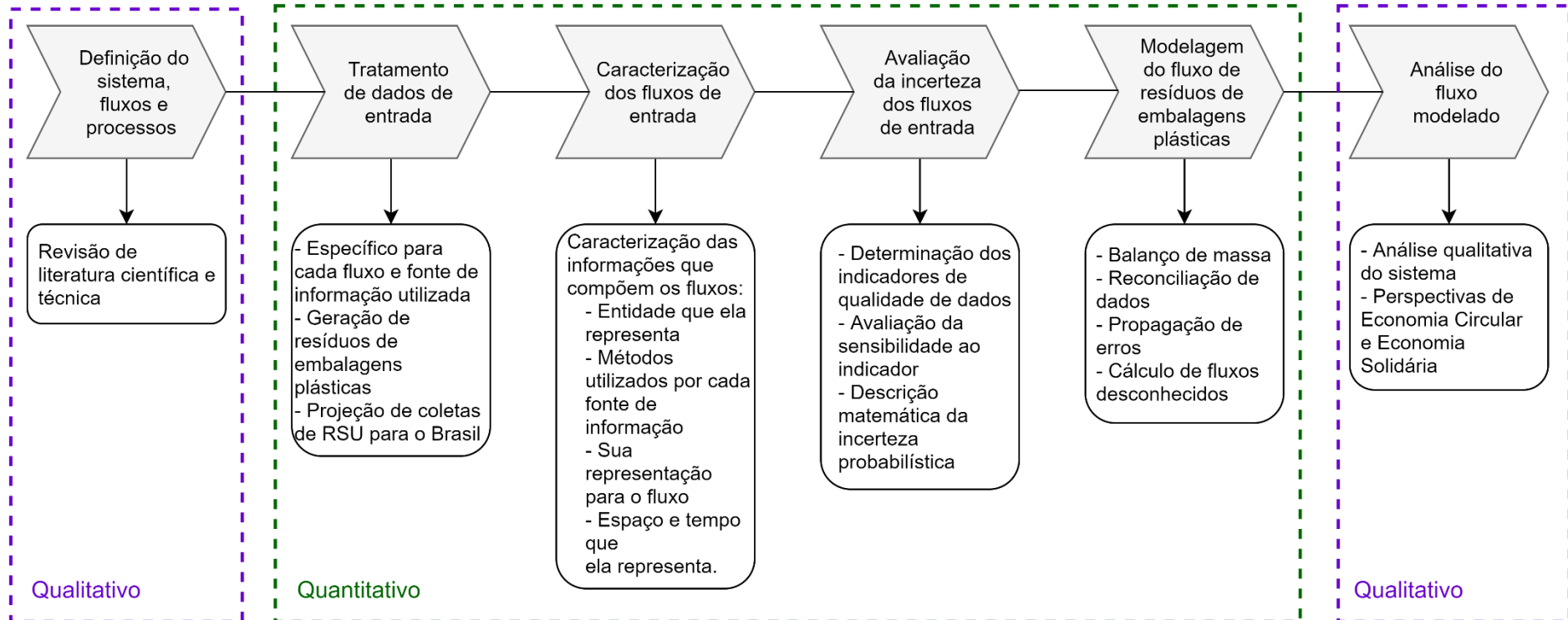
Figura 9 - Procedimentos para realizar AFM.



Fonte: Adaptado de Brunner e Rechberger (2017).

Os procedimentos metodológicos utilizados nesta dissertação estão esquematizados na Figura 10.

Figura 10 – Fluxograma dos procedimentos de pesquisa.



Fonte: Elaboração própria.

Os termos utilizados para a AFM desta dissertação estão de acordo com os definidos por Brunner e Rechberger (2017), e estão descritos no Quadro 4, bem como seus objetos representativos para a pesquisa.

Quadro 4 - Termos utilizados na modelagem do fluxo de massa.

Termo	Definição	Objeto desta dissertação
Produtos	Bens de valor econômico, formados por uma ou mais substâncias.	Embalagens plásticas.
Materiais	Denominação que engloba produtos e substâncias.	Embalagens plásticas.
Processos	Transformações, transportes ou estoques de materiais.	Etapas do gerenciamento dos resíduos de embalagens plásticas no Brasil.
Fluxos	Taxas de fluxos de massa dos materiais, expressas pela razão da massa pelo tempo.	Fluxos do gerenciamento dos resíduos de embalagens plásticas no Brasil.
Coeficientes de transferência	Fracionamento de materiais em um processo.	-
Sistema	Objeto de investigação, limitado no espaço e tempo.	Fluxo de resíduos de embalagens plásticas, limitado espacialmente no Brasil e temporalmente em 2017.

Fonte: Adaptado de Brunner e Rechberger.

4.1 SISTEMA DE ANÁLISE

A definição do sistema de análise do fluxo de embalagem plástica no Brasil, identificando os processos, fluxos e estoques envolvidos no sistema delimitado, foi realizada com base na revisão de literatura científica e técnica. Deve-se considerar que a definição do sistema fica limitada à disponibilidade de informações acerca dele.

O sistema considerado constitui-se na cadeia produtiva de embalagens plásticas no Brasil em 2017. O objeto de análise são os resíduos de embalagens plásticas componentes dos RSU. Uma vez que o foco deste estudo de AFM é o conhecimento dos fluxos dos resíduos de embalagens plásticas, o sistema modelado não considera o ciclo de vida inteiro das embalagens plásticas no Brasil, desde sua extração de matéria prima, mas sim desde a produção do produto de embalagens

plásticas nas indústrias transformadoras do país, e tem uma abrangência ampliada por não se restringir ao sistema de gerenciamento de resíduos sólidos.

Para o conhecimento sobre a disponibilização das embalagens plásticas no mercado consumidor brasileiro, além da produção de embalagens plásticas no país, são considerados os fluxos de sua venda industrial, de sua importação e de sua exportação.

Após o consumo e a utilização das embalagens plásticas, elas perdem a sua função e tornam-se um RSU. Assim sendo, é considerado um fluxo de geração de resíduos de embalagens plásticas. Os resíduos de embalagens plásticas devem ser, então, coletados e destinados. No entanto, no Brasil existe um fluxo significativo de RSU que não são coletados e são descartados irregularmente. Uma vez que não é possível se verificar se a informação é relativa ao descarte irregular ou apenas a uma falta de monitoramento do gerenciamento de RSU, este fluxo é denominado como fluxo sem informação de gerenciamento.

Neste estudo, a coleta de resíduos de embalagens plásticas é abordada a partir de três categorias principais: a coleta seletiva, a coleta convencional e a coleta informal. A coleta seletiva consiste na coleta de resíduos sólidos previamente segregados conforme sua constituição ou composição (Brasil, 2010), permitindo que os resíduos de embalagens plásticas possam ser recuperados através da reciclagem, retornando ao seu ciclo produtivo. A coleta convencional consiste nos resíduos coletados que são encaminhados para a disposição final (CUNHA e CAIXETA FILHO, 2002), constituindo-se de resíduos sólidos misturados, não segregados na fonte geradora. A coleta informal é a realizada por catadores de materiais recicláveis ou por sucateiros.

Quanto aos agentes executores dos serviços de coleta convencional e de coleta seletiva, são considerados nesta pesquisa para a coleta convencional os agentes públicos, constituídos pelas prefeituras, empresas públicas ou autarquias, os agentes privados, contratados pelas prefeituras ou pelo serviço de limpeza urbana, e outros agentes executores, como entidades filantrópicas e grandes geradores que gerenciam seus resíduos independentemente do sistema municipal. Para a coleta seletiva, também são considerados os agentes públicos e privados, havendo também

as associações ou cooperativas de catadores de materiais recicláveis como agentes executores do serviço, que atuam em parceria ou com apoio técnico-operacional do agente público.

Com relação às modalidades da coleta seletiva, que pode ser tanto porta-a-porta quanto por meio de pontos de entrega voluntária, o sistema modelado é simplificado de modo a não fazer diferenciação entre elas.

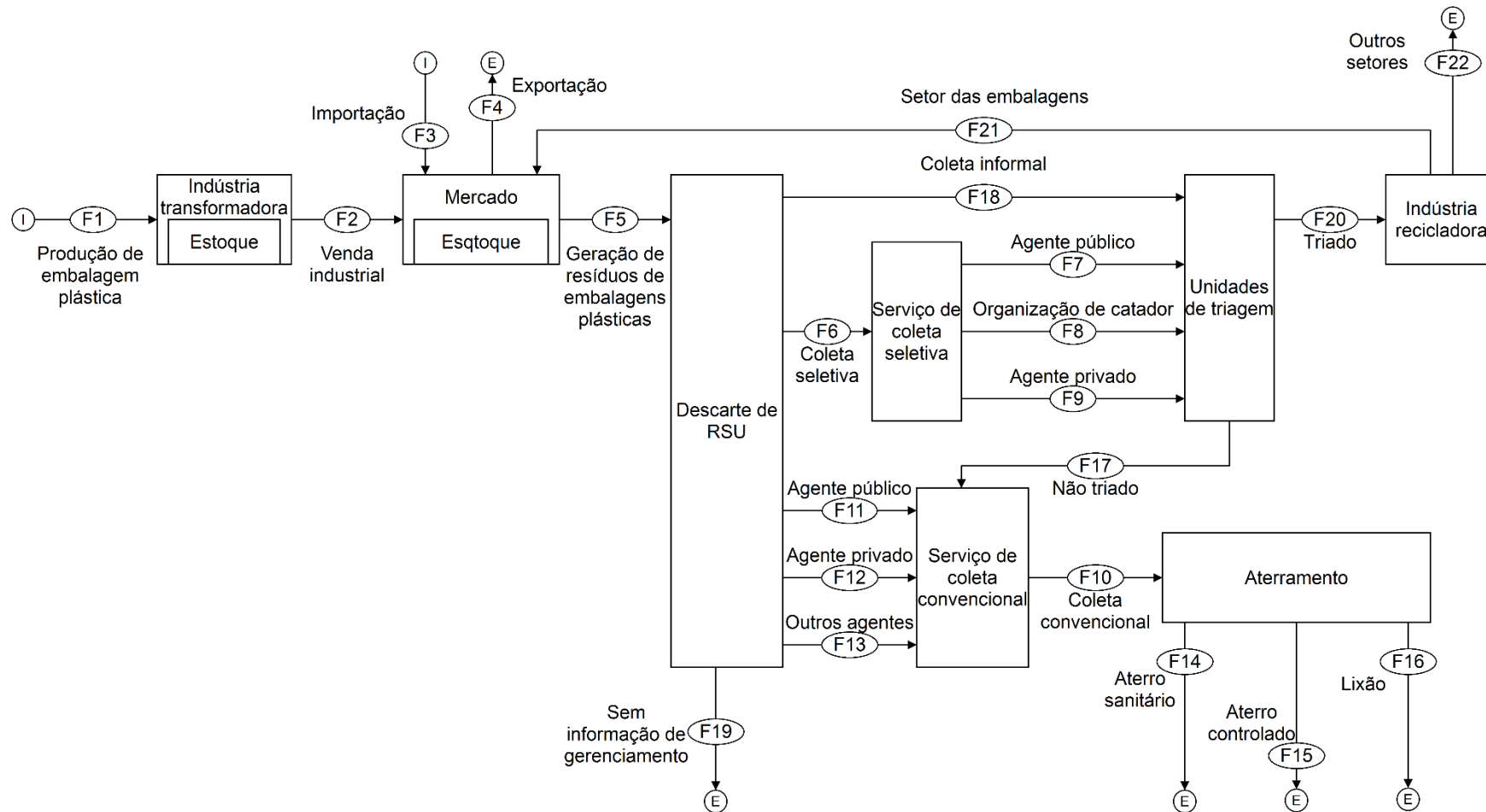
Usualmente, quando as distâncias entre o município de geração de resíduos e o local de destinação são grandes, recorre-se a estações de transferência ou transbordo de RSU. Entretanto, esses locais não foram modelados na AFM, uma vez que se trata de um sistema modelado simplificado.

No Brasil, a recuperação de materiais recicláveis através da triagem acontece majoritariamente por resíduos sólidos recolhidos por coleta informal e coleta seletiva. Entretanto, o SNIS (2019) considera que resíduos recolhidos por coleta convencional podem passar por uma unidade de triagem previamente a sua disposição final. Uma vez que o índice de recuperação do SNIS é baixíssimo, no sistema modelado não é considerada a triagem de resíduos provenientes da coleta convencional, somente a das coletas informal e seletiva.

Quanto à modelagem da destinação dos resíduos de embalagens plásticas coletados, foram considerados a reciclagem e o aterramento, em aterros sanitários, aterros controlados e também lixões, que ainda fazem parte da realidade do Brasil. A incineração, apesar de ser uma tecnologia comumente utilizada em outros países, no Brasil não é utilizada para RSU.

O sistema modelado é representado na Figura 11. Ele consiste em 8 processos e 22 fluxos. A nomenclatura de cada fluxo é apresentada no Quadro 5.

Figura 11 – Modelo qualitativo do sistema de análise de fluxo de embalagens plásticas no Brasil.



Fonte: Elaboração própria.

Quadro 5 – Nomenclatura dos fluxos do modelo

Fluxo	Nomenclatura
Produção industrial de embalagens plásticas	F1
Venda industrial de embalagens plásticas	F2
Importação de embalagens plásticas	F3
Exportação de embalagens plásticas	F4
Geração de resíduos de embalagens plásticas	F5
Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas	F6
Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por prefeituras	F7
Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por associações de catadores em parceria com a prefeitura	F8
Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por empresas	F9
Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas	F10
Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por prefeitura	F11
Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por empresa	F12
Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por outros agentes executores	F13
Disposição final de embalagens plásticas em aterros sanitários	F14
Disposição final de embalagens plásticas em aterros controlados	F15
Disposição final de embalagens plásticas em lixões	F16
Resíduos de embalagens plásticas rejeitados na triagem	F17
Coleta informal de resíduos de embalagens plásticas	F18
Resíduos de embalagens plásticas sem monitoramento	F19
Reciclagem de resíduos de embalagens plásticas	F20
Embalagens plásticas de material reciclado	F21
Outros produtos de material reciclado	F22

Fonte: Elaboração própria.

4.2 LEVANTAMENTO E DEFINIÇÃO DOS DADOS DE ENTRADA

A coleta, a avaliação e o tratamento de dados são tarefas essenciais para a AFM (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Em estudos de AFM, os dados de entrada podem ser determinados por medições em campo, revisão da literatura ou estimativas (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Nesta dissertação os dados utilizados para a modelagem da AFM são secundários e, portanto, o método de pesquisa é o de

levantamento de dados. Foi utilizada pesquisa de levantamento de dados do tipo descritiva, que consiste na descrição de uma população, de modo a possibilitar a avaliação das suas características (GRAY, 2012).

Primeiramente, realizou-se uma pesquisa de levantamento das bases de dados de pesquisas nacionais dos processos da cadeia produtiva das embalagens plásticas considerados no sistema. Órgãos administrativos, como agências de estatísticas, associações industriais, sindicatos e organizações de consumidores, podem ser fontes de dados sobre produção, consumo e venda de produtos (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Dados sobre fluxos de resíduos sólidos usualmente são sistematicamente coletados por agências nacionais e internacionais de proteção ambiental (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Outras fontes de informações também relevantes são os artigos de revistas científicas, os anais e os livros técnicos (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Dessa forma, foram buscadas bases de dados para informações relativas a todos os fluxos do sistema de estudo apresentado no sub-capítulo anterior.

Foram identificadas diferentes bases de dados para a mesma informação de interesse. Para a escolha da base de dados a ser utilizada nesta dissertação, os procedimentos metodológicos dessas distintas bases de dados foram comparados, segundo os critérios utilizados por Conke e Nascimento (2018) para a comparação de métodos de pesquisas nacionais em coleta seletiva no Brasil. Foram considerados: amostra, método amostral, representatividade obtida, fonte de informações, instrumento de pesquisa, forma de coleta e tratamentos estatísticos.

4.3 TRATAMENTO DOS DADOS DE ENTRADA

A partir da análise e escolha das bases de dados a serem utilizadas como fontes de informações para esta pesquisa, foi verificada a necessidade de etapas intermediárias de cálculo para que seus dados pudessem ser utilizados como dados de entrada no modelo de fluxo em questão, o de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017.

Assim sendo, as informações que foram tratadas para que se tornassem representativas para o modelo foram as seguintes: produção de embalagens plásticas (F1), venda de embalagens plásticas (F2), geração de resíduos de embalagens plásticas (F5), massa de coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas (F6), massa de coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas (F10), agentes executores de coleta convencional (F11, F12 e F13) e disposições finais (F14, F15 e F16).

Os fluxos de produção e venda industrial de embalagens plásticas (F1 e F2) foram formados através da seleção de informações relativas às embalagens plásticas, tendo sido incluídas as seguintes categorias: embalagens plásticas de produtos alimentícios; embalagens plásticas de produtos farmacêuticos; embalagens plásticas de produtos de perfumaria, higiene e limpeza; garrafas plásticas; sacolas plásticas; sacos plásticos de lixo; e artigos de plásticos não especificados para embalagens. Não foram consideradas as categorias que remetiam a acondicionamentos para transporte, porque o objeto deste estudo são os resíduos de embalagens plásticas de uso doméstico. Ressalta-se ainda que, devido às informações sobre a produção e venda de garrafas, garrafões e artigos semelhantes de plástico constarem em unidades e não em massa, foram utilizados no seu lugar as quantidades em massa relativas às pré-formas (esboços) de garrafas plásticas, inclusive de garrafas PET.

O procedimento utilizado para o cálculo da geração de resíduos de embalagem plástica foi baseado em uma abordagem comumente usada para estimar a geração de resíduos para materiais específicos (GEYER et al., 2017). Nessa abordagem, a geração de resíduos de embalagens plásticas é obtida combinando-se os dados quantitativos de produção de embalagens plásticas com o seu tempo de vida, que representa quanto tempo a embalagem plástica fica em uso antes de atingir o fim de sua vida útil e ser descartada (GEYER et al., 2017), tornando-se um resíduo sólido. A geração de resíduos de embalagens plásticas é calculada por (1), na qual Rep representa a quantidade em toneladas dos resíduos de embalagens plásticas gerados em t anos; $TVep$ é o tempo de vida em j anos; e Pep é a produção de embalagens plásticas em j anos. Adicionalmente, foram consideradas também a importação e a exportação de embalagens plásticas.

$$Rep_{(t)} = Pep_{(t-j)} \cdot TVep_{(j)} \quad (1)$$

O cálculo do fluxo de coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas (F6) foi realizado nas seguintes etapas: identificação dos municípios que têm algum tipo de coleta seletiva, projeção da massa de resíduos sólidos coletados por coleta seletiva para municípios que têm coleta seletiva mas não a informação relativa a suas massas coletadas, e composição de embalagens plásticas nos resíduos coletados por coleta seletiva. A explicação detalhada dos procedimentos para a estimativa da massa de coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas encontra-se no APÊNDICE A.

O cálculo do fluxo de resíduos de embalagens plásticas por coleta convencional no Brasil (F10) foi realizado através das seguintes etapas: identificação das massas referentes apenas a coleta convencional de cada município; projeção da massa de resíduos coletados por coleta convencional para municípios de que não se tem informações a respeito de suas massas coletadas; e identificação da proporção de material plástico e de embalagem plástica coletados na coleta convencional. A explanação em detalhes para o cálculo desse fluxo é apresentada no APÊNDICE B. O procedimento de regressão linear multivariada utilizado para a projeção da massa pelas coletas seletiva e convencional aos municípios brasileiros sem esta informação é mostrado a seguir, na subseção 4.3.1.

Os fluxos de massas de resíduos de embalagens plásticas coletadas convencionalmente por cada agente executor (F11, F12 e F13) e os fluxos de massas de resíduos de embalagens plásticas aterrados (F14, F15 e F16) foram calculados através do produto da informação referente à massa de RSU pela composição de material plástico no RSU e pela a composição de embalagens plásticas nos resíduos de material plástico.

4.3.1 Projeção das Massas Coletadas Utilizando Regressão Linear Multivariada

Foram realizadas regressões multivariadas para projetar a massa de coleta seletiva para os municípios que têm coleta seletiva, mas não informam sua massa

coletada e para projetar a massa de coleta convencional para os municípios que não informam a quantidade de massa de RSU coletada convencionalmente.

A análise de regressão é uma técnica estatística que permite explorar as relações entre duas ou mais variáveis, podendo ser utilizada para a construção de modelos preditivos do comportamento de uma variável de interesse (MONTGOMERY e RUNGER, 2003). Quando as aplicações da análise de regressão envolvem situações nas quais há mais de uma variável regressora, constrói-se um modelo de regressão que contém mais de uma variável independente, que é chamado de regressão multivariada (MONTGOMERY e RUNGER, 2003).

Inicialmente, foi verificado se a distribuição de probabilidade das variáveis era do tipo normal e, constatando-se que alguma variável não tinha esta distribuição, ela foi normalizada com o uso de transformações matemáticas.

Por fim, foram construídos os modelos de regressão multivariada para descrever o relacionamento das massas de resíduos sólidos coletadas com as variáveis independentes. A forma geral de um modelo de regressão multivariada é apresentada em (2), na qual y é variável dependente, a é uma constante de interseção, x são as variáveis independentes e b são os seus respectivos coeficientes.

$$y = a + b_1x_1 + b_2x_2 + \dots + b_nx_n \quad (2)$$

Nesta regressão, a variável dependente é a massa de coleta de municípios conhecida. A UNEP (2015) aponta que os padrões de geração de resíduos sólidos nos países de baixa e média renda possivelmente podem se modificar de acordo com seu crescimento econômico e seu aumento populacional em aglomerados urbanos. Dessa forma, são consideradas as seguintes possíveis variáveis independentes para as projeções de massa de resíduos coletada em cada município: sua população urbana, sua população rural, seu produto interno bruto (PIB) e seu índice de desenvolvimento humano (IDHM). As populações urbana e rural municipais foram obtidas pela pesquisa de estimativa de populações para 2017 realizada pelo IBGE e publicada no Diário Oficial da União (DOU) (IBGE, 2017). As informações sobre o PIB foram oriundas da pesquisa do IBGE Produto Interno Bruto dos Municípios, sendo

2016 o último ano disponível (IBGE, 2016). Os dados referentes ao IDHM foram obtidos pelo Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Ipea) em parceria com a Fundação João Pinheiro e o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD) e foram extraídos do Atlas de Desenvolvimento Humano, tendo 2010 como ano de referência (fonte, ano).

As regressões multivariadas foram realizadas pelos métodos *Stepwise forward* e *backward*. Por último, verificou-se se os valores residuais das regressões tinham distribuição normal e se tinham alguma correlação com as variáveis independentes dos modelos de regressão. A análise estatística desta dissertação foi realizada através do *software Statistica 8.0*.

Por fim, os fluxos de entrada do modelo de AFM foram organizados e sumarizados.

4.4 CÁLCULO DA INCERTEZA PROBABÍLISTICA DOS FLUXOS DE ENTRADA

Para a avaliação das incertezas dos fluxos de entrada do modelo de AFM, foi utilizado o procedimento de Laner et al. (2015), segundo o qual os fluxos têm suas incertezas quantificadas de acordo com a qualidade de suas informações.

Dessa forma, primeiramente, os fluxos de entrada foram caracterizados qualitativamente quanto a suas qualidades de informações através da pontuação de indicadores de qualidade de informações propostos por Laner et al. (2015).

Em seguida, a incerteza probabilística para cada dado foi calculada a partir da qualidade das informações caracterizadas previamente pelos indicadores. Nesta dissertação, para a caracterização matemática desta incerteza é suposto que a incerteza é descrita por função exponencial, e dessa forma foi considerado que a incerteza aumenta exponencialmente com a diminuição da qualidade de dados. Além disso, foi suposta a distribuição de probabilidade normal às incertezas, devido a sua conveniência matemática, permitindo que, posteriormente, a propagação de erros pudesse ser modelada pela lei gaussiana de erros e a reconciliação de dados pudesse ser realizada minimizando-se a soma dos erros quadrados (LANER et al., 2016). Dessa forma, a suposição de distribuição normal foi conveniente, uma vez que ela

permite a utilização do *software* STAN para a modelagem da AFM, que também considera esse tipo de distribuição de probabilidade.

Considerando essas suposições, as incertezas dos fluxos de entrada foram expressas por coeficientes de variação (CVs) (LANER et al., 2015), que representam o desvio padrão dividido pela média (EYGEN et al., 2017; WARRINGS e FELLNER, 2018). Para a descrição matemática em CVs, foram associados aos indicadores diferentes níveis de sensibilidade para avaliar a representação das informações pelos indicadores: "não sensível", "médio sensível" e "altamente sensível" (LANER et al., 2015). Estão apresentados na Tabela 2 os parâmetros de sensibilidade dos indicadores às informações representadas por eles.

Tabela 2 – Parâmetros de sensibilidade.

Parâmetro	Não sensível	Médio sensível	Altamente sensível
a	0,375	0,75	1,5
b	1,105	1,105	1,105

Fonte: Adaptado de Laner et al. (2015).

Posteriormente, os CVs foram calculados para cada pontuação de indicador, considerando-se sua sensibilidade, segundo os procedimentos de Laner et al. (2015). Para pontuações de indicadores iguais a 1, o CV é nulo (3). Para pontuações de indicadores iguais a 2, 3 ou 4 o CV é descrito em (4), onde *a* e *b* são parâmetros de sensibilidades.

$$\text{Para pontuação} = 1: CV = 0 \quad (3)$$

$$\text{Para pontuação} = [2; 3; 4]: CV = a \cdot e^{b \cdot (\text{pontuação} - 1)} \quad (4)$$

Os valores de CVs gerados de acordo com sua pontuação de indicador e seu grau de sensibilidade são apresentados no Quadro 6.

Quadro 6 – Valores de CVs segundo as pontuações dos indicadores e seus graus de sensibilidade.

Indicadores de qualidade dos dados	Nível de sensibilidade	Pontuação 1	Pontuação 2	Pontuação 3	Pontuação 4
		CV (%)			
Confiabilidade	-	2,3	6,8	20,6	62,3
Integridade; Correlação temporal; Correlação geográfica; Outra correlação	Altamente sensível	0,0	4,5	13,7	41,3
	Méio sensível	0,0	2,3	6,8	20,6
	Não sensível	0,0	1,1	3,4	10,3

Fonte: Adaptado de Laner et al. (2015).

Depois de caracterizar os graus de incerteza para cada indicador, que foram expressos pelos CVs, a incerteza total da informação foi determinada pela agregação dos CVs de cada indicador, seguindo os procedimentos de Laner et al. (2015). Em (5) é expressa a equação para o cálculo do CV total do dado, onde CV_c é o CV relativo ao indicador de confiabilidade, CV_i é o CV relativo ao indicador de integridade, CV_t é o CV relativo à correlação temporal, CV_g é o CV relativo à correlação geográfica e CV_o , a outra correlação.

$$CV_{total} = \sqrt{CV_c^2 + CV_i^2 + CV_t^2 + CV_g^2 + CV_o^2} \quad (5)$$

Uma vez que em estudos de AFM os fluxos de interesse podem ser originários de mais de uma informação, Laner et al. (2015) propuseram procedimentos de cálculos para se obter os CVs de fluxos compostos por mais de uma informação. Os fluxos de entrada que são originários do produto de informações tiveram seus CVs calculados por (6), onde CV_c é o CV do fluxo de entrada e CV_A e CV_B são os CVs das informações que o compõem. Já para fluxos de entrada que são oriundos da soma de fluxos individuais, o cálculo é realizado por (7), onde M_c é o valor médio da massa do fluxo de entrada, e M_A e M_B são os valores médios das massas dos fluxos que o compõem.

$$CV_c^2 = CV_A^2 + CV_B^2 \quad (6)$$

$$\left(M_C \cdot \frac{CV_C}{100}\right)^2 = \left(M_A \cdot \frac{CV_A}{100}\right)^2 + \left(M_B \cdot \frac{CV_B}{100}\right)^2 \quad (7)$$

Os resultados das incertezas probabilísticas dos fluxos de entrada calculadas como CVs foram, então, utilizados para a modelagem do fluxo de resíduos de embalagens plástica de que trata esta dissertação.

4.5 MODELAGEM DO FLUXO DE MATERIAL

As modelagens de fluxos de materiais objetivam a apresentação dos resultados de maneira apropriada, proporcionando a visualização do sistema e facilitando a implementação de decisões (BRUNNER e RECHBERGER, 2004).

O princípio da AFM está baseado no balanço de massa, considerando também a reconciliação dos dados e a propagação dos erros. Os procedimentos metodológicos empregados para a modelagem do fluxo de embalagens plásticas foram realizados através do *software* STAN. Optou-se por utilizá-lo por ele ter sido desenvolvido especificamente para a realização de AFM e ser disponível gratuitamente. O STAN possibilita a análise e o cálculo de dados, considerando suas unidades e incertezas, e executando a reconciliação de dados e a propagação de erros (AGAMUTHU et al., 2015).

O balanço de massa segue o preceito da primeira lei da termodinâmica, a lei da conservação da matéria. Através do balanço de massa, os fluxos e estoques são equilibrados com base no princípio de conservação de massa, que deve ser cumprido para cada processo, bem como para todo o sistema (BRUNNER e RECHBERGER, 2017). Assim sendo, a soma de todas as entradas deve ser igual à de todas as saídas acrescidas do estoque no sistema (ALLESCH e BRUNNER, 2017). A Equação (8) descreve o balanço de massa.

$$\sum Entradas = \sum Saídas + Estoque \quad (8)$$

Se são fornecidos dados suficientes, é possível realizar cálculos para reconciliar dados incertos e calcular fluxos desconhecidos, incluindo suas incertezas, que são calculadas por propagação de erros (CENCIC e RECHBERGER, 2008).

A reconciliação de dados consiste no ajuste dos dados para a melhoria da precisão do sistema descrito (CENCIC e RECHBERGER, 2008). É possível realizá-la se existir pelo menos uma equação sem erros e uma variável com seu valor e seu desvio padrão conhecidos (CENCIC e RECHBERGER, 2008), havendo mais informações disponíveis do que as necessárias para resolver as equações de balanço de massa, isto é, constituindo um sistema de equações sobredeterminado (EYGEN et al., 2017). Esse sistema sobredeterminado significa que alguns dos valores de entrada não seriam necessários para resolver o sistema de equações de balanço de massa e quantificar o modelo, mas eles podem ser usados para reconciliar os dados e reduzir as incertezas das estimativas de fluxo (EYGEN et al., 2017). Dessa forma, a reconciliação de dados resolve conflitos entre valores de entrada incertos, forçando os valores a cumprirem determinadas restrições de balanço de massa (EYGEN et al., 2017). Desse modo, os valores dos dados de entrada incertos são alterados de forma que as contradições no balanço de massa sejam minimizadas e que a incerteza dos dados reconciliados seja reduzida (TANZER et al, 2018).

A reconciliação dos dados é realizada através do *software* STAN, uma vez que o seu algoritmo de cálculo permite utilizar informações redundantes para reconciliar dados conflitantes com graus de incerteza determinados. O algoritmo do STAN realiza a reconciliação de dados por um método iterativo, no qual em cada uma das interações as restrições de igualdade são linearizadas e a reconciliação linear resultante é resolvida analiticamente (CENCIC e RECHBERGER, 2008).

Os valores reconciliados são utilizados no STAN para se calcular as quantidades de fluxos desconhecidas, e as suas respectivas incertezas podem, por fim, ser determinadas pelo método de propagação de erros (CENCIC e RECHBERGER, 2008), assumindo-se que as variáveis são normalmente distribuídas (EYGEN et al., 2017). Avalia-se a reconciliação dos dados através do indicador da qualidade de reconciliação dos dados calculado pelo STAN.

O STAN proporciona ainda a representação gráfica de sistemas complexos de fluxos de materiais (AGAMUTHU et al., 2015), através do diagrama de Sankey, no qual a espessura dos fluxos é proporcional ao seu valor (CENCIC e RECHBERGER, 2008). Assim sendo, o sistema de fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil é apresentado por um diagrama de Sankey.

5 RESULTADOS

Primeiramente, são mostrados os resultados do levantamento das bases de dados e a justificativa da escolha de cada base para ser utilizada na composição das informações dos fluxos a serem posteriormente modelados na AFM. Depois, são apresentados os resultados dos tratamentos de dados necessários para a construção dos fluxos. Em seguida, são mostrados os resultados da avaliação das incertezas probabilísticas de cada fluxo do sistema de acordo com a sua qualidade de informação. Por fim, os resultados do sistema do fluxo de resíduos de embalagens plásticas modelado são apresentados.

5.1 BASES DE DADOS QUE COMPÕEM OS FLUXOS DE ENTRADA DO MODELO DE AFM

As bases de dados levantadas nesta pesquisa, e que contêm informações de interesse para a construção de fluxos de entrada do modelo, são apresentadas no Quadro 7.

Não foi identificada nenhuma base de dados para os fluxos de coleta informal de resíduos de embalagem plástica (F18), nem para o descarte irregular ou sem monitoramento de gerenciamento desses resíduos (F19). Apesar de o Cempre apresentar a proporção da composição de rejeitos na coleta seletiva, optou-se por não se utilizar nenhum dado para o fluxo referente às embalagens plásticas não triadas nas unidades de triagem (F17), as quais são descartadas como rejeito. Isto porque as informações disponíveis sobre o fluxo F17 não eram suficientes para a sua estimativa como um fluxo de entrada.

Quadro 7 – Bases de dados existentes dos processos da cadeia produtiva de embalagens plásticas no Brasil.

Fluxo	Base de Dados	Ano de estudo	Documento	Periodicidade	Informação
F1	IBGE	2017	Pesquisa Industrial Anual	Anual	Fabricação de embalagens plásticas
F2	IBGE	2017	Pesquisa Industrial Anual	Anual	Venda industrial de embalagens plásticas
F3	MDIC	2017	Estatísticas do Comércio Exterior	Anual	Importação de embalagens plásticas
F4	MDIC	2017	Estatísticas do Comércio Exterior	Anual	Exportação de embalagens plásticas
F5	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Tempo de vida de embalagens plásticas
	IBGE	2017	Pesquisa Industrial Anual	Anual	Produção de embalagens plásticas
	MDIC	2017	Estatísticas do comércio exterior	Anual	Importação e exportação de embalagens plásticas
F6	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Existência de coleta seletiva; Massa de coleta seletiva; Composição de material plástico recuperado
	Cempre	2016, 2018	Ciclossoft, que é uma pesquisa bianual sobre coleta seletiva	Bianual	Existência de coleta seletiva; Composição de material plástico recuperado
	Abrelpe	2017	Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil	Anual	Existência de coleta seletiva
	IBGE	2011	Pesquisa Municipal	Esporádica	Existência de coleta seletiva
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Existência de coleta seletiva; Tipo de material recolhido na coleta seletiva
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagem no resíduo de material plástico mundial
F7	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Percentual de massa de resíduos coletados seletivamente por prefeituras
	IBGE	2011	Pesquisa Municipal	Esporádica	Existência de coleta seletiva realizada por agentes municipais
F8	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Percentual de massa de resíduos coletados seletivamente em parceria com catadores

Fluxo	Base de Dados	Ano de estudo	Documento	Periodicidade	Informação
	IBGE	2011	Pesquisa Municipal	Esporádica	Existência de coleta seletiva com parceria de catadores
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Existência de coleta seletiva com parceria de catadores
F9	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Percentual de massa de resíduos coletados seletivamente por empresas privadas
F10	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Massa da coleta total de RSU
	Abrelpe	2017	Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil	Anual	Massa da coleta total de RSU
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Massa da coleta total de RSU
	IPEA	2000; 2008	Relatório de Pesquisa: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos	Esporádica	Composição de material plástico no RSU
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagens no resíduo de material plástico mundial
F11	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Coleta total de RSU realizada por prefeitura
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Coleta total de RSU realizada pela administração direta
	IPEA	2000; 2008	Relatório de Pesquisa: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos	Esporádica	Composição gravimétrica de RSU
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagem no resíduo de material plástico mundial
F12	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Coleta total de RSU realizada por empresa
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Coleta total de RSU realizada por empresa
	IPEA	2000; 2008	Relatório de Pesquisa: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos	Esporádica	Composição gravimétrica de RSU
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagens no resíduo de material plástico mundial

Fluxo	Base de Dados	Ano de estudo	Documento	Peridiciocidade	Informação
F13	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Coleta total de RSU realizada por outros agentes executores
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Coleta total de RSU realizada por outros agentes executores
	IPEA	2000; 2008	Relatório de Pesquisa: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos	Esporádica	Composição gravimétrica de RSU
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagens no resíduo de material plástico mundial
F14	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Massa de RSU dispostas em aterro sanitário
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Massa de RSU dispostas em aterro sanitário
	Abrelpe	2017	Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil	Anual	Massa de RSU dispostas em aterro sanitário
	IPEA	2000; 2008	Relatório de Pesquisa: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos	Esporádica	Composição gravimétrica de RSU
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagens no resíduo de material plástico mundial
F15	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Massa de RSU dispostas em aterro controlado
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Massa de RSU dispostas em aterro controlado
	Abrelpe	2017	Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil	Anual	Massa de RSU dispostas em aterro controlado
	IPEA	2000; 2008	Relatório de Pesquisa: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos	Esporádica	Composição gravimétrica de RSU
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagens no resíduo de material plástico mundial
F16	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Massa de RSU dispostas em lixão
	IBGE	2008	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico	Esporádica	Massa de RSU dispostas em lixão

Fluxo	Base de Dados	Ano de estudo	Documento	Peridiciocidade	Informação
	Abrelpe	2017	Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil	Anual	Massa de RSU dispostas em lixão
	IPEA	2000; 2008	Relatório de Pesquisa: Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos	Esporádica	Composição gravimétrica de RSU
	Geyer et al (2017)	2015	Artigo: <i>Production, use, and fate of all plastics ever made</i>	Esporádica	Composição de embalagens no resíduo de material plástico mundial
F17	Cempre	2016; 2018	Ciclosort, que é uma pesquisa bianual sobre coleta seletiva	Bianual	Composição de rejeito de coleta seletiva
F18	-	-	-	-	Massa de coleta informal de resíduo de embalagem plástica
F19	-	-	-	-	Massa de resíduo de embalagem plástica sem informação de gerenciamento ou com descarte irregular
F20	Acordo Setorial	2016	Relatório: Primeira Etapa de Implementação	Anual	Reciclagem de embalagens plásticas
	Abiplast	2017	Perfil	Anual	Reciclagem de embalagens plásticas
	SNIS	2017	Diagnóstico Anual de Resíduos Sólidos	Anual	Recuperação de resíduo de material plástico
F21	Abipet	2016	Censo da Reciclagem de PET no Brasil	Esporádica	PET Reciclado na indústria de embalagens
F22	Abipet	2016	Censo da Reciclagem de PET no Brasil	Esporádica	PET Reciclado nos outros setores

Fonte: Elaboração própria.

5.1.1 Bases de Dados para o Fluxo de Resíduos de Embalagens Plásticas Coletados Seletivamente

Não foi encontrada nenhuma pesquisa nacional sobre a massa específica de resíduos de embalagens plásticas coletadas seletivamente no Brasil. Assim sendo, com relação ao fluxo 6 do sistema a ser modelado, foram utilizadas outras informações para sua composição: a existência de coleta seletiva nos municípios brasileiros, a massa de RSU coletada seletivamente, e a composição de resíduos de embalagens plásticas na coleta seletiva.

Foram indentificadas cinco bases de dados sobre a existência de coleta seletiva no Brasil. Os procedimentos metodológicos destas pesquisas nacionais e suas representatividades amostrais são apresentados no Quadro 8.

Quadro 8 - Quadro comparativo dos aspectos de pesquisas nacionais sobre coleta seletiva no Brasil.

Aspectos	Pesquisas sobre existência de Coleta seletiva				
	IBGE - Munic	IBGE - PNSB	SNIS	Cempre	ABRELPE
Frequência	Esporádica	Esporádica	Anual	Bianual	Anual
Anos	2011	2000 e 2008	2011 a 2017	2004 a 2018	2007 a 2017
Disponibiliza microdados	Sim	Sim	Sim	Não	Não
Procedimento Estatístico de Análise	Estatística descritiva	Estatística descritiva	-	-	Projeção
Método de Amostragem	Censitária	Censitária	Censitária	Intencional	Intencional
Amostra	Global	Global	Resposta intencional	Intencional	Intencional
Instrumento de pesquisa	Questionário	Questionário	Questionário	Questionário	Questionário
Respondente	Prefeitura	Prefeitura	Prefeitura	Prefeitura	Prefeitura
Método de coleta de dado	Entrevista	Entrevista Pessoal	Software	Não informa	Não informa
N amostra	5564	Todos	3.556	-	400 (2016)
Representação amostra - municípios	100%	100%	65,9%	-	7,2%
Representação amostra - população total	100%	100%	80,4%	-	46,0%

Aspectos	Pesquisas sobre existência de Coleta seletiva				
	IBGE - Munic	IBGE - PNSB	SNIS	Cempre	ABRELPE
Representação amostra - população urbana	100%	100%	84%	-	-

Fonte: Elaboração própria.

O Cempre não disponibiliza a sua amostragem de pesquisa e nem o procedimento estatístico de análise dos dados. A amostragem de municípios da pesquisa Abrelpe é muito baixa, menor do que 10%, entretanto habitam nesses municípios quase a metade da população brasileira. Dessa forma, infere-se que a amostragem da Abrelpe não é aleatória e sim intencional, estando restrita aos municípios mais populosos e de grande porte.

Já a amostra utilizada pela pesquisa do SNIS é mais significativa. A pesquisa do SNIS é censitária, visto que pergunta a todos os municípios brasileiros, entretanto é possível que haja uma intenção dos municípios responderem ou não ao SNIS. Além disso, o SNIS não realiza procedimento de extrapolação dos dados para retratar a realidade brasileira de existência de coleta seletiva.

As pesquisas de saneamento básico (PNSB) e municipais (Munic) do IBGE são também censitárias, mas com obrigatoriedade de respostas e, portanto, a sua amostra consiste na população inteira dos municípios brasileiros. São as únicas que têm como amostra todos os municípios e populações brasileiros, mas o último ano pesquisado foi o de 2011.

As pesquisas do IBGE e do SNIS são transparentes e disponibilizam os seus dados originários, ao contrário das pesquisas da Abrelpe e do Cempre. Sendo assim, nesta dissertação são utilizadas como bases de dados para a existência de coleta seletiva as pesquisas do SNIS e a do IBGE. A pesquisa do SNIS foi escolhida por ser a do ano de estudo. Como a pesquisa do SNIS sobre a existência de coleta seletiva no Brasil não é extrapolativa, são considerados os dados da pesquisa do IBGE-Munic de 2011 para os municípios não amostrados pelo SNIS.

A única pesquisa nacional que traz dados sobre a quantidade em massa coletada seletivamente no Brasil é a do SNIS, portanto esta base é a utilizada para a informação da massa de RSU coletada no país por coleta seletiva.

Quanto à composição gravimétrica de embalagens plásticas na coleta seletiva, as pesquisas do SNIS, do Cempre e a PNSB do IBGE trazem a composição dos resíduos de materiais plásticos na coleta seletiva. As pesquisas Ciclosoft do Cempre são as que apresentam dados desde 2004. Somente o relatório referente ao ano de 2017 do SNIS trouxe esse tipo de informação, apesar de em anos anteriores o SNIS ter coletado informações a respeito da massa de resíduos sólidos recuperada por tipo de material. Considerando-se a falta de transparência da pesquisa do Cempre, e o desfalque temporal da pesquisa do IBGE, que é de 2008, optou-se por utilizar as informações do SNIS relativas à composição de material plástico na coleta seletiva.

Geyer et al. (2017) realizaram um estudo sobre a produção, o uso e o destino de todos os materiais plásticos já fabricados no mundo, inclusive das embalagens plásticas. Estes autores estimam que, mundialmente, 54% da geração de resíduos de materiais plásticos são compostos por embalagens plásticas (GEYER et al., 2017). Ante a falta de dados da composição de resíduos de embalagens plásticas no Brasil, este dado mundial foi utilizado para estimar a quantidade de embalagens plásticas na composição de resíduos de materiais plásticos no país.

5.1.1.1 Bases de Dados para os Fluxos de Resíduos de Embalagens Plásticas Coletados Seletivamente por Cada Agente Executor

Não foram indentificadas informações específicas sobre a massa de resíduo de embalagens plásticas coletada seletivamente por cada agente executor, que compõem os fluxos F7, F8 e F9 do sistema a ser modelado.

Entretanto, existem informações sobre a coleta seletiva realizada por prefeituras (F7), por catadores de materiais recicláveis com parceria com as prefeituras (F8) e por agentes privados (F9) na base de dados do SNIS (2019), que apresenta em seu relatório o percentual de massa coletada seletivamente referente a

cada um desses agentes executores em 2017. Para o F7 existe também a pesquisa Munic do IBGE de 2011. Já para o F8 existem também informações das pesquisas PNSB e Munic do IBGE, respectivamente de 2008 e 2011.

Uma vez que as pesquisas do IBGE são anteriores ao ano de 2017, optou-se por utilizar as informações do SNIS para os fluxos F7, F8 e F9.

5.1.2 Bases de Dados para o Fluxo da Coleta Convencional de Resíduos de Embalagens Plásticas

Não foram indentificadas bases de dados especificamente para a massa de resíduos de embalagens plásticas coletada convencionalmente no Brasil, o fluxo F10 do sistema a ser modelado. Também não foram indentificadas pesquisas nacionais sobre a massa de RSU coletada convencionalmente, que seria a coleta de RSU misturados com a destinação final por disposição final. Entretanto, existem três pesquisas nacionais que apresentam dados sobre a massa total coletada de RSU no país.

As pesquisas nacionais sobre a massa de coleta total de RSU no Brasil são as seguintes: Abrelpe, SNIS, e a IBGE – PNSB. Estas pesquisas estimam a quantidade de coleta total, considerando todas as destinações dos resíduos domiciliares (RDO) e públicos (RPU) coletados. Aspectos sobre os procedimentos metodológicos das pesquisas nacionais sobre a coleta total de RSU são sintetizados de forma comparativa no Quadro 9.

Quadro 9 – Quadro comparativo dos aspectos de pesquisas nacionais de massa de coleta total de RSU no Brasil.

Aspectos das pesquisas	Pesquisa nacional		
	Abrelpe	SNIS	IBGE - PNSB
Frequência da pesquisa	Anual	Anual	Esporádica
Anos de pesquisa	2007 a 2017	2011 a 2017	2000 e 2008
Disponibilização de microdados	Não	Sim	Sim
Método de amostragem	Intencional	Censitária	Censitária
Amostra	Intencional	Resposta intencional	Global

Aspectos das pesquisas	Pesquisa nacional		
	Abrelpe	SNIS	IBGE - PNSB
Instrumento de pesquisa	Questionário	Questionário	Questionário
Respondente	Prefeitura	Prefeitura	Prefeitura
Método de coleta de dado	Não informa	<i>Software</i>	Entrevista
N amostra	400 (2016)	3.556	Todos
Representação amostra - municípios	7,20%	61,6%	100%
Representação amostra - população total	46%	80,1%	100%
Representação amostra - população urbana	Não informa	83,9%	100%
Procedimento de análise	Projeção	Extrapolção	Estatística descritiva

Fonte: Elaboração própria.

Como já relatado anteriormente, o universo amostral da pesquisa da Abrelpe é restrito aos municípios mais populosos do país. Além disso, ela não informa quais foram os municípios pesquisados. Uma vez que a amostragem da Abrelpe não é representativa para municípios de distintos portes, a sua projeção para retratar a coleta total de RSU do país acaba considerando a realidade dos municípios mais populosos, urbanizados e com o gerenciamento de resíduos sólidos mais estruturado.

As pesquisas PNSB do IBGE são censitárias e a sua amostra é a população inteira de municípios brasileiros, mas o último ano pesquisado foi o de 2008. Considerando-se que a PNRS foi publicada em 2010, os estudos do IBGE são considerados antigos e com dados desatualizados para a realidade de 2017, ano de estudo desta dissertação.

As pesquisas do SNIS também são censitárias, entretanto apesar de serem encaminhadas a todos os municípios brasileiros, uma vez que não existe a obrigatoriedade de resposta, nem todos a respondem. Infere-se que as respostas da pesquisa do SNIS não são totalmente aleatórias, tendo algum grau de intencionalidade, uma vez que municípios mais populosos tendem a participar mais.

Como no caso das informações sobre a existência de coleta seletiva, somente as pesquisas do SNIS e do IBGE disponibilizam os seus microdados referentes à massa total de RSU coletados. Isto possibilita um tratamento desses dados para o cálculo da coleta convencional, que tem como destinação final a disposição final.

Como a base de dados do SNIS é a que contém microdados primários mais recentes, ela foi a escolhida para a análise nesta pesquisa.

Quanto à composição gravimétrica de resíduos de embalagens plásticas no RSU, o IPEA (2012a) é a única pesquisa brasileira sobre a composição de materiais plásticos do RSU no país, e refere-se aos anos de 2000 e 2008. Na pesquisa do IPEA (2012a) é estimada a existência de 13,5% de materiais plásticos nos RSU (Tabela 3).

Tabela 3 – Composição gravimétrica do RSU no Brasil.

Material	Composição Gravimétrica RSU
Resíduo Reciclável	31,9%
Metal	2,9%
Papel, papelão e tetrapak	13,1%
Plástico	13,5%
Vidro	2,4%
Resíduo Orgânico	51,4%
Outros	16,7%
Total	100%

RSU: resíduo sólido urbano.

Fonte: IPEA (2012a).

Da mesma forma que para a composição gravimétrica de embalagens plásticas da coleta seletiva, utiliza-se o estudo de Geyer et al. (2017) sobre a composição de resíduos de embalagens plásticas nos resíduos de materiais plásticos mundiais.

5.1.2.1 Bases de Dados para os Fluxos de Resíduos de Embalagens Plásticas Coletados Convencionalmente por Cada Agente Executor

Não foram encontradas bases de dados especificadas para os diferentes agentes executores da coleta convencional de embalagens plásticas, que compõem os fluxos F11, quando a coleta é realizada pelas prefeituras, F12, quando por empresas, ou F13, quando por outros agentes. Entretanto, existem as bases do SNIS, referentes ao ano de 2017, e a do IBGE-PNSB, referente a 2008, que trazem

informações sobre a massa total coletada de RSU por cada um desses agentes no Brasil. É utilizada a base do SNIS, por ela ser a mais recente.

5.1.2.2 Bases de Dados para os Fluxos das Distintas Disposições Finais de Resíduos de Embalagens Plásticas

Não existem bases de dados especificadas para a disposição final de resíduos de embalagens plásticas em aterros sanitários, aterros controlados e lixões, que compõem, respectivamente, os fluxos F14, F15 e F16.

Por outro lado, as bases do SNIS, do IBGE-PNSB e da Abrelpe trazem informações sobre a quantidade de massa total de RSU disposta em aterros sanitários, aterros controlados e lixões no país.

Novamente a pesquisa do SNIS é escolhida para retratar os fluxos de disposição final de resíduos de embalagens plásticas, por ela ser transparente e do mesmo ano de estudo desta dissertação.

5.1.3 Bases de Dados para o Fluxo de Reciclagem de Resíduos de Embalagens Plásticas

Foram identificadas duas pesquisas de âmbito nacional sobre a reciclagem de embalagens plásticas, a do acordo setorial das embalagens no Brasil e a da Abiplast. Ressalta-se que a pesquisa da Abrelpe de 2017 referencia os dados do acordo setorial para retratar a reciclagem de material plástico no país. Nos anos anteriores a pesquisa da Abrelpe referenciou a pesquisa da Abipet sobre a reciclagem de materiais plásticos do tipo PET para contextualizar a reciclagem de material plástico no Brasil. O IBGE produziu indicadores de desenvolvimento sustentável para o Brasil, nos quais a reciclagem de material plástico é abordada também utilizando os dados da Abipet referente aos materiais PET. Destaca-se ainda que o relatório do SNIS (2019) traz informações sobre a quantidade de recuperação de resíduos de materiais plásticos em 2017, entretanto esta informação é originária dos municípios e referente à triagem, não às indústrias recicladoras. Dessa forma, optou-se por analisar as bases de dados

do acordo setorial das embalagens e da Abiplast por se tratarem de informações das indústrias recicladoras. O Quadro 10 apresenta alguns aspectos destas duas pesquisas.

Quadro 10 - Quadro comparativo dos aspectos de pesquisas nacionais sobre reciclagem de embalagens plásticas no Brasil.

Aspectos	Acordo Setorial	Abiplast
Responsável Técnico	LCA Consultoria	FIA para o PICPlast
Documento	-Anexos do acordo setorial -Relatório implementação	-Abiplast Perfil -Metodologia apresentada em um arquivo no sítio eletrônico da PICPlast.
Anos	2012-2016	2014-2016
Amostra	Associados	127
Total de Indústrias Recicladoras no Brasil	-	1.072

Fonte: Elaboração própria.

Ambas as pesquisas, do Acordo Setorial e da Abiplast, trazem valores referentes à reciclagem de materiais plásticos e, especificamente, de embalagens plásticas. Entretanto, o objeto de estudo do acordo setorial é a embalagem plástica, ao contrário da pesquisa da Abiplast.

Quanto à apresentação dos microdados e procedimentos, na pesquisa do acordo setorial eles são mais detalhados do que na da Abiplast. Entretanto, enquanto os valores de reciclagem de material plástico de ambas pesquisas são parecidos, a pesquisa da Abiplast traz um valor muito inferior de reciclagem de embalagens plásticas comparado ao valor apresentado pelo acordo setorial.

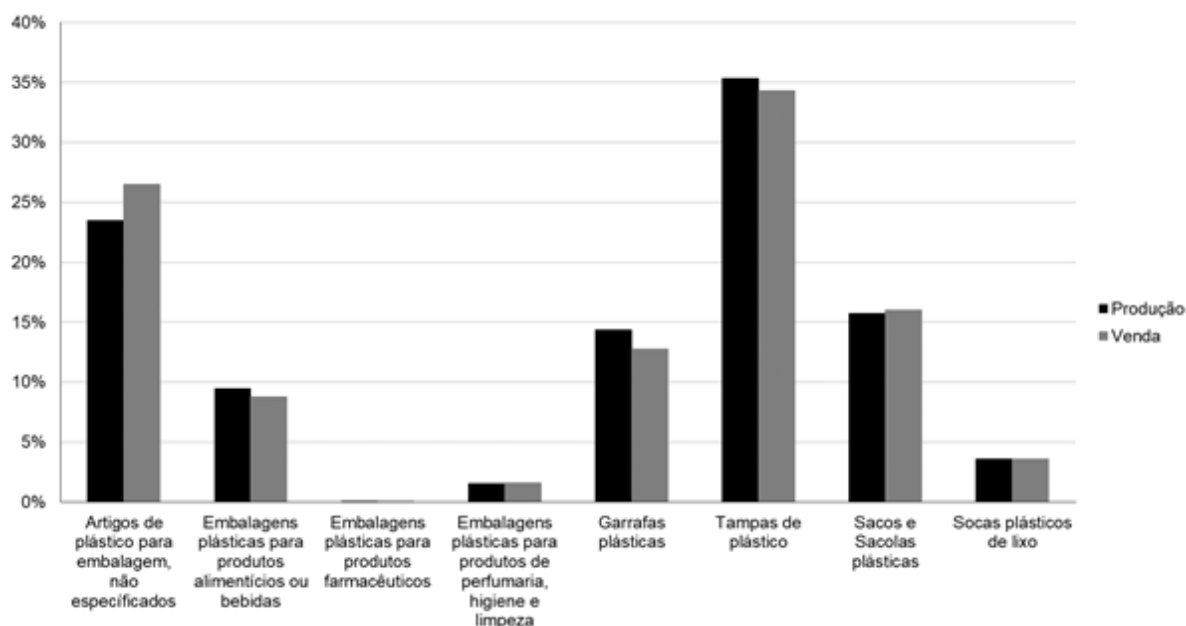
Julga-se que a pesquisa realizada pela LCA consultoria, de embasamento do acordo setorial das embalagens, seja a mais adequada e realista, uma vez que foram pesquisadas as indústrias que compõem o acordo e seus procedimentos de pesquisa são mais claramente apresentados. Portanto, a base de dados aqui escolhida é a do acordo setorial.

5.2 DADOS TRATADOS UTILIZADOS NA COMPOSIÇÃO DOS FLUXOS A SEREM MODELADOS

Os fluxos que tiveram que ter seus dados tratados para serem utilizados para compor os seus respectivos fluxos de interesse do sistema de análise de fluxo foram os seguintes: fabricação de embalagens plásticas (F1); venda de embalagens plásticas (F2); geração de resíduos de embalagens plásticas (F5); massa de resíduos de embalagens plásticas coletada seletivamente (F6); massa de coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas (F10); agentes executores de coleta convencional (F11, F12, e F13); e disposições finais (F14, F15 e F16).

Os resultados dos fluxos de produção e venda de embalagens plásticas pelas indústrias brasileiras foram gerados a partir da composição dos dados selecionados referentes a embalagens plásticas da pesquisa Produção Industrial Anual (PIA-produto) do IBGE. A representação quantitativa das categorias é mostrada no gráfico da Figura 12. Nota-se que as tampas plásticas têm a maior quantidade em massa de produção e venda, seguidas dos artigos não especificados e das sacolas. Dessa forma, foi estimado que em 2017 no Brasil foram fabricadas 13,9 milhões de toneladas de embalagens plásticas e que a venda industrial de embalagens plásticas nesse ano foi de 13,2 milhões de toneladas.

Figura 12 – Composição em massa da produção e venda de embalagens plásticas no Brasil no ano de 2017.



Fonte: Elaboração própria a partir dos dados do IBGE (2017).

Quanto à geração de resíduos de embalagens plásticas, ela foi calculada a partir das informações sobre as produções de embalagens plásticas de 2016 e 2017, as importações e exportações de 2016 e 2017, e seu tempo de vida. Segundo Geyer et al. (2017), o tempo de vida de embalagens plásticas é estimado em média em 0,5 ano, valor que foi adotado como tempo de vida nesta dissertação. Dessa forma, a geração de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017 foi estimada em cerca de 12 milhões de toneladas (Tabela 4).

Tabela 4 – Resultado do cálculo da geração de resíduos de embalagens plásticas.

Informação	Valor
Produção de embalagens plásticas em 2017 (t)	13.916.492
Produção de embalagens plásticas em 2016 (t)	10.312.800
Importação de embalagens plásticas em 2017 (t)	111.530
Importação de embalagens plásticas em 2016 (t)	106.880
Exportação de embalagens plásticas em 2017 (t)	40.050
Exportação de embalagens plásticas em 2016 (t)	38.960

Informação	Valor
Tempo de vida de embalagens plásticas (ano)	0,5
Geração de resíduo de embalagens plásticas em 2017 (t)	12.111.776

Fonte: Elaboração própria.

5.2.1 A Estimativa da Massa de Coleta Seletiva de Resíduos de Embalagens Plásticas

Foi estimado que no Brasil 1.771 municípios tinham algum tipo de coleta seletiva em 2017, nos quais habitavam 63% da população brasileira. Na pesquisa do SNIS referente ao ano de 2017, 1.256 municípios responderam que tinham algum tipo de coleta seletiva. Os demais 515 municípios estimados com coleta seletiva foram os que não responderam ao SNIS em 2017, mas que em 2011 responderam à pesquisa do IBGE que havia algum tipo de coleta seletiva. O resultado dos municípios estimados com existência de coleta seletiva e suas respectivas populações estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultado de municípios com existência de algum tipo de coleta seletiva no Brasil em 2017.

Existência CS	N Município	%	População	%
Sim	1771	32%	130.000.357	63%
Não	3796	68%	77.660.572	37%
Total Brasil	5570	100%	207.660.929	100%

CS: coleta seletiva N: número

Fonte: Elaboração própria.

Dos 1.771 municípios estimados com a existência de algum tipo de coleta seletiva, 1.235 deles responderam ao SNIS a quantidade da sua massa de RSU coletada seletivamente. Dessa forma, a massa de coleta seletiva para os 536 municípios restantes foi estimada por meio da projeção através de uma regressão linear multivariada. Assim sendo, a amostragem de dados para a construção do modelo de regressão é composta por 70% dos municípios estimados com a existência de coleta seletiva, os quais representam 92% do total do PIB dos municípios que

tinham coleta seletiva em 2017 e 91% da população urbana desses municípios (Tabela 6).

Tabela 6 – Amostra de municípios brasileiros que têm dados de massa de coleta seletiva em 2017.

	N Municípios	%	PIB	%	Pop. Urbana	%
Amostrados	1235	70%	4.457.185.763	92%	108.924.922	91%
Projetados	536	30%	387.308.246	8%	11.364.515	9%
Total Existência CS	1771		4.844.494.009		120.289.437	

N: número; Pop. urbana: população urbana; CS: coleta seletiva

Fonte: Elaboração própria.

Foram testados modelos de regressões, e o ajuste à reta do modelo utilizando somente o PIB e o IDHM foi o melhor e, portanto, este modelo foi o escolhido para a projeção de coleta seletiva no país em 2017. O resultado de regressão para o modelo utilizando somente o PIB e o IDHM como variáveis independentes é apresentado na Tabela 7. Os procedimentos *forward* e *backward* tiveram o mesmo resultado. O R^2 ajustado foi de 0,36 e o erro padrão da regressão de 0,59. Portanto, o modelo de regressão explicou 36% da variabilidade original. Os resíduos da regressão tiveram distribuição normal, e eles são apresentados graficamente no Apêndice C.

Tabela 7 – Resultado dos parâmetros estatísticos da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta seletiva no Brasil em 2017.

Parâmetro Estatístico	Valor
R	0,60
R^2	0,36
R^2 ajustado	0,36
F(1,1225)	347,10
P valor	0,000
Erro padrão da estimativa	0,59

Fonte: Elaboração própria.

Os resultados dos coeficientes de regressão para o modelo utilizando somente o PIB e o IDHM como variáveis independentes são mostrados na Tabela 8. Nota-se que o p-valor é próximo de zero, o que indica elevado nível de significância e confiança aos coeficientes de regressão. Além disso o valor positivo do coeficiente de regressão *B* da variável independente PIB indica uma relação positiva entre o PIB e a massa de coleta seletiva, ou seja, quanto mais elevado o PIB do município, maior a massa de RSU coletada seletivamente.

Tabela 8 – Coeficientes da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta seletiva no Brasil em 2017.

	B	Erro Padrão de B	p-level
Interseção	-1,18	0,15	0,000
Log₁₀(PIB)	0,57	0,03	0,000
Log₁₀(1-IDHM)	-0,81	0,27	0,002

PIB: produto interno bruto; IDHM: índice de desenvolvimento humano municipal.

Fonte: Elaboração própria.

A expressão matemática obtida deste modelo de regressão é apresentada em (9), na qual *CS* representa a massa de coleta seletiva coletada no município, *PIB* representa o produto interno bruto do município, e o *IDH*, o índice de desenvolvimento humano do município.

$$CS = 10^{(-1.18 + 0.57\log_{10}PIB - 0.81\log_{10}(1-IDH))} \quad (9)$$

Assim sendo, utilizando-se esse modelo de regressão (9), a massa projetada de coleta seletiva é de aproximadamente 142 mil toneladas, totalizando a estimativa de coleta seletiva de aproximadamente 1,87 milhões de toneladas de resíduos sólidos no Brasil em 2017 (Tabela 9).

Tabela 9 – Resultado da massa de coleta seletiva total coletada no Brasil em 2017.

Massa de Coleta Seletiva	t/a	%
Informada SNIS	1.724.214,60	92%
Projetada	142.285,23	8%
Total estimada	1.866.499,83	100%

Fonte: Elaboração própria.

Adotando-se a estimativa do SNIS para a composição de material plástico na coleta seletiva, calculou-se que na coleta seletiva do país aproximadamente 490,1 mil toneladas de resíduos eram materiais plásticos em 2017 (Tabela 10).

Tabela 10 – Massa estimada de material plástico coletada seletivamente no Brasil em 2017

Massa total coletada seletivamente	Composição de material plástico	Massa de resíduo de material plástico coletada seletivamente
1.866.499,83 t	26,3%	490.889,45 t

Fonte: Elaboração própria.

Considerando o dado mundial de que 54% da geração de resíduos de matérias plásticas são compostos por embalagens plásticas (GEYER et al., 2017), chegou-se ao valor utilizado para o fluxo de entrada da massa de resíduos de embalagens plásticas coletada seletivamente no país em 2017, a qual foi estimada em 265 mil toneladas (Tabela 11).

Tabela 11 – Massa estimada de resíduo de embalagem plástica coletada seletivamente no Brasil em 2017

Massa de resíduo de material plástico coletada seletivamente	Composição de embalagem plástica	Massa de resíduo de embalagem plástica coletada seletivamente
490.889,45 t	54%	265.080,31 t

Fonte: Elaboração própria.

5.2.2 A Estimativa da Massa de Coleta Convencional de Resíduos de Embalagens Plásticas

Na base de microdados do SNIS, cerca de 60% dos municípios brasileiros tinham informações que permitiram a estimativa da massa de resíduos de coleta convencional por estes municípios, através da desconsideração da quantidade referente à massa de coleta seletiva dos resíduos totais (RDO e RPU) coletados por cada agente executor. A massa coletada por estes municípios foi estimada em 50 milhões de toneladas de resíduos sólidos em 2017 (Tabela 12).

Tabela 12 – Estimativa da massa de coleta convencional informada ao SNIS.

N municípios	3366
Massa de Coleta Convencional	50.019.185,10 t

N: número

Fonte: Elaboração própria.

Estes municípios foram utilizados como amostragem para a projeção da massa de coleta convencional para os demais municípios brasileiros em 2017. Assim sendo, a amostragem de dados para a construção da regressão linear é composta por 60% dos municípios brasileiros, o que representa 83% da população urbana e 87% do PIB do país em 2017 (Tabela 13).

Tabela 13 – Número de municípios amostrados e número de municípios que têm coleta convencional calculada por projeção.

	N municípios	%	População urbana	%	PIB	%
Amostrados	3366	60%	145.687.441	83%	5.445.780.133	87%
Projetados	2204	40%	29.901.062	17%	821.424.867	13%
Total Brasil	5570		175.588.503		6.267.205.000	

N: número; PIB: produto interno bruto municipal. Fonte: Elaboração própria.

Foram testados os modelos de regressão linear utilizando-se diferentes combinações das possíveis variáveis independentes. Foi escolhida a regressão utilizando somente a população urbana e o PIB para a projeção de coleta

convencional, porque foi o modelo de melhor ajuste à reta de regressão. Os procedimentos *forward* e *backward* tiveram o mesmo resultado. O R^2 ajustado foi de 0,85 e o erro padrão da regressão de 0,27 (Tabela 14). Portanto, o modelo de regressão explicou 85% da variabilidade original. A distribuição dos valores residuais da regressão aproximou-se da distribuição normal. Os valores são apresentados graficamente no Apêndice D.

Tabela 14 – Resultado dos parâmetros estatísticos da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta convencional.

Parâmetro Estatístico	Valor
R	0,92
R^2	0,85
R^2 ajustado	0,85
F(2,3306)	9264,225
P valor	0,000
Erro padrão da estimativa	0,27

Fonte: Elaboração própria.

Os resultados dos coeficientes de regressão para o modelo utilizando a população urbana e o PIB como variáveis independentes são mostrados na Tabela 15. Nota-se que o p-valor é próximo de zero, o que indica elevado nível de confiança. Os coeficientes de regressão B do PIB e da população urbana indicam uma relação positiva entre essas variáveis independentes e a massa de coleta convencional. Assim sendo, quanto maiores as populações urbanas e os PIBs dos municípios, maior seria a massa de RSU coletada por coleta convencional.

Tabela 15 – Coeficientes da regressão multivariada para a projeção de massa de coleta convencional.

	B	Erro Padrão de B	p-level
Intercessão	-0,84	0,04	0,0000
Log10(Pop. urbana)	0,91	0,02	0,0000
Log10(PIB)	0,11	0,02	0,0000

Pop. urbana: população urbana.

Fonte: Elaboração própria.

A expressão matemática que descreve o resultado da regressão é apresentada em (10), na qual *CC* é a massa de RSU coletada por coleta convencional no município, *PU* é a população urbana do município e *PIB* é o produto interno bruto do município.

$$CC = 10^{(-0.84 + 0.57 \log_{10}PU + 0.11 \log_{10}PIB)} \quad (10)$$

Dessa forma, a massa de resíduos sólidos coletada por coleta convencional projetada por (10) é de 8,1 milhões de toneladas. Assim sendo, estima-se que, em 2017, 58 milhões de toneladas de resíduos sólidos foram coletados convencionalmente no país (Tabela 16).

Tabela 16 – Resultado da massa de RSU de coleta convencional total coletada no Brasil em 2017.

Massa de Coleta Convencional	t/a	%
Informada SNIS	50.019.185,10	86 %
Projetada	8.135.938,82	14 %
Total estimada	58.155.123,92	100%

Fonte: Elaboração própria.

A partir da composição gravimétrica de material plástico estimada pelo IPEA (2012a), calculou-se que 7,85 milhões de toneladas de resíduos de embalagens plásticas foram coletados por coleta convencional no Brasil em 2017 (Tabela 17).

Tabela 17 – Massa estimada de material plástico coletada seletivamente no Brasil em 2017

Massa da coleta convencional de RSU	Composição de material plástico	Massa de coleta convencional de resíduo de material plástico
58.155.123,92 t	13,5%	7.850.941,73 t

RSU: resíduo sólido urbano

Fonte: Elaboração própria.

Considerando-se a estimativa de Geyer et al. (2017) de que 54% dos resíduos de materiais plásticos são oriundos de embalagens, calculou-se que a massa de resíduos de embalagens plásticas de coleta convencional em 2017 foi de 4,2 milhões de toneladas (Tabela 18).

Tabela 18 – Massa estimada de resíduo de embalagem plástica na coleta convencional do Brasil em 2017

Massa de coleta convencional de resíduo de material plástico	Composição de embalagem plástica	Massa de coleta convencional de resíduo de embalagem plástica
7.850.941,73 t	54%	4.239.508,53 t

Fonte: Elaboração própria.

5.2.3 Sumarização dos Fluxos de Entrada do Modelo

Os fluxos de entrada do sistema a ser modelado são apresentados no Quadro 11, com a caracterização de seus valores numéricos, se foi realizado um tratamento prévio e suas fontes de informações.

Quadro 11 – Fluxos de entrada do modelo, seus respectivos valores numéricos e fontes de informações. Em destaque os fluxos que necessitaram de tratamentos.

Fluxo		Valor	Realização de Tratamento	Fontes de Informações
F1	Produção industrial de embalagens plásticas	13.916.492 (t)	Sim	IBGE PIA-Produto
F2	Venda industrial de embalagens plásticas	13.320.619 (t)	Sim	IBGE PIA-Produto
F3	Importação de embalagens plásticas	111.530 (t)	Não	MDIC
F4	Exportação de embalagens plásticas	40.050 (t)	Não	MDIC
F5	Geração de resíduos de embalagens plásticas	12.111.776 (t)	Sim	IBGE PIA-Produto; MDIC; Geyer et al. (2017)
F6	Coleta seletiva de resíduos de embalagens plástica	265.080,3 (t)	Sim	SNIS; IBGE PIB; Geyer et al. (2017)
F7	Coleta seletiva de resíduos de embalagens plástica por prefeituras	17,4 %	Sim	SNIS
F8	Coleta seletiva de resíduos de embalagens plástica por associações de catadores em parceria com a prefeitura	35,9 %	Sim	SNIS
F9	Coleta seletiva de resíduos de embalagens plástica por empresa	46,7 %	Sim	SNIS
F10	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas	4.239.508,5 (t)	Sim	SNIS; IBGE população DOU; IPEA; Geyer et al. (2017)
F11	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por prefeitura	1.041.109 (t)	Sim	SNIS; IPEA; Geyer et al. (2017)
F12	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por empresa	2.672.504 (t)	Sim	SNIS; IPEA; Geyer et al. (2017)
F13	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por outros agentes executores	113.172 (t)	Sim	SNIS; IPEA; Geyer et al. (2017)
F14	Disposição final de embalagens plásticas em aterros sanitários	2.833.804 (t)	Sim	SNIS; IPEA; Geyer et al. (2017)
F15	Disposição final de embalagens plásticas em aterros controlados	358.851 (t)	Sim	SNIS; IPEA; Geyer et al. (2017)

Fluxo		Valor	Realização de Tratamento	Fontes de Informações
F16	Disposição final de embalagens plásticas em lixões	430.751 (t)	Sim	SNIS; IPEA; Geyer et al. (2017)
F17	Resíduos de embalagens plásticas rejeitados na triagem	-	-	-
F18	Coleta informal de resíduos de embalagens plásticas	-	-	-
F19	Descarte irregular de resíduos de embalagens plásticas	-	-	-
F20	Reciclagem de resíduos de embalagens plásticas	550.420 (t)	Não	Acordo Setorial das Embalagens
F21	Embalagens plásticas de material reciclado	25,7%	Não	Abipet
F22	Outros produtos de material reciclado	74,3 %	Não	Abipet

Fonte: Elaboração própria.

5.3 QUANTIFICAÇÃO DAS INCERTEZAS DOS FLUXOS DE ENTRADA

Apresentam-se nesta seção os resultados das incertezas dos fluxos de entrada, avaliadas por meio do procedimento metodológico de Laner et al. (2015), que calcula incertezas probabilísticas oriundas das qualidades de informações dos fluxos de entrada para sistemas de AFM.

5.3.1 Aspectos de Qualidade das Informações que Compõem os Fluxos de Entrada do Modelo

São apresentados no Quadro 12 os aspectos de qualidade de cada informação utilizada para compor seus respectivos fluxos. São especificados a entidade que a informação representa, os métodos utilizados por cada fonte de informação, a representatividade das informações para o fluxo, o espaço e o tempo que a informação representa.

Quadro 12 – Aspectos de qualidade das informações utilizadas para compor os fluxos de entrada do modelo.

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
F1	Produção de artigos de plástico não especificados para embalagem	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica	<ul style="list-style-type: none"> - Aplicação de questionário - Amostra: o censo das empresas industriais brasileiras que têm 30 ou mais pessoas ocupadas - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Não disponibiliza os microdados relativos a cada empresa 	Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de copos, bisnagas ou embalagens semelhantes de plástico, impressas, para produtos alimentícios ou bebidas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de copos, bisnagas ou embalagens semelhantes de plástico, não impressas, para produtos alimentícios ou bebidas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de embalagens de plástico impressas para produtos farmacêuticos	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de embalagens de plástico não impressas para produtos farmacêuticos	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de embalagens de plástico impressas para produtos de perfumaria, higiene e limpeza	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de embalagens de plástico não impressas para produtos de perfumaria, higiene e limpeza	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de pré-formas (esboços) de garrafas plásticas, inclusive de garrafas PET	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
	Produção de rolhas, tampas, cápsulas e outros dispositivos de plástico para fechar recipientes	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de sacos de plástico para lixo	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de sacos, sacolas ou bolsas de plástico de qualquer dimensão, não impressos, para embalagem ou transporte, inclusive em bobinas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
	Produção de sacos, sacolas e bolsas de plástico de qualquer dimensão, impressos, para embalagem ou transporte, inclusive em bobinas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F1	Brasil	2017
F2	Venda de artigos de plástico não especificados para embalagem	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica	- Aplicação de questionário - Amostra: o censo das empresas industriais brasileiras que têm 30 ou mais pessoas ocupadas - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Não disponibiliza os microdados relativos a cada empresa	Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de copos, bisnagas ou embalagens semelhantes de plástico, impressas, para produtos alimentícios ou bebidas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de copos, bisnagas ou embalagens semelhantes de plástico, não impressas, para produtos alimentícios ou bebidas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de embalagens de plástico impressas para produtos farmacêuticos	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de embalagens de plástico não impressas para produtos farmacêuticos	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
	Venda de embalagens de plástico impressas para produtos de perfumaria, higiene e limpeza	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de embalagens de plástico não impressas para produtos de perfumaria, higiene e limpeza	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de pré-formas (esboços) de garrafas plásticas, inclusive de garrafas PET	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de rolhas, tampas, cápsulas e outros dispositivos de plástico para fechar recipientes	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de sacos de plástico para lixo	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de sacos, sacolas ou bolsas de plástico de qualquer dimensão, não impressos, para embalagem ou transporte, inclusive em bobinas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017
	Venda de sacos, sacolas e bolsas de plástico de qualquer dimensão, impressos, para embalagem ou transporte, inclusive em bobinas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F2	Brasil	2017

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
F3	Importação de embalagens de material plástico	MDIC	Embalagem plástica	- Realizado a partir dos dados do SISCOMEX e do Portal Único, de natureza administrativa e aduaneira - Processamento dos dados - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Não disponibiliza os microdados	Representa o fluxo em totalidade	Brasil	2017
F4	Exportação de embalagens de material plástico	MDIC	Embalagem plástica	- Realizado a partir dos dados do SISCOMEX e do Portal Único, de natureza administrativa e aduaneira - Processamento dos dados - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Não disponibiliza os microdados	Representa o fluxo em totalidade	Brasil	2017
F5	Tempo de vida de embalagens plásticas	Geyer et al. (2017)	Embalagem plástica	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Mundo	2015
	Produção de artigos de plástico não especificados para embalagem	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica	- Aplicação de questionário - Amostra: o censo das empresas industriais brasileiras que têm 30 ou mais pessoas ocupadas	Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de copos, bisnagas ou embalagens semelhantes de plástico, impressas, para produtos alimentícios ou bebidas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
	Produção de copos, bisnagas ou embalagens semelhantes de plástico, não impressas, para produtos alimentícios ou bebidas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica	- Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Não disponibiliza os microdados relativos a cada empresa	Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de embalagens de plástico impressas para produtos farmacêuticos	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de embalagens de plástico não impressas para produtos farmacêuticos	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de embalagens de plástico impressas para produtos de perfumaria, higiene e limpeza	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de embalagens de plástico não impressas para produtos de perfumaria, higiene e limpeza	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de pré-formas (esboços) de garrafas plásticas, inclusive de garrafas PET	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de rolhas, tampas, cápsulas e outros dispositivos de plástico para fechar recipientes	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de sacos de plástico para lixo	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Produção de sacos, sacolas ou bolsas de plástico de qualquer dimensão, não impressos, para embalagem ou transporte, inclusive em bobinas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
	Produção de sacos, sacolas e bolsas de plástico de qualquer dimensão, impressos, para embalagem ou transporte, inclusive em bobinas	IBGE PIA-Produto	Embalagem plástica		Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Importação de embalagens de material plástico	MDIC	Embalagem plástica	<ul style="list-style-type: none"> - Realizado a partir dos dados do SISCOMEX e do Portal Único, de natureza administrativa e aduaneira - Processamento dos dados - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Não disponibiliza os microdados 	Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
	Exportação de embalagens de material plástico	MDIC	Embalagem plástica	<ul style="list-style-type: none"> - Realizado a partir dos dados do SISCOMEX e do Portal Único, de natureza administrativa e aduaneira - Processamento dos dados - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Não disponibiliza os microdados 	Dado fragmentado, não é a totalidade do F5	Brasil	2017 e 2016
F6	Massa de resíduos recicláveis coletada seletivamente	SNIS	Resíduo reciclável	<ul style="list-style-type: none"> - Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação 	Dado fragmentado, não é a totalidade do F6	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos na coleta seletiva	SNIS	Resíduo de plástico	<ul style="list-style-type: none"> - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município 	Dado fragmentado, não é a totalidade do F6	Brasil	2017

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F6	Mundo	2015
F7	Proporção de resíduos coletados seletivamente por prefeituras	SNIS	Resíduo reciclável	- Aplicação de questionário - Cálculo de proporcionalidade	Dado fragmentado, não é a totalidade do F7	Brasil	2017
F8	Proporção de resíduos coletados seletivamente por empresas	SNIS	Resíduo reciclável	- Aplicação de questionário - Cálculo de proporcionalidade	Dado fragmentado, não é a totalidade do F8	Brasil	2017
F9	Proporção de resíduos coletados seletivamente por outros agentes	SNIS	Resíduo reciclável	- Aplicação de questionário - Cálculo de proporcionalidade	Dado fragmentado, não é a totalidade do F9	Brasil	2017
F10	Massa de RSU coletada por coleta convencional	SNIS	RSU	- Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município	Dado fragmentado, não é a totalidade do F10	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos no RSU	IPEA	Resíduo de plástico	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F10	Brasil	2008
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F10	Mundo	2015

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
F11	Massa de RSU coletada convencionalmente por prefeituras	SNIS	RSU	- Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município	Dado fragmentado, não é a totalidade do F11	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos no RSU	IPEA	Resíduo de plástico	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F11	Brasil	2008
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F11	Mundo	2015
F12	Massa de RSU coletada convencionalmente por empresas	SNIS	RSU	- Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município	Dado fragmentado, não é a totalidade do F12	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos no RSU	IPEA	Resíduo de plástico	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F12	Brasil	2008
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F12	Mundo	2015

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
F13	Massa de RSU coletada convencionalmente por outros agentes	SNIS	RSU	- Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município	Dado fragmentado, não é a totalidade do F13	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos no RSU	IPEA	Resíduo de plástico	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F13	Brasil	2008
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F13	Mundo	2015
F14	Massa de RSU com disposição final em aterro sanitário	SNIS	RSU	- Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município	Dado fragmentado, não é a totalidade do F14	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos no RSU	IPEA	Resíduo de plástico	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F14	Brasil	2008
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F14	Mundo	2015

Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
F15	Massa de RSU com disposição final em aterro controlado	SNIS	RSU	- Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município	Dado fragmentado, não é a totalidade do F15	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos no RSU	IPEA	Resíduo de plástico	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F15	Brasil	2008
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F15	Mundo	2015
F16	Massa de RSU com disposição final em lixão	SNIS	RSU	- Aplicação de questionário - Amostra: os municípios que responderam à informação - Disponibilização <i>online</i> dos procedimentos metodológicos - Disponibilização <i>online</i> dos microdados relativos a cada município	Dado fragmentado, não é a totalidade do F16	Brasil	2017
	Concentração de resíduos de materiais plásticos no RSU	IPEA	Resíduo de plástico	Revisão de literatura	Dado fragmentado, não é a totalidade do F16	Brasil	2008
	Concentração de resíduos de embalagem plástica nos resíduos de materiais plásticos	Geyer et al. (2017)	Resíduo de embalagem plástica	Cálculo estatístico	Dado fragmentado, não é a totalidade do F16	Mundo	2015

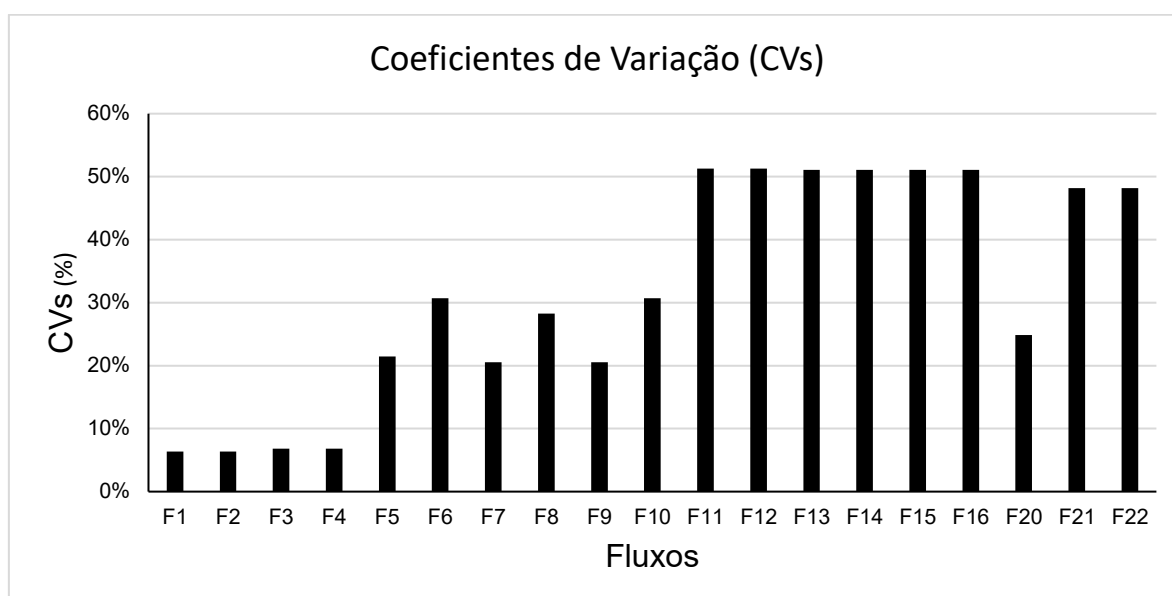
Fluxo	Informações que compõem o fluxo	Fonte	Entidade	Aspectos metodológicos	Representatividade	Espaço	Tempo
F20	Massa de resíduos de embalagem plástica reciclada	Acordo Setorial	Resíduo de embalagem plástica	- Amostra: empresas associadas - Disponibiliza procedimentos de cálculo	Dado fragmentado, não é a totalidade do F20	Brasil	2016
F21	Fabricação de embalagens a partir da reciclagem de PET	Abipet	Embalagem de PET reciclado	Não disponibiliza aspectos metodológicos	Dado fragmentado, não é a totalidade do F21	Brasil	2016
F22	Fabricação de outros produtos a partir da reciclagem de PET	Abipet	Outros produtos de PET reciclado	Não disponibiliza aspectos metodológicos	Dado fragmentado, não é a totalidade do F22	Brasil	2016

Fonte: Elaboração própria.

5.3.2 Coeficientes de Variação

Nesta dissertação as incertezas calculadas através do método de Laner et al. (2015) foram dadas por coeficientes de variação (CVs). Os CVs calculados para cada fluxo de entrada do sistema são apresentados graficamente na Figura 13. São apresentados no Apêndice E a avaliação da qualidade de informações em pontuações para cada indicador e os resultados de CVs parciais para cada indicador de qualidade de informação.

Figura 13 – Gráfico dos coeficientes de variação calculados para cada fluxo.



CVs: coeficientes de variação.

Fonte: Elaboração Própria.

Os CVs foram utilizados posteriormente como dados de entrada do modelo, a partir do valor numérico de desvio padrão, uma vez que se considera a distribuição de probabilidade normal na modelagem do sistema. A Tabela 19 apresenta a média e o respectivo CV para cada fluxo. Uma vez que se considera que os fluxos têm distribuição de probabilidade normal, os seus valores são apresentados como média.

Tabela 19 – Coeficientes de variação, média e desvio padrão respectivos a cada fluxo de entrada do modelo.

Fluxo	Média	CV
F1 Produção de embalagens plásticas	13.916.492 t	6,36%
F2 Venda de embalagens plásticas	13.320.619 t	6,35%
F3 Importação de embalagens plásticas	111.530 t	6,80%
F4 Exportação de embalagens plásticas	40.050 t	6,80%
F5 Geração de resíduos de embalagens plásticas	12.111.776 t	21,45%
F6 Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas	265.080 t	30,71%
F7 Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por prefeituras	17,4 %	20,53%
F8 Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por associações de catadores em parceria com a prefeitura	35,9 %	28,28%
F9 Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por empresas privadas	46,7 %	20,53%
F10 Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas	4.239.509 t	30,71%
F11 Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por prefeitura	1.041.109 t	51,27%
F12 Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por empresa	2.672.504 t	51,27%
F13 Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por outros agentes executores	113.172 t	51,07%
F14 Disposição final de embalagens plásticas em aterros sanitários	2.833.805 t	51,07%
F15 Disposição final de embalagens plásticas em aterros controlados	358.851 t	51,07%
F16 Disposição final de embalagens plásticas em lixões	430.751 t	51,07%
F17 Resíduos de embalagens plásticas rejeitados na triagem	-	
F18 Coleta informal de resíduos de embalagens plásticas	-	
F19 Resíduos de embalagens plásticas sem monitoramento, descarte irregular de resíduos de embalagens plásticas	-	
F20 Reciclagem de resíduos de embalagens plásticas	550.420 t	24,85%
F21 Embalagens plásticas de material reciclado	25,7 %	48,20%
F22 Outros produtos de material reciclado	74,3 %	48,20%

CV: coeficiente de variação.

Fonte: Elaboração Própria.

5.4 O MODELO DO FLUXO DE RESÍDUOS DE EMBALAGENS PLÁSTICAS NO BRASIL

Este subcapítulo apresenta o sistema do fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017 modelado a partir dos fluxos de entrada que foram construídos com a utilização das bases de dados escolhidas e dos dados definidos e tratados com suas respectivas incertezas.

Foi possível realizar a reconciliação de dados, uma vez que o sistema de equações para o balanço de massa foi sobredeterminado. O indicador da qualidade de reconciliação de dados do STAN foi de 0,95, o que indica que os fluxos reconciliados corresponderam bem aos fluxos de entrada. Também foram possíveis a realização de estimativas de fluxos desconhecidos e a execução da propagação de erros para esses fluxos. Destacam-se como os principais resultados deste trabalho essas estimativas de fluxos sem nenhuma informação prévia sobre a cadeia de gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas, ou seja, dos seguintes fluxos: coleta informal de resíduos de embalagens plásticas, resíduos de embalagens plásticas que são rejeitados na triagem, e quantidade de resíduos de embalagens plásticas sobre os quais inexistem monitoramentos sobre seus gerenciamentos.

Os resultados da modelagem do sistema realizada são apresentados na Tabela 20. O sistema modelado está representado graficamente na Figura 14, na qual a espessura de seus fluxos é proporcional a suas massas.

Tabela 20 – Resultados dos fluxos de saída apresentados juntamente com sua incerteza.

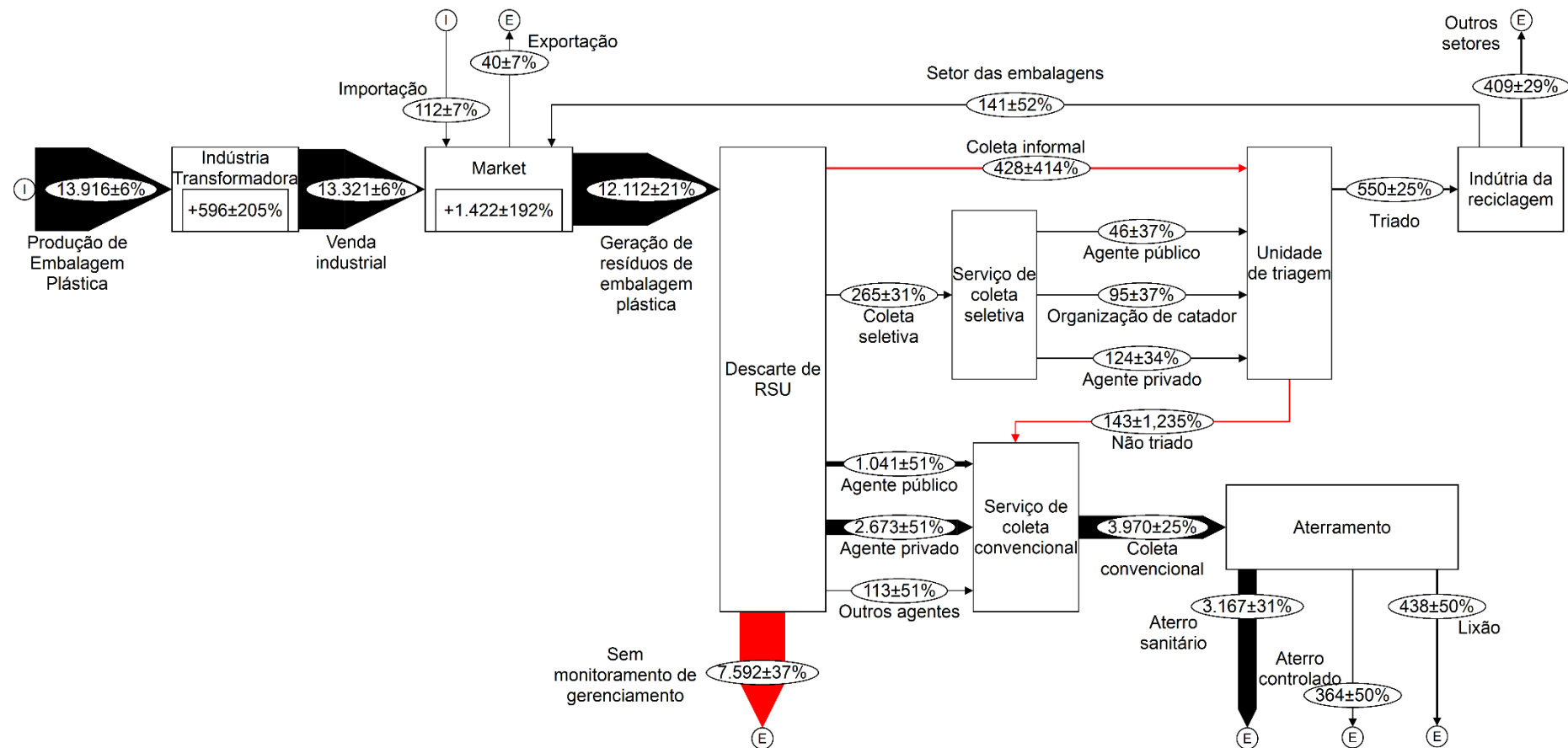
Fluxo	Média	CV (%)
F1 Produção de embalagens plásticas	13.447,3 kt	4,4%
F2 Venda de embalagens plásticas	13.585,6 kt	4,4%
F3 Importação de embalagens plásticas	111,5 kt	6,8%
F4 Exportação de embalagens plásticas	40,05 kt	6,8%
F5 Geração de resíduos de embalagens plásticas	13.657,05 kt	4,4%
F6 Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas	265,1 kt	30,7%
F7 Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por prefeituras	17%	17,6%

F8	Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por associações de catadores em parceria com a prefeitura	36%	19,4%
F9	Coleta seletiva de resíduos de embalagens plásticas por empresas privadas	47%	14,9%
F10	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas	3.969,75 kt	24,6%
F11	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por prefeitura	1.041,1 kt	51,3%
F12	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por empresa	2.672,5 kt	51,3%
F13	Coleta convencional de resíduos de embalagens plásticas por outros agentes executores	113,17 kt	51,1%
F14	Disposição final de embalagens plásticas em aterros sanitários	3.167,1 kt	31,0%
F15	Disposição final de embalagens plásticas em aterros controlados	364,2 kt	50,1%
F16	Disposição final de embalagens plásticas em lixões	438,5 kt	49,9%
F17	Resíduos de embalagens plásticas rejeitados na triagem	143,0 kt	1235%
F18	Coleta informal de resíduos de embalagens plásticas	425,5 kt	416,8%
F19	Resíduos de embalagens plásticas sem monitoramento, descarte irregular de resíduos de embalagens plásticas	9.139,7 kt	12,6%
F20	Reciclagem de resíduos de embalagens plásticas	547,6 kt	25,0%
F21	Embalagens plásticas de material reciclado	25%	48%
F22	Outros produtos de material reciclado	75%	16%

Fonte: Elaboração própria.

Nota-se que as incertezas dos fluxos após equilibrar-se o sistema e executar-se a reconciliação de dados e a propagação de erros seguiram a mesma tendência da incerteza dos fluxos de entrada: elas foram maiores nos estágios de gerenciamento de resíduos sólidos e menores nos estágios de produção e venda de embalagens plásticas. Houve alguns fluxos que, após a modelagem, tiveram suas incertezas diminuídas, como o fluxo de resíduos de embalagens plásticas coletadas pela coleta convencional, os fluxos de disposições finais e os fluxos dos novos produtos fabricados através da reciclagem de resíduos de embalagens plásticas. Os fluxos anteriormente desconhecidos sobre a coleta informal de resíduos de embalagens plásticas e sobre os resíduos de embalagens plásticas não triados nas unidades de triagem resultaram com elevados índices de incertezas.

Figura 14 – Sistema apresentando os fluxos de entrada (em kt).



Fonte: Elaboração própria.

A maioria das embalagens plásticas consumidas no Brasil foram fabricadas no país. A exportação e a importação desses produtos tiveram contribuições muito baixas.

Depois do fim de uso das embalagens plásticas, elas tornam-se resíduos sólidos. Foi estimado que no Brasil foram geradas 12,1 milhões toneladas de resíduos de embalagens plásticas. O fluxo sem informação de gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas foi de cerca de 7,6 milhões de toneladas. Portanto, quase 62% dos resíduos de embalagens plásticas gerados no Brasil não tinham seu gerenciamento monitorado em 2017.

Quanto às coletas dos resíduos de embalagens plásticas, 85% desses resíduos foram coletados por coleta convencional. Os principais executores da coleta convencional foram os agentes privados e os públicos, sendo que a participação dos agentes privados foi 44% superior às dos agentes públicos. A disposição final dos resíduos de embalagens plásticas foi principalmente em aterros sanitários, contabilizando-se em 80%. No entanto, 0,44 milhões de toneladas de resíduos de embalagens plásticas foram dispostas em lixões e 0,36 milhões de toneladas em aterros controlados.

Foi possível estimar o fluxo de coleta informal de resíduos de embalagens plásticas em 0,43 milhões de toneladas. Já a coleta seletiva desses resíduos foi de 0,26 milhões de toneladas. Portanto, a coleta informal foi cerca de 24% superior à coleta seletiva. A maior parte da coleta seletiva foi realizada por agentes executores privados, seguida por parcerias formais com organizações de catadores de materiais recicláveis, e por fim, por agentes públicos.

Os resíduos de embalagens plásticas coletados informalmente e por coleta seletiva foram encaminhados a unidades de triagem. Foi possível estimar o fluxo de resíduos de embalagens plásticas não triados nessas unidades, que está associado à ineficiência da triagem. Assim sendo, 0,14 milhões de toneladas de resíduos de embalagens plásticas foram descartados como rejeitos nas unidades de triagem, o que mostra uma ineficiência de triagem desses materiais de 20% no processamento das unidades de triagem brasileiras.

Após a triagem os resíduos de embalagens plásticas são encaminhados para a reciclagem. Entretanto, apenas 0,55 milhões de toneladas de resíduos de embalagens plásticas foram recicladas no Brasil. Logo, apenas 4,5% dos resíduos de embalagens plásticas gerados foram reciclados em 2017 no país. A maior parte da reciclagem se deu em um processo de ciclo aberto, uma vez que a maioria dos resíduos de embalagens plásticas foram transformados em produtos distintos.

6 DISCUSSÃO

Esta dissertação tem como principal resultado a proposta de um modelo de fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017 e a sua análise. O sistema modelado apontou que foram geradas 12 milhões de toneladas de resíduos de embalagens plásticas no país, mas que quase dois terços desses resíduos não tiveram seu gerenciamento monitorado, podendo terem sido descartados irregularmente, o que é preocupante. Os resultados indicaram que a maioria dos resíduos de embalagens plásticas com gerenciamento monitorado tiveram como destinação a disposição final. A coleta informal de resíduos de embalagens plásticas teve resultado superior à coleta seletiva, entretanto, o índice de reciclagem ainda foi muito abaixo do potencial. Ressalta-se que o sistema modelado permitiu estimar informações inexistentes sobre fluxos de resíduos de embalagens plásticas no país. Para a consecução do modelo, esta dissertação teve uma série de resultados secundários, dentre os quais se destacam a análise das bases sobre gerenciamento de RSU no país, o tratamento dos dados do SNIS através de modelos de regressão linear a fim de se estimar a massa de coleta convencional e de coleta seletiva no país em 2017, e a avaliação das incertezas oriundas das qualidades das informações utilizadas para a construção do modelo de fluxos.

Portanto, esta dissertação traz como principais contribuições ao conhecimento: a sumarização de diferentes dados a respeito do gerenciamento de embalagens plásticas e seus resíduos, que são provenientes de distintas fontes de informações; a identificação das lacunas de informações sobre o gerenciamento das embalagens plásticas no Brasil; a proposta de um modelo de fluxo de resíduos de embalagens plásticas, no qual são identificados fluxos desconhecidos, como a massa de resíduos de coleta informal, a eficiência da triagem, e a quantidade de resíduos de embalagens plásticas que é gerada sobre os quais inexitem informações sobre o seu gerenciamento. Dessa forma, traz ao conhecimento os desafios enfrentados pelo país para alcançar um sistema produtivo da cadeia de embalagens plásticas mais circular, e que atenda à inclusão socioprodutiva de catadores de materiais recicláveis.

6.1 DISCUSSÃO SOBRE AS BASES DE DADOS BRASILEIRAS

As bases de dados referentes aos processos de fabricação, importação e exportação de embalagens plásticas são bem estabelecidas, uma vez que esses produtos fazem parte de um processo econômico consolidado e de considerável valor monetário. Por outro lado, as bases de dados sobre o gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil são mais deficientes, algumas vezes por estarem defasadas no tempo, como as pesquisas nacionais de saneamento do IBGE, outras vezes por utilizarem amostragens restritas aos grandes municípios, como as pesquisas da Abrelpe. Cada pesquisa nacional sobre gerenciamento de resíduos sólidos tem sua limitação própria.

Neste estudo optou-se por utilizar a base de dados do SNIS para a maioria dos dados sobre o gerenciamento de resíduos no país em 2017, por apresentar dados do mesmo ano de estudo desta dissertação, e por sua transparência de coleta de dados. Outros estudos científicos já foram realizados utilizando a base de dados do SNIS, como o de Besen e Fracalanza (2015) sobre os desafios para a gestão sustentável dos RSU no Brasil. Uma limitação da pesquisa do SNIS é que apesar de sua amostragem ser representativa, ela não é totalmente aleatória, uma vez que depende da intenção dos municípios responderem ou não ao SNIS. Além disso, apesar de a pesquisa do SNIS realizar extrapolação dos dados para retratar o Brasil como um todo, ela não o faz para todas as suas informações, como é o caso das que se referem à coleta seletiva.

Ressalta-se que existem outros trabalhos científicos que usam outras bases de dados, diferentemente desta dissertação, que utiliza o SNIS como fonte de informação principal. Por exemplo, Lino e Ismail (2011, 2012) utilizaram os dados das pesquisas do IBGE sobre a quantidade de RSU total coletada no Brasil e sobre a gravimetria da coleta seletiva. Ferri et al. (2015) utilizaram os dados do CEMPRE referentes às vendas de resíduos recicláveis para beneficiamento através da reciclagem. Alfaia e Campos (2017) utilizaram a base da Abrelpe para caracterizar o gerenciamento de RSU no Brasil. Luz et al. (2015) também utilizaram os dados da Abrelpe para contextualizar a destinação dos RSU brasileiros e os seus custos

financeiros. Entretanto, não é usual a apresentação de uma análise prévia das fontes de informações, salvo a pesquisa de Conke e Nascimento (2018), que teve por objetivo avaliar as fontes de informações sobre coleta seletiva no Brasil.

Além disso, faz parte das limitações das informações sobre o gerenciamento de resíduos sólidos no Brasil a falta de monitoramento desse gerenciamento pelos próprios municípios. Segundo o SNIS (2019), a grande maioria dos municípios não realiza, rotineiramente, a pesagem dos resíduos provenientes da coleta convencional e tampouco da coleta seletiva. Muitas vezes a massa de coleta convencional é estimada pelo que é aterrado e a massa de coleta seletiva é estimada a partir do que é comercializado, o que torna os dados sobre a massa de coleta seletiva inerentemente imprecisos, por se tratar do processo de triagem e não da coleta em si.

Salienta-se, ainda, que no Brasil existem sistemas de informações previstos com o intuito de aprimorar as informações sobre o gerenciamento de resíduos sólidos no país. A PNRS estabeleceu o Sistema Nacional de Informações sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos (SINIR) como um de seus instrumentos, mas ele ainda não foi implementado. Mais especificamente sobre as informações dos resíduos de embalagens plásticas, o acordo setorial das embalagens prevê parcerias com o SINIR para avaliar os sistemas de logística reversa implementados, além de propor uma parceria com a Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis (Ancat) para se obter informações sobre o gerenciamento de resíduos de embalagens pelos catadores de materiais recicláveis. Espera-se que esses sistemas de informação sejam efetivamente implementados de modo a contribuir para a melhoria da qualidade de dados sobre o gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas no país.

6.2 DISCUSSÃO SOBRE OS DADOS UTILIZADOS E SEUS TRATAMENTOS

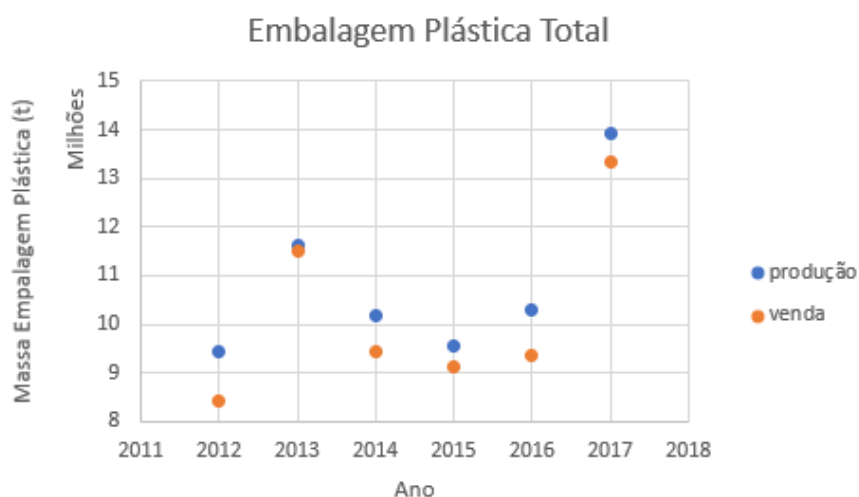
Quanto aos dados utilizados nesta dissertação e os tratamentos realizados, existem dados específicos sobre a produção e comercialização de embalagens plásticas no Brasil, o que permite que o tratamento destes dados seja mínimo. Por outro lado, inexistem bases de dados especificamente sobre gerenciamento de

resíduos de embalagens plásticas e as existentes sobre RSU têm suas limitações, o que torna relevante um tratamento mais robusto para os seus dados, a fim de que representem os fluxos de resíduos de embalagens plásticas de interesse.

Quanto à fabricação e venda de embalagens plásticas no país, ela foi calculada nesta dissertação considerando as categorias de embalagens plásticas de produtos alimentícios, embalagens plásticas de produtos de higiene e limpeza, embalagens plásticas de produtos farmacêuticos, sacolas plásticas, sacos plásticos de lixo, tampas de plástico, garrafas plásticas e artigos de plásticos não especificados para embalagens. Entretanto, outros estudos podem considerar diferentes categorias para a composição de embalagens plásticas, como é o caso da EPA que não considera sacolas de plástico para lixo como uma categoria de embalagens plásticas (EPA, 2018).

Cabe destacar a análise temporal da produção e venda de embalagens plásticas no país, que indica um aumento em 2017 (Figura 15).

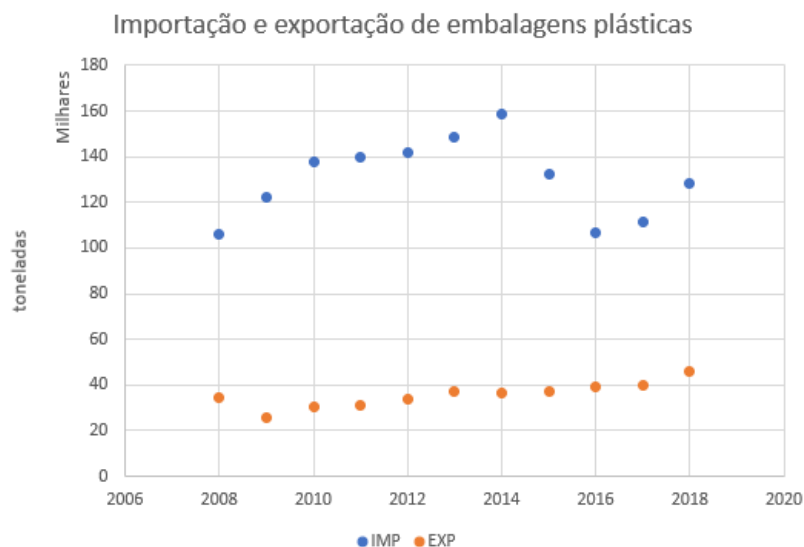
Figura 15 – Análise temporal da produção e venda de embalagens plástica no Brasil



Fonte: Elaborado a partir dos dados do IBGE (2017).

A importação de embalagens plásticas também aumentou no ano de 2017, após ter um declínio entre 2014 e 2016. A exportação se mantém mais constante ao longo do tempo (Figura 16).

Figura 16 - Análise temporal da exportação e importação de embalagens plásticas.



Fonte: Elaborado a partir dos dados do MDIC.

A quantidade de embalagens plásticas fabricadas e comercializadas está diretamente relacionada com a geração de resíduos de embalagens plásticas no país. Sabe-se que as embalagens plásticas correspondem a aproximadamente metade dos resíduos de materiais plásticos no mundo (GEYER et al., 2017). Apesar disso, no Brasil inexistente o monitoramento da informação de geração de resíduos de embalagens plásticas. Existem estudos, como o do SNIS, que tratam da geração de resíduos sólidos no Brasil, mas o SNIS (2019) destaca que sua pesquisa não estima a geração de resíduos sólidos, estando restrita à quantidade coletada.

Nesta dissertação a geração de resíduos de embalagens plásticas foi determinada através de um método consolidado para estimar a massa de geração de resíduos sólidos específicos, qual seja, por meio do consumo aparente de seus produtos originários e de seu tempo de vida, como realizado no estudo de Geyer et al. (2017). Uma maneira mais direta de medir a geração de resíduos de embalagens plásticas seria através da combinação dos dados de geração de resíduos sólidos com dados da sua composição (GEYER et al., 2017) de embalagens plásticas, como foi realizado no estudo de Jambeck et al. (2015) para a geração de resíduos de materiais plásticos. No entanto, em muitos países, esses dados não estão disponíveis nos detalhes e na qualidade exigidos para se realizar este tipo de cálculo (GEYER et al.,

2017), como é o caso do Brasil. Ressalva-se, no entanto, como uma limitação do método de estimativa utilizado nesta dissertação, a situação na qual as embalagens plásticas são reutilizadas, o que diminui a sua geração como resíduos sólidos, sem necessariamente diminuir a sua fabricação.

Quanto ao tratamento de dados para se obter a massa de resíduos de embalagens plásticas coletada seletivamente, primeiramente, é estimado o número de municípios com algum tipo de coleta seletiva. Ao se comparar os resultados de existência de coleta seletiva desta dissertação com os de outras pesquisas nacionais, nota-se que estão de acordo, exceto com relação à pesquisa da Abrelpe, que apresenta dados muito mais elevados, possivelmente porque projeta a realidade de municípios maiores e com sistemas de gerenciamento de resíduos sólidos mais bem desenvolvidos para todo o país, superestimando, assim, a existência de coleta seletiva (Tabela 21).

Tabela 21 – Comparação de resultados de diversas pesquisas sobre a existência de coleta seletiva no Brasil.

Pesquisa	Ano	N municípios
Estimativa desta Dissertação	2017	1.771
SNIS	2017	1.256
Cempre	2016	1.055
Cempre	2018	1.227
Abrelpe	2017	3.923
IBGE	2011	1.980

N: número

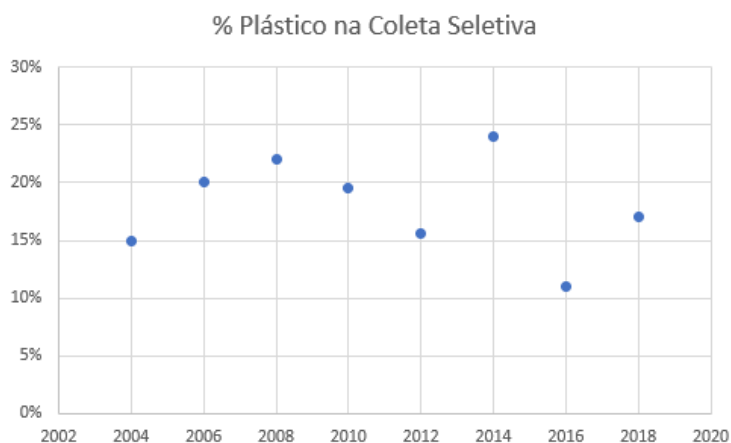
Fonte: Elaboração própria.

Já sobre a projeção da massa de resíduos sólidos coletada para municípios não respondentes ao SNIS, apesar de a amostragem ter um certo viés intencional, têm-se amostrados cerca de 70% dos municípios estimados com existência de coleta seletiva, o que traz grande representatividade para a amostra. O modelo de regressão teve um resultado razoável para o ajuste dos dados à reta e em futuros estudos pode-se realizar agrupamentos de municípios com realidades semelhantes para uma estimativa ainda mais precisa da massa de RSU coletada seletivamente no Brasil em 2017, uma vez que no Brasil existem realidades diversas. Ressalta-se que, a partir da

análise visual gráfica, notou-se que o modelo de regressão cumpriu a suposição de linearidade dos seus valores residuais e que estes valores não apresentaram correlação com as variáveis independentes.

Nesta dissertação foi considerada a composição de 24,5% de material plástico na coleta seletiva, dado este que é o de recuperação de materiais recicláveis do SNIS. O Cempre pesquisa a cada dois anos a composição gravimétrica da coleta seletiva no país, desde 2004, e seus resultados são apresentados graficamente na Figura 17. Nota-se que no ano de estudo, entre 2016 e 2018, o percentual de material plástico de 2016 foi de 11%, sendo muito inferior à média de todos os outros anos, que foi de 18%.

Figura 17 - Análise temporal da composição gravimétrica de plástico da coleta seletiva realizada pelo Cempre – Ciclossoft.



Fonte: Elaboração própria a partir dos dados do Cempre.

Quanto à composição gravimétrica da coleta seletiva, nas pesquisas do SNIS e do Cempre ela é realizada em massa. Entretanto, se tratada em volume é possível que a quantidade de material plástico seja ainda mais representativa.

Posteriormente, foi calculada a quantidade de resíduos de material plástico referente às embalagens utilizando um dado mundial da pesquisa de Geyer et al. (2017) de que 54% dos resíduos de materiais plásticos são compostos por embalagens. Uma vez que no estudo da UNEP (2015) não foi notada uma dependência do nível de renda dos países para a geração de resíduos de materiais

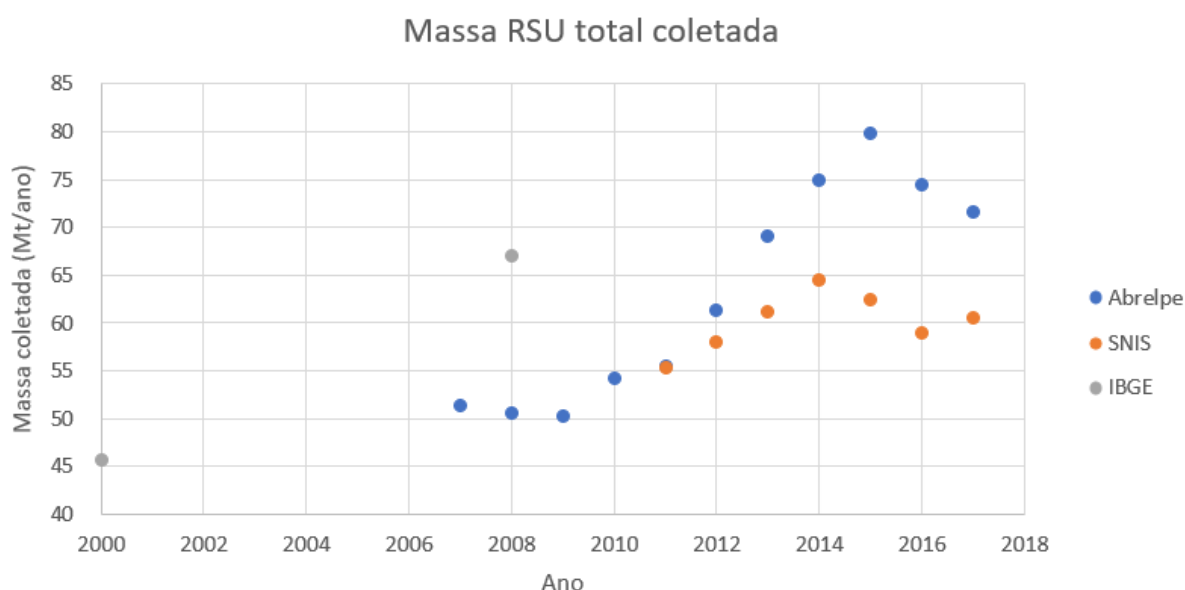
plásticos, ao contrário do que aconteceu para outros tipos de resíduos, infere-se que a utilização de um dado mundial para representar o Brasil pode ser admissível.

Sobre os agentes executores de coleta seletiva no Brasil, é interessante ressaltar que apesar de as empresas contratadas pelas prefeituras constituírem o maior executor da coleta seletiva, nos últimos anos percebeu-se um decaimento das empresas contratadas e um incremento das organizações de catadores atuantes em parceria com as prefeituras (SNIS, 2019). O SNIS (2019) considera que pode haver uma subnotificação das quantidades coletadas pelas organizações de catadores, devido a suas maiores dificuldades operacionais. Por outro lado, existe um controle mais rigoroso das quantidades coletadas pelas empresas contratadas pelas prefeituras, pois faz parte de parâmetros contratuais a serem fiscalizados (SNIS, 2019). Dessa forma, infere-se que as informações relativas às organizações de catadores podem estar subestimadas enquanto que as relativas às empresas devem estar mais de acordo com a realidade. O aumento da atuação de catadores de materiais recicláveis em parceria com prefeituras vai ao encontro das diretrizes da PNRS para a inclusão socioprodutiva de catadores de materiais recicláveis.

Quanto à coleta convencional, ela também foi estimada através de regressão linear para todos os municípios brasileiros através da seleção de microdados do SNIS referentes somente à coleta convencional dos RSU. Existe novamente a ressalva de que a amostragem do SNIS pode ter um viés intencional, porque mesmo sendo todos os municípios convidados a responderem à pesquisa, somente os municípios interessados a respondem. Os resultados do modelo de regressão mostraram que a reta se ajustou bem aos dados e que os valores residuais da regressão se aproximaram de uma distribuição normal de probabilidade.

Quanto ao quantitativo da massa de coleta convencional estimado nesta dissertação, ele é único, haja vista que as pesquisas nacionais tratam de massa coletada total e não de massa de coleta convencional. Ao se analisar os resultados de massa de resíduos sólidos total coletada das principais pesquisas brasileiras, nota-se uma grande divergência entre elas (Figura 18).

Figura 18 – Gráfico comparativo da massa total de RSU coletada no Brasil das diferentes bases de dados.



Fonte: Elaborado a partir de dados da Abrelpe, IBGE-PNSB, e SNIS.

Por fim, foi estimada a quantidade de RSU da coleta convencional referente aos resíduos de materiais plásticos e às embalagens plásticas. Foi utilizado o dado do IPEA (2012), segundo o qual 13,5% dos RSU no Brasil são compostos por materiais plásticos, valor próximo aos mundiais de composição de resíduos de materiais plásticos. Mundialmente, segundo o estudo da UNEP (2015) o percentual de resíduo de material plástico nos RSU geralmente está em torno de 8% a 12%. E segundo o estudo do Banco Mundial, a composição de material plástico variou de 6,5% nos países de renda baixa a 13% nos países de renda alta (KAZA et al., 2019). Portanto, nota-se que o valor de composição de resíduos de materiais plásticos no Brasil está mais próximo da extremidade superior da variação da composição de material plástico no mundo.

Com relação aos dados de reciclagem, o acordo setorial é a base de dados escolhida. Entretanto, a Abiplast também publica dados sobre a reciclagem de material plástico e de embalagens plásticas. Ao se comparar os dados de reciclagem dessas duas pesquisas (Tabela 22), infere-se que o acordo setorial retrata melhor a reciclagem de embalagens plásticas, uma vez que os valores publicados pela Abiplast

são bastantes inferiores. Mesmo assim, considera-se que o acordo setorial é limitado a suas indústrias signatárias, podendo não representar o parque industrial instalado no Brasil em sua totalidade.

Tabela 22 - Comparação dos resultados de reciclagem de embalagens plásticas no Brasil em 2016 segundo o acordo setorial e a Abiplast.

	Acordo Setorial	Abiplast
Reciclagem material plástico (t/a)	626.340	550.400
Reciclagem embalagem plástica (t/a)	550.420	142.003
% Reciclagem de embalagem plástica por material plástico	88%	26%

Fonte: Elaborado a partir de dados do Acordo Setorial e da Abiplast.

6.3 DISCUSSÃO SOBRE A AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS INFORMAÇÕES

A análise das incertezas obtidas para os fluxos do sistema modelado reflete as qualidades dos dados utilizados. Como tendência geral, foi observado no sistema modelado que as incertezas dos dados são mais baixas nos estágios de produção e comercialização de embalagens plásticas, e que elas aumentam nos fluxos de gerenciamento dos resíduos de embalagens plásticas gerados. Essa tendência era esperada pois, segundo Schwab et al. (2016), usualmente, os bancos de dados de AFM no mundo são mais ineficientes a jusante nos fluxos de materiais.

A maioria dos fluxos de resíduos de embalagem plástica modelados tem duas fontes de incertezas: o próprio fluxo de massa, que é dado em RSU, e a composição de embalagem plástica no RSU. Alguns destes fluxos tiveram suas incertezas caracterizadas por valores superiores a 50%. Laner et al. (2015) indicam que o seu método perde precisão ao se caracterizar fluxos de entrada com incertezas superiores a 30%. No entanto, este método já foi aplicado na literatura científica para casos como o desta dissertação, ressaltando-se trabalhos como o de Eygen et al. (2017) que têm fluxos de entrada caracterizados com incertezas superiores a 100%.

O método utilizado para se estimar as incertezas do sistema de AFM é relativamente novo, tendo sido proposto em 2015 por Laner et al. (2015). Como visto na fundamentação teórica, já existem diversos artigos científicos publicados que

utilizam este método, entretanto, no futuro pode ser que ele venha a ser aprimorado. Ressalta-se também que, apesar de ele ser considerado consistente, tem também um certo viés subjetivo, uma vez que é da escolha do pesquisador a quantificação em uma escala de pontuação para indicadores da qualidade dos dados.

6.4 DISCUSSÃO SOBRE O SISTEMA MODELADO

A participação de utilização de materiais plásticos oriundos de fontes renováveis e de matérias plásticas biodegradáveis ainda é muito baixa no mundo (GEYER et al., 2017) e no Brasil, e por isso esses materiais não foram diferenciados na modelagem de fluxo de resíduos de embalagens plásticas de que trata esta dissertação.

Após a modelagem do sistema, verificou-se que a maioria das embalagens plásticas consumidas no Brasil foi fabricada no país. As indústrias transformadoras de embalagens plásticas não estão espalhadas pelo país, sendo que a maioria delas estão localizadas nas regiões Sudeste e Sul (ABIPLAST, 2017). A quantidade de embalagens plásticas fabricadas mundialmente em 2015 foi de 146 milhões de toneladas (GEYER et al., 2017). Assim, possivelmente as indústrias brasileiras contribuem com cerca de 9% da produção global de embalagens plásticas. No entanto, como discutido anteriormente, a definição da categoria de embalagens plásticas pode variar nos bancos de dados entre países. Como exemplo, neste estudo as sacolas de plástico para lixo foram contabilizadas, enquanto que nos estudos da EPA (2019) não o são.

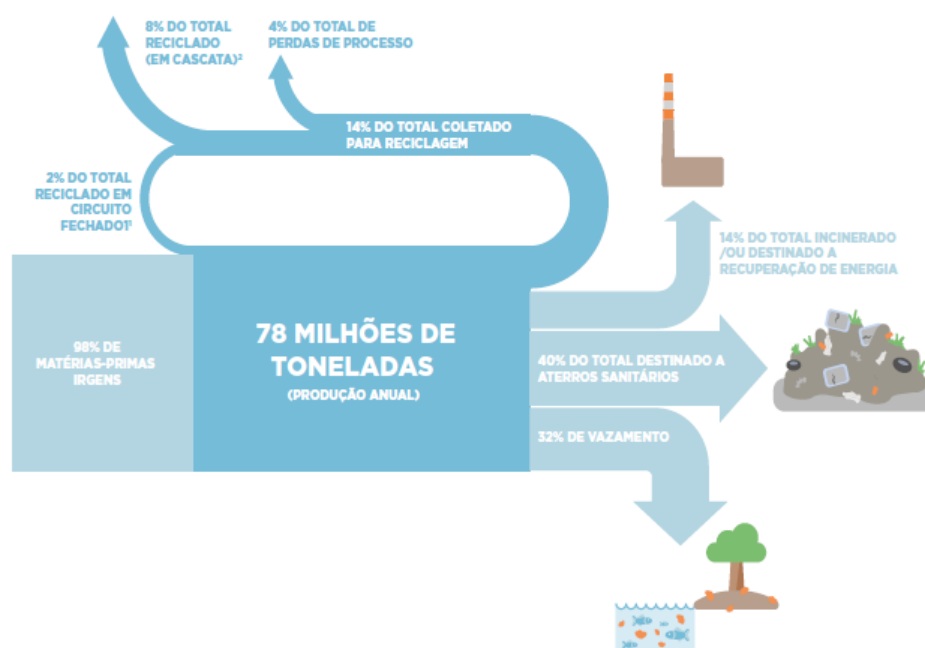
Sobre os resultados do sistema modelado, após a reconciliação dos dados, o fluxo de geração de resíduos de embalagens plásticas foi estimado em 12 milhões de toneladas. Geyer et al. (2017) estimaram que a geração de resíduos de embalagens plásticas no mundo foi de 141 milhões de toneladas em 2015 e, assim sendo, possivelmente o Brasil representa um pouco menos de 8% da geração destes resíduos.

Alguns estudos científicos de AFM, como o de Eygen et al. (2017), desconsideram perdas ao longo do sistema modelado, como as perdas dissipativas e

de descarte inadequado de resíduos, pois elas não representam fluxos de massa significativos no contexto desses estudos. Entretanto, no Brasil a problemática do descarte irregular de resíduos sólidos é relevante. Assim sendo, foi considerado um fluxo de resíduos de embalagens plásticas sem monitoramento do seu gerenciamento, que podem ter sido descartados irregularmente. Verificou-se no sistema modelado que o fluxo de resíduos de embalagens plásticas que não tiveram o seu gerenciamento monitorado ou foram descartados irregularmente foi muito grande, representando o destino de 62% dos resíduos de embalagens plásticas gerados no país em 2017.

Segundo Ellen MacArthur Foundation, McKinsey & Company e World Economic Forum (2016), estima-se que, mundialmente, 32% dos resíduos de embalagens plásticas têm vazamento, ou seja, são descartados incorretamente e não são gerenciados (Figura 19).

Figura 19 – Fluxos mundiais de embalagens plásticas.



Fonte: Ellen Macarthur Foundation (2017).

O descarte irregular dos resíduos de embalagens plásticas é uma fonte de poluição ambiental direta. Além disso, quando degradados e transportados aos corpos

hídricos, os detritos plásticos são acumulados nos oceanos, tornando-se um desafio global, sem fronteiras. O estudo de Jambeck et al. (2015) estima que a contribuição do Brasil nos resíduos de materiais plásticos que chegaram aos oceanos em 2010 foi de até 1 milhão de toneladas. Isto pode ser contrastante com os resultados desta pesquisa que, apesar de não estimar a quantidade de resíduos de embalagens plásticas que chegam aos oceanos, estimou que cerca de 9 milhões de toneladas de resíduos sólidos urbanos no Brasil em 2017 não tiveram seus gerenciamentos monitorados ou foram descartadas irregularmente. Ressalta-se que a pesquisa de Jambeck et al. (2015) é limitada à população brasileira que reside em até 50 km de distância da costa e que para sua estimativa foi considerado inadequado o gerenciamento de RSU com disposição final em aterros controlados ou em lixões, e com acréscimo de 2% de perdas dos RSU gerados por descarte irregular. Segundo Jambeck et al. (2015), essa estimativa de 2% de perda de RSU gerados por descarte irregular era a única estimativa nacional disponível e é referente aos Estados Unidos da América, no ano de 2008. Aponta-se, por fim, que é alarmante a quantidade de resíduos de embalagens plásticas no Brasil sem monitoramento de gerenciamento.

Os resultados desta dissertação apontam que aproximadamente um terço dos resíduos de embalagens plásticas gerados foram coletados. Isto contraria o apontamento do SNIS (2019), segundo o qual, devido à alta cobertura do serviço de coleta convencional no país, possivelmente são coletados 90% dos resíduos sólidos gerados no país. Segundo o relatório do Banco Mundial, a taxa de coleta de resíduos sólidos mundial variou de 96% nos países de alta renda até 39% nos países de baixa renda (KAZA et al., 2019). Os resultados desta dissertação indicam um comportamento mais próximo ao dos países de renda baixa para a coleta dos resíduos de embalagens plásticas no Brasil.

Quanto aos resultados desta dissertação relativos às massas de coletas de resíduos de embalagens plásticas no país, é notório que a coleta convencional é substancialmente maior do que as coletas seletivas formal e informal, o que retrata um país ainda pautado na economia linear. Embora a PNRS tenha regulamentado que os resíduos sólidos recicláveis no país, como os de embalagens plásticas, devam ser reciclados (Brasil, 2010), a maioria dos resíduos de embalagens plásticas

coletadas no Brasil foi destinada para disposição final. Assim sendo, o Brasil ainda tem como desafio o encaminhamento somente de rejeitos para a disposição final ambientalmente adequada, diminuindo assim a disposição final de resíduos recicláveis, como os de embalagens plásticas.

A maioria da disposição final deu-se em aterros sanitários. Entretanto, cerca de 0,8 milhão de tonelada de resíduos de embalagens plásticas ainda tinha disposição final ambientalmente inadequada em lixões ou em aterros controlados. Quando a PNRS foi estabelecida em 2010, ela determinou que até 2014 houvesse o encerramento dos lixões no país (BRASIL, 2010). Entretanto, essa meta ainda não foi cumprida, e o Brasil ainda enfrenta o desafio de encerrar os seus locais de disposições finais inadequadas de resíduos sólidos. O Brasil tem quadro semelhante ao mundial, onde, segundo Geyer et al. (2017), a maioria dos materiais plásticos que já foram produzidos, cerca de 60% deles, estão acumulados em aterros sanitários ou no ambiente natural.

Quanto às coletas seletivas, observa-se que a coleta informal é superior à formal. Isto demonstra a relevância do trabalho dos catadores de materiais recicláveis, que são um contingente populacional marginalizado no país. Os catadores de materiais, que não têm o devido reconhecimento de seu serviço de saneamento e ambiental, exercem seus ofícios em condições precárias e insalubres no país (IPEA, 2012b). O IPEA (2012b) estima que apenas 10% dos catadores de materiais recicláveis no Brasil pertencem a alguma associação ou cooperativa.

Ante a marginalização destas pessoas, há políticas públicas no Brasil que têm como prioridade a inclusão de catadores de materiais recicláveis no que diz respeito ao gerenciamento de resíduos sólidos, tendo em vista a economia solidária e a sustentabilidade. O acordo setorial das embalagens, por exemplo, foi concebido considerando ações para a formalização dos catadores de materiais recicláveis para a implementação da logística reversa no país. E de fato, os resultados apontam que 36% da coleta seletiva foi realizada por organizações de catadores em parceria formal com os municípios, denotando sua inclusão nesse serviço. Entretanto, infere-se que no Brasil a realidade ainda não condiz com os avanços teóricos para combater a marginalização dos catadores de materiais recicláveis, que são agentes de

saneamento e ambientais. Assim sendo, são necessários ainda mais esforços de promoção da inclusão socioprodutiva dessa população.

No Brasil, a reciclagem deve ser promovida através do estabelecimento de acordos setoriais para a promoção de logística reversa (Brasil, 2010). Portanto, a PNRS atende a princípios de economia circular. No entanto, a reciclagem de embalagens plásticas foi bastante baixa no Brasil. Comparando o resultado deste estudo com outras estimativas sobre as taxas brasileiras de reciclagem de plástico, os resultados deste estudo são muito mais baixos. Isso ocorre porque outras estimativas estão relacionadas à reciclagem dos resíduos sólidos coletados e não dos gerados. No mundo, a reciclagem de materiais plásticos também ainda é bastante baixa. Segundo Geyer et al. (2017), apenas 9% de todo o material plástico já produzido mundialmente foi reciclado, e apenas 10% destes foram reciclados mais de uma vez. Trata-se assim de desafio nos âmbitos mundial e brasileiro a promoção da reciclagem de embalagens plásticas. Ressalta-se que no Brasil já existe um acordo setorial para fomentar a logística reversa, mas ele ainda necessita ser aprimorado e ampliado, uma vez que a reciclagem de embalagens plásticas no país ainda está muito aquém do seu potencial.

Levando em consideração que a produção de embalagens plásticas é o setor de transformação de material plástico que tem a maior demanda de polímeros e que cresce ao longo do tempo, que as embalagens plásticas são produtos descartáveis com curtos períodos de uso, tornando-se resíduos rapidamente, que os resíduos plásticos atualmente não são geridos de maneira eficiente, o que vem causando uma série de danos ambientais, como a poluição dos oceanos, e que há marginalização dos catadores de materiais recicláveis no Brasil, sendo seu papel essencial na recuperação de resíduos recicláveis no país, faz-se necessária atenção especial ao gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas para que ele atinja patamares mais sustentáveis.

Considerando os resultados deste estudo de AFM, os principais desafios para promover a economia circular para embalagens plásticas no Brasil são: melhorar o sistema de informações sobre resíduos sólidos, uma vez que a maior parte dos resíduos de embalagens plásticas gerados não foi monitorada, promover a reciclagem

eficaz dos resíduos de embalagens plásticas, pois a maioria deles foi aterrada, e promover a inclusão socioproductiva dos catadores de materiais recicláveis.

Pode-se considerar também que certos usos de embalagens plásticas podem ser desnecessários e que embalagens duráveis podem ser empregadas no lugar de embalagens de uso único. Além disso, a matéria-prima mais utilizada para a manufatura de embalagens plásticas é de fonte não renovável, mesmo já existindo conhecimento para a confecção de embalagens a partir de materiais renováveis.

Ressalta-se que o sistema modelado está limitado às informações sobre o gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas no Brasil. E um dos principais desafios para a consecução desta pesquisa foi a compatibilização das informações disponíveis a partir de bases de dados diversas. Ressalta-se também que especialmente os municípios de pequeno porte carecem de informações sobre seu gerenciamento de RSU. De fato, a qualidade dos dados das informações utilizadas foi avaliada por incertezas, e embora a abordagem utilizada para quantificar as incertezas ser considerada um método consistente, ela também possui um certo viés subjetivo (Laner et al., 2015).

A melhoria dos sistemas de informações sobre o gerenciamento desses resíduos é necessária para a realização de uma análise de fluxo mais robusta, o que pode ocorrer em decorrência da implantação de políticas públicas e instrumentos de controle mais rigorosos. Além disso, o sistema modelado para o ano de 2017 pode ser submetido a uma análise de sensibilidade utilizando dados de medições reais para confirmar os seus valores de fluxos. Por fim, considera-se que o sistema modelado pode ser precursor de estudos sobre a análise de ciclo de vida de embalagens plásticas no Brasil, sobre a emissão de gases de efeito estufa durante o gerenciamento dos resíduos de embalagens plásticas no país, e sobre análise multicritério para a tomada de decisões.

7 CONCLUSÃO

Esta dissertação construiu um modelo de fluxo de resíduos de embalagens plásticas para o Brasil para o ano de 2017. Os resultados do modelo apontaram que quase dois terços dos resíduos de embalagens plásticas gerados não tiveram seu gerenciamento monitorado, o que é bastante alarmante ante as atuais preocupações ambientais relacionadas aos resíduos de materiais plásticos. Ademais, foi tido como resultado que a maioria dos resíduos de embalagens com gerenciamento monitorado foi coletada por meio da coleta convencional e teve como destinação a disposição final. Dessa forma, a maior parte da cadeia de produção de embalagens plásticas foi caracterizada como um sistema linear. A coleta informal foi superior à coleta seletiva, o que demonstra a relevância dos catadores de materiais recicláveis para a promoção da reciclagem no país. Além disso, o índice de reciclagem de embalagens plásticas no país foi muito aquém do seu potencial.

- Esta pesquisa de dissertação revisou os sistemas de informações e as pesquisas de âmbito nacional referentes à cadeia das embalagens plásticas no Brasil, com enfoque no sistema de gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas. Foi identificada uma carência de bases de dados sobre o gerenciamento especificamente de resíduos de embalagens plásticas. No entanto, constatou-se a existência de bases diversificadas sobre o gerenciamento de resíduos sólidos urbanos, que puderam ser utilizadas juntamente com outras informações a respeito da gravimetria de embalagens plásticas nos RSU para a análise do gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas. A base de dados do SNIS foi a escolhida para ser utilizada neste trabalho por trazer dados do ano de estudo, ter representatividade amostral e ser transparente. Conclui-se que no Brasil os sistemas de informações sobre o gerenciamento de resíduos sólidos são deficientes, o que torna os estudos de análise de fluxos

ainda mais pertinentes por poderem contribuir para o conhecimento desse gerenciamento.

- Uma vez definidas as bases de dados, foi verificada a necessidade de se tratar os dados para que representassem seus respectivos fluxos de interesse do sistema de gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas no Brasil a ser modelado. Ressaltam-se os tratamentos realizados para estimar a massa de resíduos de coleta convencional e a de coleta seletiva no Brasil em 2017, nos quais os dados faltantes de municípios não respondentes ao SNIS foram projetados por regressões lineares multivariadas. Assim sendo, foram realizados tratamentos ante as especificidades dos dados disponíveis e, desse modo, determinados os fluxos de entrada de resíduos de embalagens plásticas do sistema a ser modelado.
- Em seguida, os dados que compõem os fluxos de entrada de resíduos de embalagens plásticas do sistema a ser modelado foram caracterizados de acordo com suas qualidades de informações. Através da avaliação da qualidade das informações foram calculadas as incertezas probabilísticas de entrada para cada um dos fluxos. Notou-se que os fluxos referentes ao gerenciamento de resíduos de embalagens plásticas trazem mais incertezas do que aqueles sobre a fabricação e consumo de embalagens plásticas.
- A partir dos resultados antecedentes, foi possível modelar o fluxo de resíduos de embalagens plásticas no Brasil em 2017 utilizando os princípios de balanço de massa, reconciliação de dados e propagação de erros. O modelo permitiu estimar a massa de fluxos de resíduos de embalagens plásticas dos quais não se tinha informações prévias. Foi estimada a geração de 12 milhões de toneladas de resíduos de embalagens plásticas no Brasil, sendo que 62% desses resíduos não

tenham seu gerenciamento monitorado e podem ter sido descartados irregularmente.

Considerando a elevada produção de embalagens plásticas, a consequente elevada geração de resíduos sólidos oriundos desses produtos, considerando ainda que seu mau gerenciamento acarreta uma série de problemas ambientais e de saúde pública, e que no Brasil os catadores de materiais recicláveis são essenciais para a promoção da reciclagem de resíduos de embalagens plásticas apesar de encontrarem-se marginalizados e em condições precárias de trabalho, concluiu-se que o conhecimento em massa dos fluxos de gerenciamento dos resíduos de embalagens plásticas no Brasil pode ser uma oportunidade de auxílio para a tomadas de decisões para sua gestão e gerenciamento, com padrões mais sustentáveis e economicamente inclusivos.

REFERÊNCIAS

- ABIPIET - Associação Brasileira da Indústria do PET, 2016. **Décimo censo da Reciclagem do PET no Brasil**. Disponível em <<http://www.abipet.org.br/index.html?method=mostrarDownloads&categoria.id=3>> Acessado em novembro de 2019.
- ABIPLAST – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DA INDÚSTRIA DO PLÁSTICO, 2018. **Indústria Brasileira de Transformação e Reciclagem de Material Plástico: Perfil 2017**. São Paulo, Brasil, 45p.. Disponível em <<http://file.abiplast.org.br/file/download/2018/Perfil-2017.pdf>>. Acessado em 14 de janeiro de 2019.
- AGAMUTHU, P.; KASAPO, P.; NORDIN, N.A.M., 2015. **E-waste flow among selected institutions of higher learning using material flow analysis model**. Resources, Conservation and Recycling, v.105, p.177–185.
- ALLESCH, A.; e BRUNNER, P.H., 2015. **Material Flow Analysis as a Decision Support Tool for Waste Management: A Literature Review**. Journal of Industrial Ecology, v. 19, p. 753-764.
- ALLESCH, A.; e BRUNNER, P.H., 2017. **Material Flow Analysis as a Tool to improve Waste Management Systems: The Case of Austria**. Environmental Science & Technology, v.51, p.540-551.
- AL-SALEM, S.M.; LETTIERI, P.; BAEYENS, J., 2009. **Recycling and recovery routes of plastic solid waste (PSW): A review**. Waste Management, v.29, p.2625–2643.
- BARROS, M.V.; SALVADOR, R.; PIEKARSKI, C.M.; FRANCISCO, A.C., 2018. **Mapping of main research lines concerning life cycle studies on packaging systems in Brazil and in the world**. The International Journal of Life Cycle Assessment.
- BERTRAM, M.; RAMKUMAR, S.; RECHBERGER, H.; ROMBACH, G.; BAYLISS, C.; MARTCHEK, K.J.; MÜLLER, D.B.; LIU, G., 2017. **A regionally-linked, dynamic material flow modelling tool for rolled, extruded and cast aluminium products**. Resources, Conservation & Recycling, v.125, p.48–69.
- BESEN, G. R.; RIBEIRO, H, 2007. **Panorama da coleta seletiva no Brasil: desafios e perspectivas a partir de três estudos de caso**. InterfacEHS, p. 18.
- BESEN, G.R.; e FRACALANZA, A. P., 2015. **Challenges for the Sustainable Management of Municipal Solid Waste in Brazil**. disP - The Planning Review, v.36, p.555-576.

BOGUCKA, R., KOSINSKA, I., BRUNNER, P.H., 2008. **Setting priorities in plastic waste management**: lessons learned from material flow analysis in Austria and Poland. *Polimery*, v.53, p. 55–59.

BRASIL. Decreto Federal nº 5.940 de 2006. **Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos órgãos e entidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação às associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e dá outras providências**. Brasília, DF, 2006.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 2010a. **Política Nacional de Resíduos Sólidos**. Brasília, DF, 2010.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos - PLNRS**. Brasília, DF, 2012.

BROUWER, M.T.; VAN VELZEN, E.U.T.; AUGUSTINUS, A.; SOETHOUDT, H.; MEESTER, S.; RAGAERT, K., 2018. **Predictive model for the Dutch post-consumer plastic packaging recycling system and implications for the circular economy**. *Waste Management*, v.71, p.62–85.

BRUNNER, P.H. e RECHBERGER, H., 2017. **Handbook of Material Flow Analysis**: For Environmental, Resource, and Waste Engineers. Taylor & Francis, Noya lorque, 2ª edição, p.442.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT, 2018. **Strategy on Zero Plastic Waste**. Novembro de 2018. Disponível em:

<<https://www.ccme.ca/files/Resources/waste/plastics/STRATEGY%20ON%20ZERO%20PLASTIC%20WASTE.pdf>>. Acesso em 29 de janeiro de 2019.

CEMPRE – COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM, 2016.

Ciclosoft 2016. Disponível em: < <http://cempre.org.br/ciclosoft/id/8>>. Acesso em outubro de 2019.

CEMPRE - COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM, 2018.

Ciclosoft 2018. Disponível em: < <http://cempre.org.br/ciclosoft/id/9>>. Acesso em outubro de 2019.

CENCIC, O.; RECHBERGER, H., 2008. **Material Flow Analysis with Software Stan**. *Journal of Environmental Engineering and Management*, v.18, p.3-7.

CENCIC, O., 2017. **Treatment of Data Uncertainties in MFA**. In: BRUNNER, P.H. e RECHBERGER, H., 2017. **Handbook of Material Flow Analysis**: For Environmental, Resource, and Waste Engineers. Taylor & Francis, Noya lorque, 2ª edição, p.442.

CHEN, Q., ZHANG, H., ALLGEIER, A., ZHOU, Q., OUELLET, J.D., CRAWFORD, S.E., LUO, Y., YANG, Y., SHI, H., HOLLERT, H., 2019. **Marine microplastics bound dioxin-like chemicals**: Model explanation and risk assessment. *Journal of Hazardous Materials*, v.364, p.82–90.

CIACCI, L., PASSARINI, F., VASSURA, I. 2017. **The European PVC cycle**: In-use stock and flows. *Resources, Conservation and Recycling* , v.123, p.108–116.

CONKE, L.S.; e NASCIMENTO, E.P., 2018. **A coleta seletiva nas pesquisas brasileiras: uma avaliação metodológica**. *Urbe. Revista Brasileira de Gestão Urbana*, v.10, p.199-212.

CORALINA, C., 2001. **Mascarados**. Folha de São Paulo: Caderno "Folha Ilustrada", São Paulo, ed. 04/07/2001. Disponível em: <<https://www1.folha.uol.com.br/fsp/ilustrad/fq0407200110.htm>>. Acessado em novembro de 2019.

CÓZAR, A.; ECHEVARRÍA, F.; GONZÁLEZ-GORDILLO, J. I.; IRIGOIEN, X.; ÚBEDA, B.; HERNÁNDEZ-LEÓN, S.; PALMA, A. T.; NAVARRO, S.; GARCÍA-DE-LOMAS, J.; RUIZ, A.; FERNÁNDEZ-DE-PUELLESH, M. L.; DUARTEI, C. M., 2014. **Plastic debris in the open ocean**. *PNAS - Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 111, n.28, p. 10239-10244.

CUNHA, V.; AND CAIXETA FILHO, J. V.; 2002. **Gerenciamento da Coleta de Resíduos Sólidos Urbanos: Estruturação e Aplicação de Modelo Não-Linear de Programação por Metas**. *Gestão & Produção*, v.9, p.143-161.

CURRAN, T. e WILLIAMS, I. D, 2012. **A zero waste vision for industrial networks in Europe**. *Journal of Hazardous Materials*, v. 207–208, n. 2012, p. 3–7.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION; MCKINSEY & COMPANY; AND WORLD ECONOMIC FORUM, 2016. **The New Plastics Economy: Rethinking the Future of Plastics**. Disponível em < <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>>. Acessado em outubro de 2019.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2017. **Uma Economia Circular no Brasil: Uma Abordagem Exploratória Inicial**. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/languages/Uma-Economia-Circular-no-Brasil_Uma-Exploracao-Inicial.pdf >. Acesso em: outubro de 2019.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2016. **A Nova Economia do Plástico: Repensando o Futuro do Plástico**. Disponível em: <https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/NPEC-portuguese_1.pdf >. Acesso em: outubro de 2019.

EUROPEAN COMMISSION, 2017. **Guidance on municipal waste data collection.** Eurostat – Unit E2 – Environmental statistics and accounts; sustainable development, 18p. Disponível em <<https://ec.europa.eu/eurostat/documents/342366/351811/Municipal+Waste+guidance/bd38a449-7d30-44b6-a39f-8a20a9e67af2>>. Acesso em: 03 de outubro de 2019.

EUROPEAN COMMISSION, 2018. **A European Strategy for Plastics in a Circular Economy.** Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. 31p, Bruxelas. Disponível em <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1516265440535&uri=COM:2018:28:FIN&print=true>>. Acesso em: 10 de janeiro de 2019.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016. **State of the Science White Paper: A Summary of Literature on the Chemical Toxicity of Plastics Pollution to Aquatic Life and Aquatic-Dependent Wildlife.** Estados Unidos da América, 50p., dezembro de 2016.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2016. **Report on the Environment: Municipal Solid Waste.** Estados Unidos da América, 4p., 2015. Disponível em <<https://www.epa.gov/report-environment>>. Acesso em outubro de 2019.

EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 2018. **Containers and Packaging: Product-Specific Data.** Disponível em <<https://www.epa.gov/facts-and-figures-about-materials-waste-and-recycling/containers-and-packaging-product-specific-data#PlasticC&P>>. Acessado em novembro de 2019.

EYGEN, E.V.; FEKETITSCH, J.; LANER, D.; RECHBERGER, D.; FELLNER, J.; 2017. **Comprehensive analysis and quantification of national plastic flows: The case of Austria.** Resources, Conservation and Recycling, v.117, p.183–194.

FERRI, G.V.; CHAVES, G. L. D.; RIBEIRO, G. M., 2015. **Reverse logistics network for municipal solid waste management: The inclusion of waste pickers as a Brazilian legal requirement.** Waste Management, v.40, p.173-191.

FISCHER-KOWALSKI, M.; KRAUSMANN, F.; GILJUM, S.; LUTTER, S.; MAYER, A.; BRINGEZU, S.; MORIGUCHI, Y.; SCHÜTZ, H.; SCHANDL, H.; WEISZ, H.; 2011. **Methodology and Indicators of Economy-wide Material Flow Accounting: State of the Art and Reliability Across Sources.** Journal of Industrial Ecology, v.15, p.855-876.

GEUEKE, B., GROH, K., MUNCKE, J., 2018. **Food packaging in the circular economy: Overview of chemical safety aspects for commonly used materials.** Journal of Cleaner Production, v.193, p.491-505.

GEYER, R.; JAMBECK, J.R.; LAW, K.L., 2017. **Production, use, and fate of all plastics ever made**. *Science Advances*, v. 3, n.7, e.1700782.

GONÇALVES, M. A.; TANAKA, A. K.; AMEDOMAR, A. D. A, 2013. **A destinação de resíduos sólidos urbanos: alternativas para a cidade de São Paulo através de casos de sucesso**. *Future Studies Research Journal*, São Paulo, v. 5, p. 98-129.

GRAY, D.E., 2012. **Pesquisa no Mundo Real**. Tradução de Roberto Cataldo Costa. Editora Penso, 2ª edição, 778p, Porto Alegre.

GREYSON, J, 2007. **An economic instrument for zero waste, economic growth and sustainability**. *Journal of Cleaner Production*, v. 15, n. 13–14, p. 1382–1390.

GROH, K.J., BACKHAUS, T., CARNEY-ALMROTH, B.; GEUEKE, B.; INOSTROZA, P.A.; LENNQUIST, A.; LESLIE, H.A.; MAFFINI, M.; SLUNGEF, D. TRASANDE, L.; WARHUST, A.M.; MUNCKEA, J. 2019. **Overview of known plastic packaging-associated chemicals and their hazards**. *Science of the Total Environment*, v. 651, p. 3253–3268.

GUO, H.; ZHAO, Y.; DAMGAARD, A.; WANG, Q.; LU, W.; WANG, H.; CHRISTENSEN, T. H., 2019. **Material flow analysis of alternative biorefinery systems for managing Chinese food waste**. *Resources, Conservation and Recycling* v.149, p.197-209.

HALDEN, R.U., 2010. **Plastics and Health Risks**. *Annual Review of Public Health*, v.31, p.179–94.

HERSEM, E.; MINTENIG, S.M.; BESSELING, E.; KOELMANS, A.A., 2018. **Quality Criteria for the Analysis of Microplastic in Biota Samples: A Critical Review**. *Environmental Science and Technology*, v.52, p.10230–10240.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**: 2008. Rio de Janeiro. 2010.

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília. 2012a.

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. **Diagnóstico sobre catadores de resíduos recicláveis**. Brasília. 2012b.

JAMBECK, J.R.; GEYER, R.; WILCOX, C.; SIEGLER, T.R.; PERRYMAN, M.; ANDRADY, A.; NARAYAN, R.; LAW, K.L., 2015. **Plastic waste inputs from land into the ocean**. *Science*, v.347, issue 6223.

KABERA, T.; WILSON, D. C.; NISHIMWE, H., 2019. **Benchmarking performance of solid waste management and recycling systems in East Africa**: Comparing Kigali Rwanda with other major cities. *Waste Management and Research* v.37, p.58-72.

KAWECKI, D., SCHEEDER, P.R.W., NOWACK, B., 2018. **Probabilistic Material Flow Analysis of Seven Commodity Plastics in Europe**. *Environmental Science and Technology*, v.52, p. 9874–9888.

KAZA, S.; YAO, L. C.; BHADA-TATA, P.; VAN WOERDEN, F., 2018. **What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Urban Development; Washington, DC: World Bank. Disponível em: <<https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317>>. Acessado em novembro de 2019.

KLINGLMAIR, M.; ZOBOLI, O.; LANER, D.; RECHBERGER, H.; ASTRUP, T.F.; SCHEUTZ, C., 2016. **The effect of data structure and model choices on MFA results: A comparison of phosphorus balances for Denmark and Austria**. *Resources, Conservation and Recycling*, v.109, p.166–175.

KOELMANS, A.A.; BESSELING, E.; FOEKEMA, E.; KOOI, M.; MINTENIG, S.; OSSENDORP, B.C.; REDONDO-HASSELERHARM, P.E.; VERSCHOOR, A.; VAN WEZEL, A.P.; SCHEFFER, M., 2017. **Risks of Plastic Debris**: Unravelling Fact, Opinion, Perception, and Belief. *Environmental Science and Technology*, v.51, p.11513-11519.

KUCZENSKI, B.; e GEYER, R., 2010. **Material flow analysis of polyethylene terephthalate in the US, 1996–2007**. *Resources, Conservation and Recycling*, v.54, p.1161–1169.

LANER, D.; FEKETITSCH, J.; RECHBERGER, H.; FELLNER, J.; 2015. **A Novel Approach to Characterize Data Uncertainty in Material Flow Analysis and its Application to Plastics Flows in Austria**. *Journal of Industrial Ecology*, v.20, p.1055-1069.

LEE, J.; PEDERSEN, A. B.; THOMSEN, M., 2014a. **Are the resource strategies for sustainable development sustainable?** Downside of a zero waste society with circular resource flows. *Environmental Technology and Innovation*, v. 1–2, n. C, p. 46–54.

LEE, J.; PEDERSEN, A. B.; THOMSEN, M., 2014b. **The influence of resource strategies on childhood phthalate exposure**—The role of REACH in a zero waste society. *Environment International*, v.73, p. 312-322.

LEITE, Paulo R. **Logística reversa**: meio ambiente e competitividade. São Paulo: Prentice Hall, 2003.

LINO, F.A.M.; e ISMAIL, K.A.R., 2011. **Energy and environmental potential of solid waste in Brazil**. Energy Policy, v.39, p.3496-3502.

LINO, F.A.M.; e ISMAIL, K.A.R., 2012. **Analysis of the potential of municipal solid waste in Brazil**. Environmental Development, v.4, p.105–113.

LUZ, F. C.; ROCHA, M. H.; LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J.; ANDRADE, R. V.; LEME, M. M. V.; OLMO, O. A., 2015. **Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil**. Energy Conversion and Management, v.103, p.321-337.

MAKARICHI, L.; TECHATO, K.; JUTIDAMRONGPHAN, W., 2018. **Material flow analysis as a support tool for multi-criteria analysis in solid waste management decision-making**. Resources, Conservation & Recycling, v.139, p.351–365.

MEDEIROS, D. L.; BRAGHIROLI, F. L.; RAMLOW, H.; FERRI, G. N.; KIPERSTOK, A., 2019. **Environmental improvement in the printing industry: The case study of self-adhesive labels**. Environmental Science and Pollution Research v.26, p.13195-13209.

MILLETTE, S.; WILLIAMS, E.; HULL, C. E., 2019. **Materials flow analysis in support of circular economy development: Plastics in Trinidad and Tobago**. Resources, Conservation & Recycling, v.150, p.104436.

MORIN, E. **A via para o futuro da humanidade**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2013.

MUCHANGOS, L.; XUE, M.; ZHOU, L.; KOJIMA, N.; MACHIMURA, T.; TOKAI, A., 2019. **Flows, stocks, and emissions of DEHP products in Japan**. Science of the Total Environment, v.650, p.1007–1018.

NAKAMURA, S., NAKAJIMA, K., YOSHIZAWA, Y., MATSUBAE-YOKOYAMA, K., NAGASAKA, T., 2009. **Analyzing polyvinyl chloride in Japan with The waste input-output material flow analysis model**. Journal of Industrial Ecology. v. 13, p. 706–717.

NØRUP, N.; PIHL, K.; DAMGAARD, A.; SCHEUTZ, C., 2019. **Evaluation of a European textile sorting centre: Material flow analysis and life cycle inventory**. Resources, Conservation and Recycling v.143, p.310-319

OTT, C.; e RECHBERGER, H., 2012. **The European phosphorus balance**. Resources, Conservation and Recycling, v.60, p.159– 172.

PARCHOMENKO, A.; NELEN, D.; GILLABEL, J.; RECHBERGER, H., 2019. **Measuring the circular economy - A Multiple Correspondence Analysis of 63 metrics**. Journal of Cleaner Production v.210, p.200-216.

PATEL, M.K., JOCHEM, E., RADGEN, P., WORRELL, E., 1998. **Plastics streams in Germany**: an analysis of production, consumption and waste generation. *Resources Conservation and Recycling*, v.24, p. 191–215.

PHAM PHU, S. T.; FUJIWARA, T.; HOANG MINH, G.; PHAM VAN, D., 2019. **Solid waste management practice in a tourism destination – The status and challenges**: A case study in Hoi An City, Vietnam. *Waste Management and Research*, v.37, p.1077-1088.

PIRINGER, O.G., BANER, A.L., 2008. **Plastic Packaging**: Interactions with Food and Pharmaceuticals. WILEY-VCH, 2ª edição, 631p., Alemanha.

PLASTICS EUROPE – ASSOCIATION OF PLASTICS MANUFACTURES, 2018. **Plastics – the facts 2018**: An analysis of European plastics production, demand and waste data. Disponível em <https://www.plasticseurope.org/application/files/6315/4510/9658/Plastics_the_facts_2018_AF_web.pdf>. Acessado em: 14 de janeiro de 2019.

RAGAERT, K.; DELVA, L.; GEEM, K.B., 2017. **Mechanical and chemical recycling of solid plastic waste**. *Waste Management*, v.69, p. 24–58.

REIS, D.; MACK-VERGARA, Y.; JOHN, V. M., 2019. **Material flow analysis and material use efficiency of Brazil's mortar and concrete supply chain**. *Journal of Industrial Ecology*.

SAIDANI, M.; KENDALL, A.; YANNOU, B.; LEROY, Y.; CLUZEL, F., 2019. **Closing the loop on platinum from catalytic converters**: Contributions from material flow analysis and circularity indicators. *Journal of Industrial Ecology*.

SINIR - Sistema Nacional de Informações Sobre a Gestão dos Resíduos Sólidos, 2017. **Relatório Técnico Setorial de Embalagens em Geral**. Disponível em <<http://www.sinir.gov.br/index.php/component/content/article/2-uncategorised/122-acordo-setorial-de-embalagens-em-geral>>. Acessado em 12 de janeiro de 2019.

SNIS - Sistema Nacional de Informações de Saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017**. Ministério das Cidades. Brasília, p. 173. 2019.

SCHWAB, O.; ZOBOLI, O.; RECHBERGER, H., 2016. **A Data Characterization Framework for Material Flow Analysis**. *Journal of Industrial Ecology*, v.21, n.1.

TANZER, J.; ZOBOLI, O.; ZESSNER, M.; RECHBERGER, H., 2018. **Filling two needs with one deed**: Potentials to simultaneously improve phosphorus and nitrogen management in Austria as an example for coupled resource management systems. *Science of the Total Environment*, p.894–907.

TAZI, N.; KIM, J.; BOUZIDI, Y.; CHATELET, E.; LIU, G., 2019. **Waste and material flow analysis in the end-of-life wind energy system**. Resources, Conservation and Recycling v. 145, p.199-207.

THOMPSON, R.C., MOORE, C.J., VOM SAAL, F. S., SWAN, S. H., 2009. **Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends**. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, v.364, p.2153–2166.

TRAN, H.P.; SCHAUBROECK, T.; NGUYEN, D.Q.; HA, V.H.; HUYNH, T.H.; DEWULF, J., 2018. **Material flow analysis for management of waste TVs from households in urban areas of Vietnam**. Resources, Conservation & Recycling, v.139, p.78–89.

TUKKER, A.; KLEIJN, R.; VAN OERS, L.; SMEETS, E. R. W., 1997. **Combining SFA and LCA: The Swedish PVC Analysis**. Journal of Industrial Ecology, v.1, p. 93–116.

UNEP e NOAA, 2011. **The Honolulu Strategy**: A global framework for prevention and management of marine debris. Disponível em <https://marinedebris.noaa.gov/sites/default/files/publications-files/Honolulu_Strategy.pdf>. Acessado em 14 de janeiro de 2019.

UNITED NATIONS, 2015. **Transforming our world: the 2030 Agenda for Sustainable Development**. Resolution adopted by the General Assembly on 25 September 2015. 35p. Disponível em <http://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E>. Acesso em: 10 de janeiro de 2019.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. **Global waste management outlook**. International Solid Waste Association General Secretariat. Nações Unidas: Tara Cannon, 2015.

VERMA, R.; VINODA, K. S.; PAPIREDDY, M.; GOWDA, A.N.S, 2016. **Toxic Pollutants from Plastic Waste- A Review**. Procedia Environmental Sciences, v.35, p.701 – 708.

VILAYSOUK, X.; SCHANDL, H.; MURAKAMI, S., 2018. **A Comprehensive Material Flow Account for Lao PDR to Inform Environmental and Sustainability Policy**. Journal of Industrial Ecology, v.23, n.3.

WALKER, T.R.; e XANTHOS, D., 2018. **A call for Canada to move toward zero plastic waste by reducing and recycling single-use plastics**. Resources, Conservation & Recycling, v.133, p.99–100.

WARRINGS, R.; e FELLNER, J., 2018. **Current status of circularity for aluminum from household waste in Austria**. Waste Management, v.76, p.217–224.

XANTHOS, D; e WALKER, T.R., 2017. **International policies to reduce plastic marine pollution from single-use plastics (plastic bags and microbeads): A review**. Marine Pollution Bulletin, v.118, p.17–26.

ZAMAN, A.U., 2016. **A comprehensive study of the environmental and economic benefits of resource recovery from global waste management systems**. Journal of Cleaner Production, v.124, p.41-50.

ZHOU, Y.; YANG, N.; HU, S., 2013. **Industrial metabolism of PVC in China: A dynamic material flow analysis**. Resources Conservation and Recycling, v.73, p.33-40.

ZOBOLI, O.; LANER, D.; ZESSNER, M.; RECHBERGER, H., 2015. **Added Values of Time Series in Material Flow Analysis**. Journal of Industrial Ecology, v.20, n.6.

[base de dados] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017). Estimativas de população publicadas no DOU. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=16985&t=resultados>>. Acessado em novembro de 2018.

[base de dados] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2016). Produto Interno dos Municípios. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/contas-nacionais/9088-produto-interno-bruto-dos-municipios.html?=&t=downloads&utm_source=landing&utm_medium=explica&utm_campaign=pib>. Acessado em novembro de 2018.

[base de dados] IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2017). Pesquisa Industrial Anual - Produto - PIA-Produto. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/industria/9044-pesquisa-industrial-anual-produto.html?=&t=downloads>>. Acessado em novembro de 2018.

[base de dados] MDIC - Ministério da Indústria, Comércio Exterior e Serviços (2017). Disponível em: <<http://www.mdic.gov.br/comercio-exterior/estatisticas-de-comercio-exterior/comex-vis/frame-ppi?ppi=3167>> Acessado em novembro de 2018.

[base de dados] PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (2010). Atlas do Desenvolvimento Humano no Brasil. Disponível em: <<http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/download/>> Acessado em novembro de 2018.

[base de dados] SNIS - Sistema Nacional de Informações de Saneamento (2019). Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2017>> Acessado em novembro de 2018.

APÊNDICE A – Procedimento Detalhado para a Estimativa da Massa de RSU de Coleta Seletiva

O APÊNDICE A apresenta as duas etapas de cálculo do fluxo de resíduos de coleta seletiva de embalagens plásticas: identificação dos municípios que têm algum tipo de coleta seletiva, e a projeção da massa de resíduos sólidos coletados por coleta seletiva para municípios que têm coleta seletiva mas não a informação relativa às suas massas coletadas.

- **Identificação da Existência de Coleta Seletiva**

Quanto à identificação de existência de coleta seletiva nos municípios brasileiros em 2017, utilizaram-se os dados do SNIS sobre o ano de 2017, uma vez que são referentes ao ano de estudo. A existência de algum tipo de coleta seletiva é apresentada pela informação Cs001 dos microdados do SNIS. Na pesquisa do SNIS, os dados sobre a existência de coleta seletiva não estão apresentados para todos os municípios, fazendo-se necessário o cruzamento de informações com outra base de dados. Dessa forma, para os municípios que não responderam ao SNIS utilizaram-se as informações da pesquisa de informações básicas municipais (MUNIC) do IBGE de 2011, ano em que foram coletadas informações a respeito de coleta seletiva no país por esta pesquisa. Foram analisados também os municípios que responderam diferentemente aos SNIS em 2017 e ao IBGE em 2011, e foram consideradas como verdadeiras as informações do SNIS, uma vez que são referentes ao ano de estudo. São apresentados na Tabela 23 os números de informações municipais a respeito da existência ou não de coleta seletiva das pesquisas do SNIS e do IBGE.

Tabela 23 – Informações sobre existência de coleta seletiva em 2017 nas pesquisas brasileiras do IBGE e SNIS.

Existência de Informação	N municípios	%
Informações do SNIS 2017	3556	63,8%
Informações do IBGE 2011	5565	99,9%
SNIS e IBGE com mesma informação	2566	46,1%
SNIS e IBGE com informações diferentes	987	17,7%
Sem Informação do SNIS, somente a do IBGE	2014	36,2%
Sem Informação do IBGE, somente a do SNIS	3	0,1%
Total de municípios com informação	5570	100,0%

N: número

Fonte: Elaboração própria.

Houve três municípios que não tinham informação do SNIS 2017 nem do IBGE 2011 sobre a existência de coleta seletiva: Abaré (BA), Pescaria Brava (SC), e Balneário Rincão (SC). Foi suposto que estes municípios não tinham coleta seletiva.

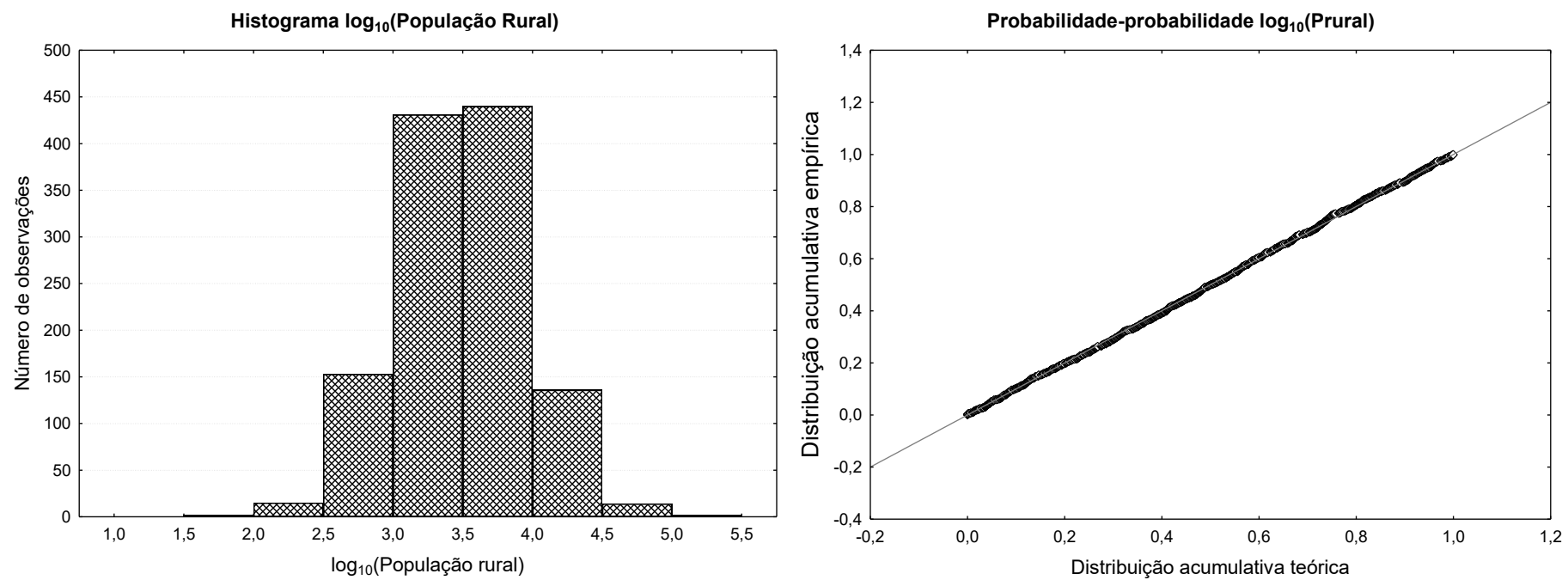
Identificados os municípios que possuíam algum tipo de coleta seletiva em 2017, verificou-se quais deles forneciam dados de massa coletada por coleta seletiva, sendo que a única pesquisa nacional brasileira que traz esse tipo de dado é a do SNIS. Para os municípios que tinham coleta seletiva, mas não informaram a sua massa coletada, foi então realizada uma projeção para estas massas utilizando-se uma regressão multivariada.

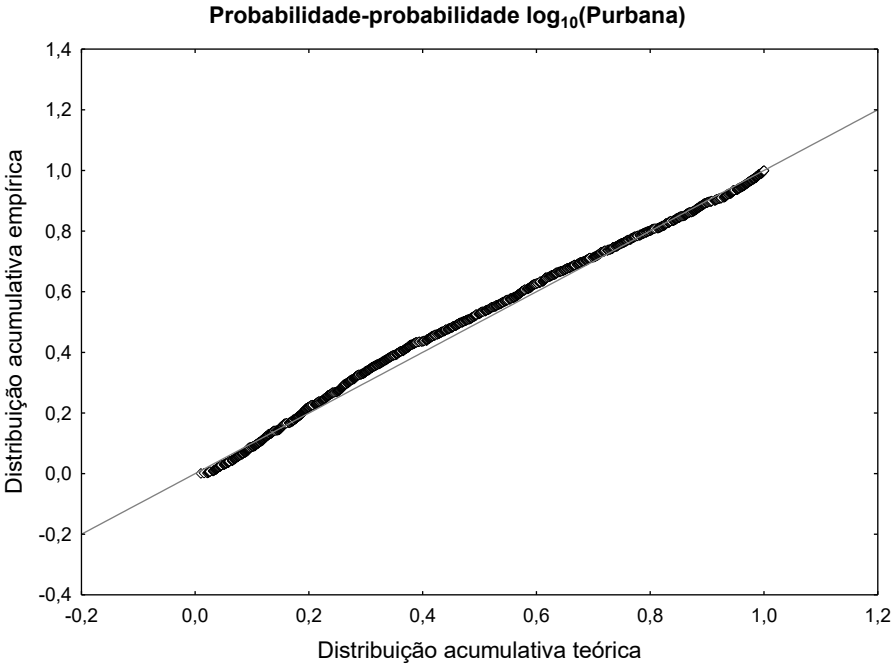
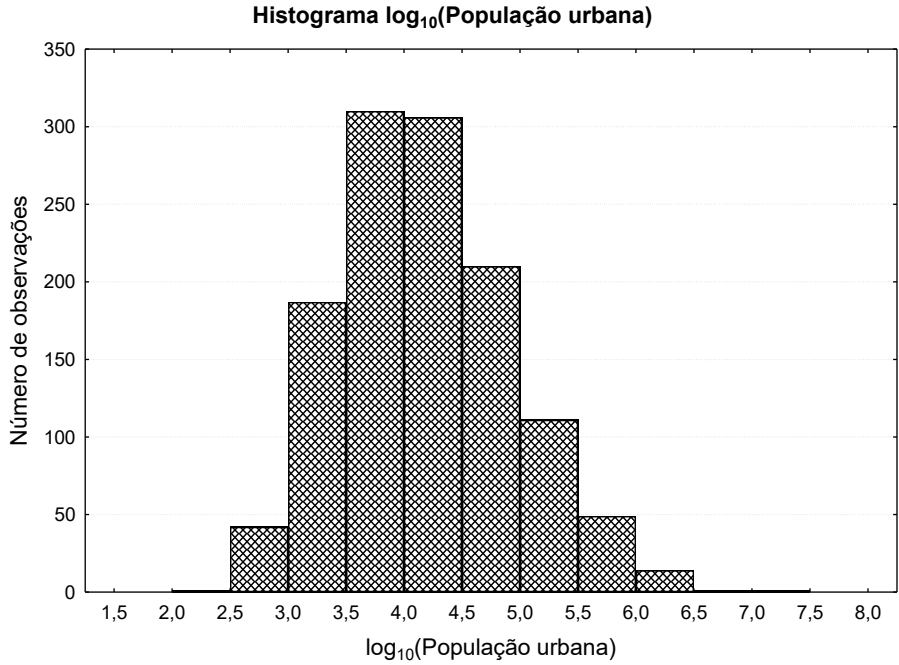
- **Projeção da Massa de Coleta Seletiva**

A projeção é realizada através da construção de um modelo de regressão linear. Nesta regressão, a variável dependente é a massa de coleta seletiva do município informada ao SNIS, codificada pela informação Cs026. Foi realizado o expurgo de valores impossíveis, como constatados no relatório do SNIS (2019), para valores do indicador IN054 maiores que 1.000 kg/hab.ano de resíduos coletados por coleta seletiva. Ademais, também foram expurgados os valores nulos de massa de coleta seletiva dos municípios que foram identificados como possuidores de coleta seletiva.

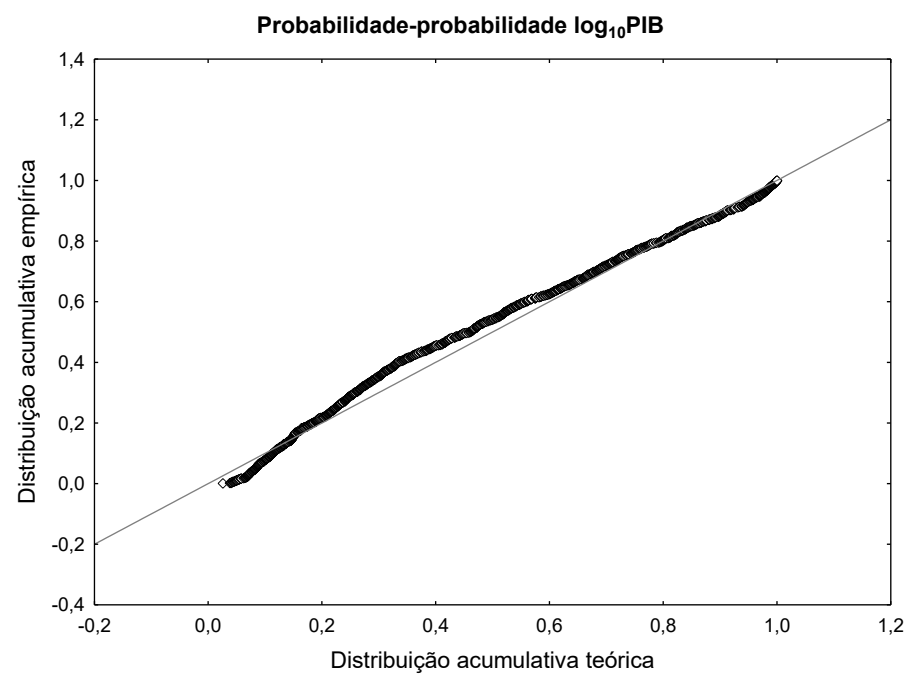
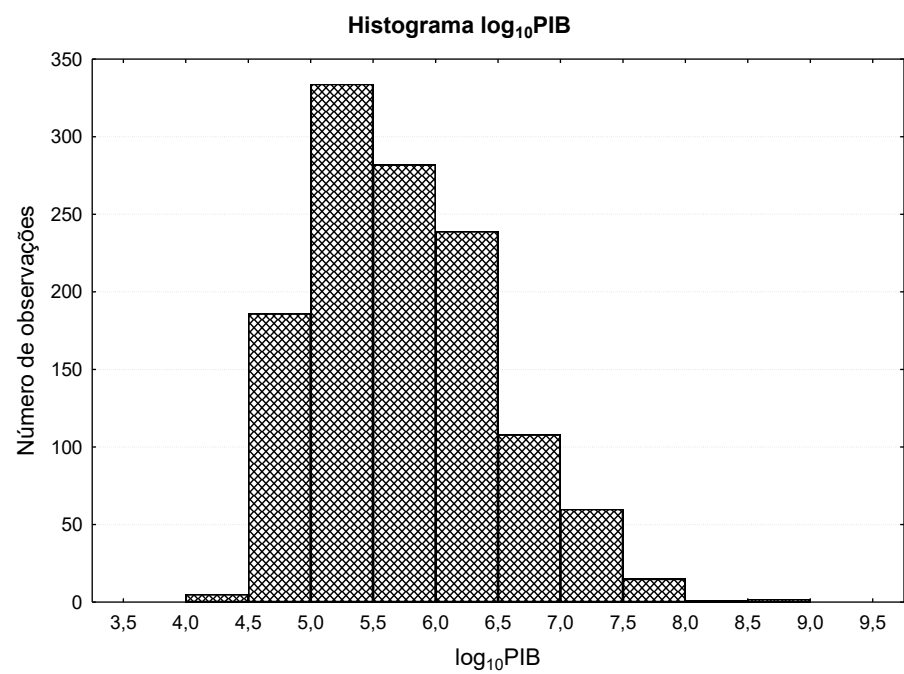
As possíveis variáveis independentes para as projeções de massa de resíduos coletada seletivamente em cada município foram: sua população urbana, sua população rural, seu PIB, e seu IDHM. Inicialmente, foi verificado se a distribuição de probabilidade das variáveis era do tipo normal. Os valores de massa coletada, população urbana, população rural e do PIB foram normalizados através da transformação dos seus dados em logaritmo na base 10. A normalização das séries de dados é apresentada na Figura 20.

Figura 20 – Normalização das séries de dados para o modelo de regressão de massa de coleta seletiva.

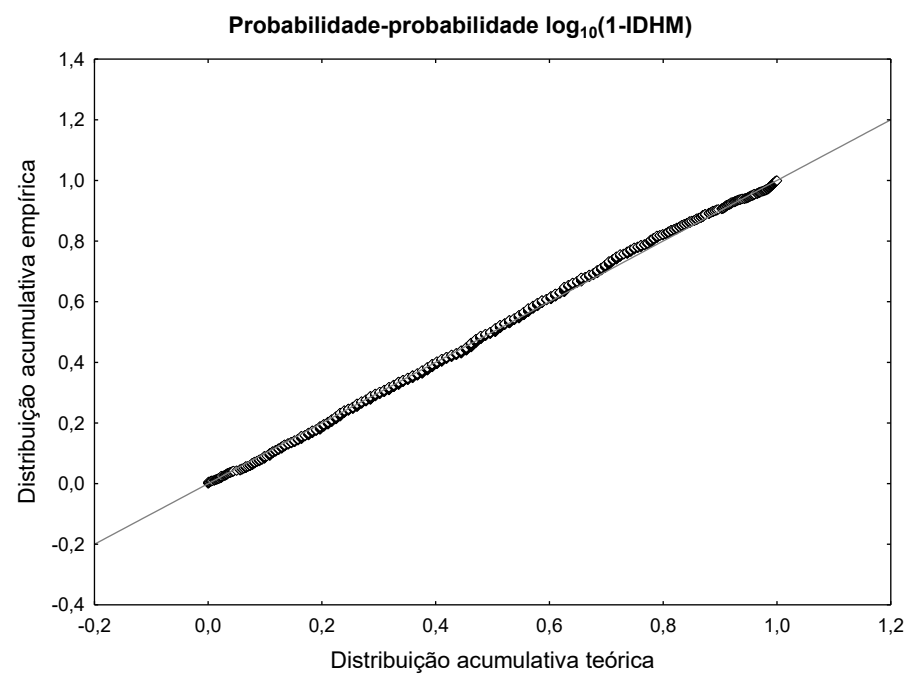
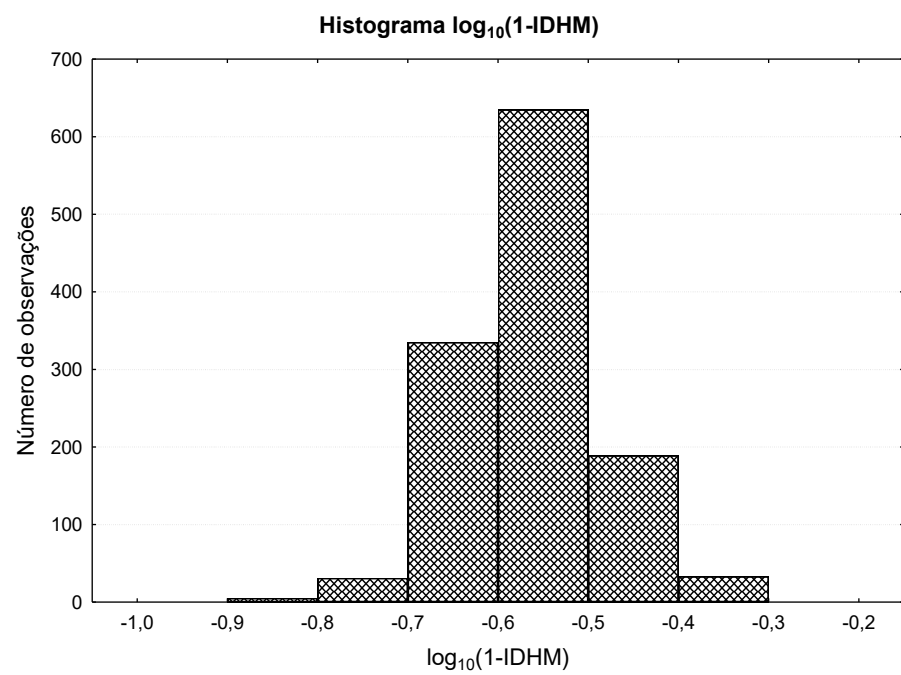




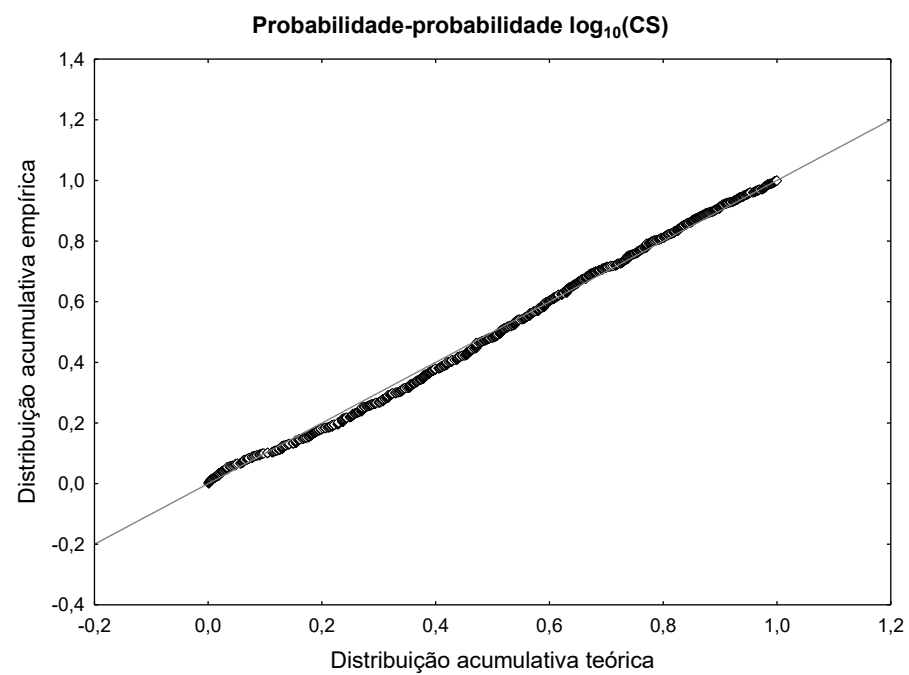
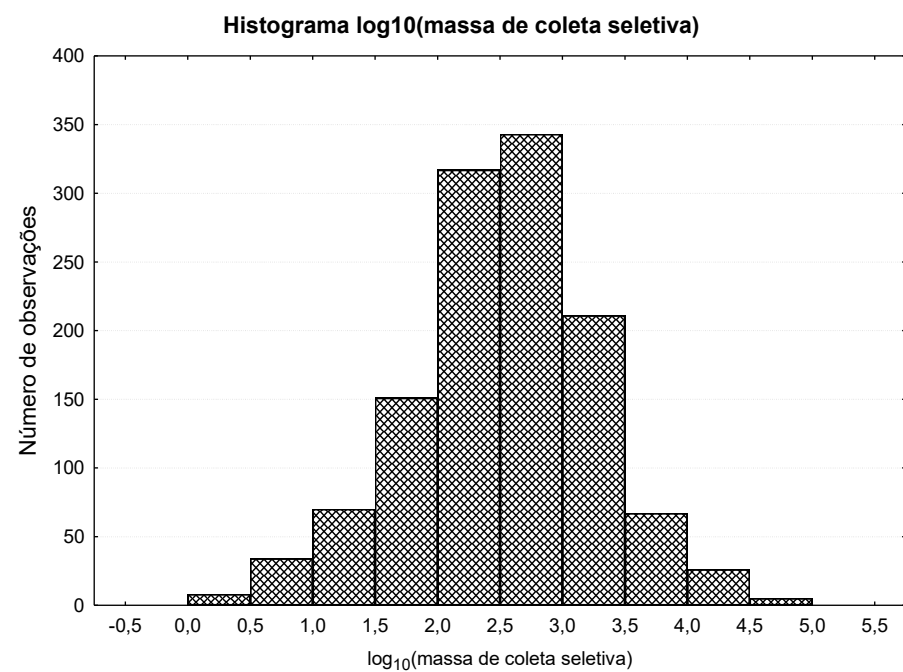
Purbana: população urbana



PIB: produto interno bruto



IDHM: índice de desenvolvimento humano municipal



CS: massa de coleta seletiva

Fonte: Elaboração própria

Posteriormente, foram construídos modelos de regressão multivariada utilizando diferentes composições das possíveis variáveis independentes para projetar a massa de resíduos sólidos coletados seletivamente aos municípios estimados com coleta seletiva, mas não informantes da sua massa. Foi, então, escolhido o modelo com a composição de variáveis independentes que melhor se ajustou à reta.

APÊNDICE B – Procedimento Detalhado para a Estimativa da Massa de RSU Coletada Convencionalmente

No APÊNDICE B é apresentado o procedimento detalhado para a estimativa da massa de resíduos de embalagens plásticas coletada convencionalmente. No Brasil não existem pesquisas nacionais relativas somente à coleta convencional, entretanto, existem pesquisas sobre a coleta total de resíduos sólidos urbanos. Como base de dados foram utilizados os microdados da pesquisa do SNIS para o ano de 2017, uma vez que esta é a base mais próxima ao ano de estudo que disponibiliza seus microdados. Primeiramente, são apresentados os procedimentos para a identificação das massas referentes apenas à coleta convencional de cada município brasileiro e, posteriormente, os procedimentos para a projeção da massa de resíduos coletados por coleta convencional para municípios de que não se tem informações a respeito de suas massas coletadas.

- **Identificação da Massa de Coleta Convencional**

Primeiramente, realizou-se a identificação da massa referente apenas à coleta convencional analisando-se os microdados da pesquisa do SNIS. Foram utilizados os dados de resíduos coletados totais, que englobam os RDO e RPU, e os de coleta seletiva referentes a cada agente executor dos serviços. Foram utilizados os seguintes dados de coleta total: sua massa coletada por prefeituras, codificada como Co116; sua massa coletada por empresas, codificada por Co117; e sua massa coletada por outros agentes executores, codificada como Co142. Já para a informação da massa de coleta seletiva, foram utilizados os seguintes dados referentes a cada agente executor: Cs023, quando a coleta é realizada pela prefeitura; Cs024, por empresas; e Cs025, por outros agentes executores.

O tratamento dos dados deu-se por meio da retirada do valor de massa de coleta seletiva do valor da massa total coletada para cada agente executor. Realiza-se essa subtração utilizando-se as seguintes suposições para cada agente executor de serviço: se a massa de coleta total for igual à massa coletada por coleta seletiva,

a massa coletada por coleta convencional é nula; se o valor da massa coletada por coleta convencional for menor que o da massa coletada por coleta seletiva, então o valor de massa de coleta total é referente apenas à massa de coleta convencional; e se a massa coletada total for maior que a massa coletada por coleta seletiva, então a massa convencional é igual à massa coletada total menos a massa coletada por coleta seletiva.

Ademais, realizou-se o mesmo expurgo de dados do relatório Dianóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2017 do SNIS, no qual são expurgados os valores de indicadores de coleta total menores que 0,10 kg/hab.dia e maiores que a média mais o produto de 2,58 com o desvio padrão. Assim sendo, o SNIS expurgou 124 municípios respondentes para a amostragem, e esses mesmos municípios foram buscados e expurgados para a amostragem desta dissertação.

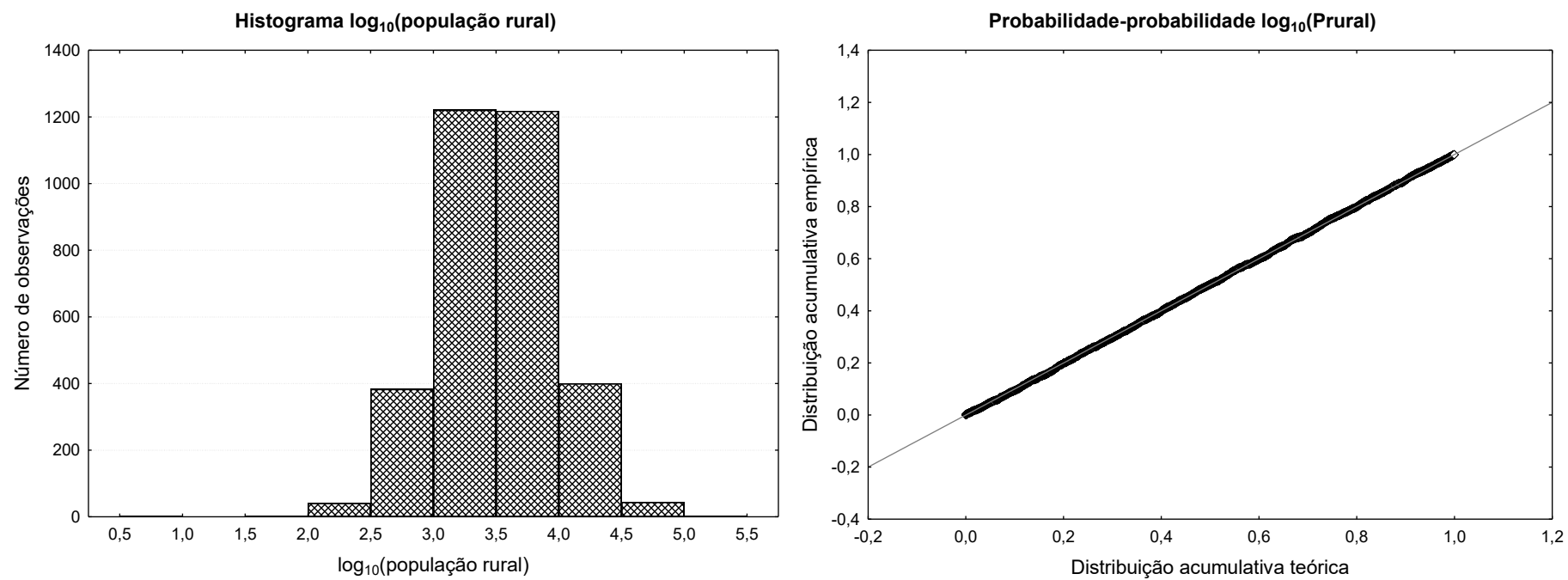
- **Projeção da Massa de Coleta Convencional**

Posteriormente, realizou-se uma projeção da massa de resíduos sólidos coletada por coleta convencional para municípios de que não se tem estas informações através de uma regressão multivariada, de maneira semelhante à regressão realizada para a coleta seletiva, só que neste caso a variável dependente é a massa de coleta convencional.

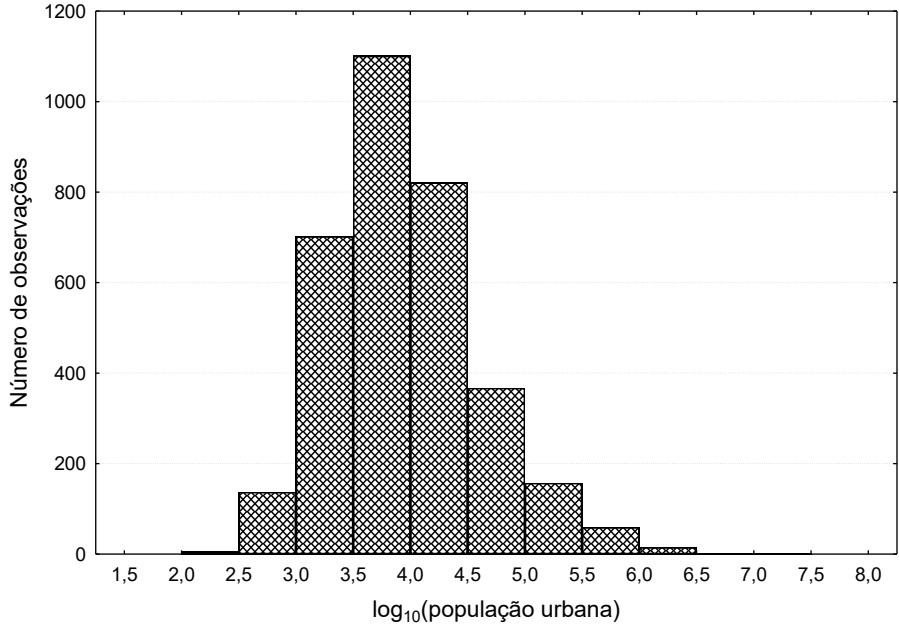
As possíveis variáveis independentes são: a população urbana, a população rural, o PIB e o IDHM. Novamente, as variáveis foram normalizadas por sua transformação para logarítmo na base 10. A normalização das variáveis é apresentada na Figura 21.

Por fim, foram realizados modelos de regressão linear considerando diferentes composições de possíveis variáveis independentes para estimar o valor esperado de massa de coleta convencional para os municípios sem estas informações. O modelo de regressão linear com resultado de melhor ajuste à reta foi o escolhido.

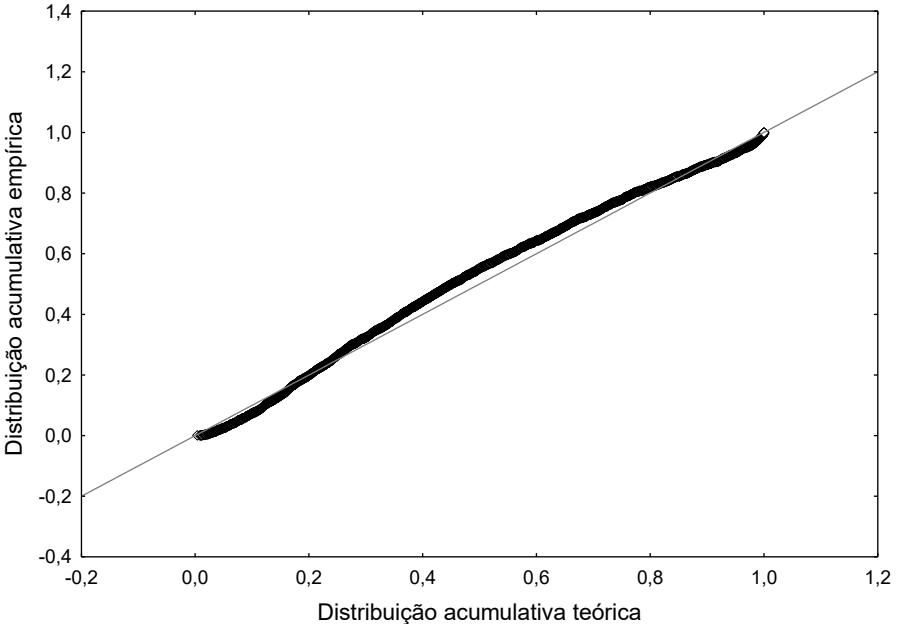
Figura 21 - Normalização das séries de dados para o modelo de regressão de massa de coleta convencional.

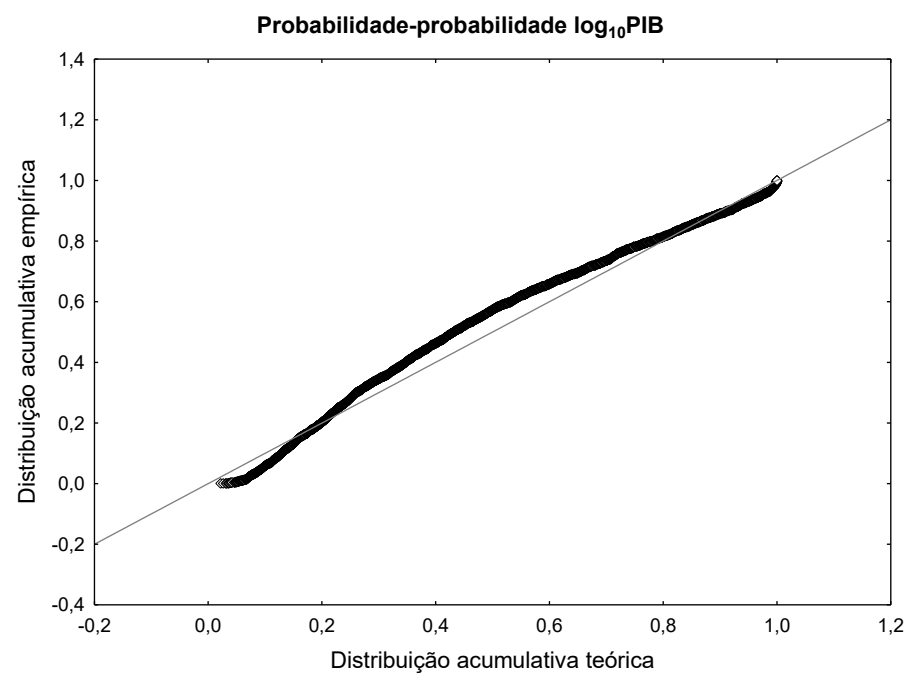
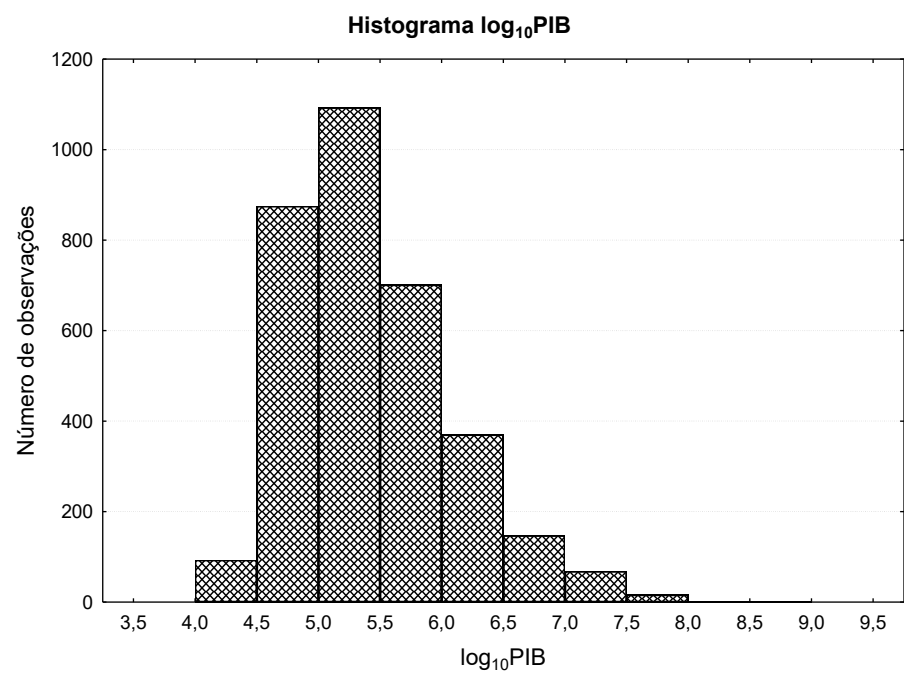


Histograma $\log_{10}(\text{população urbana})$

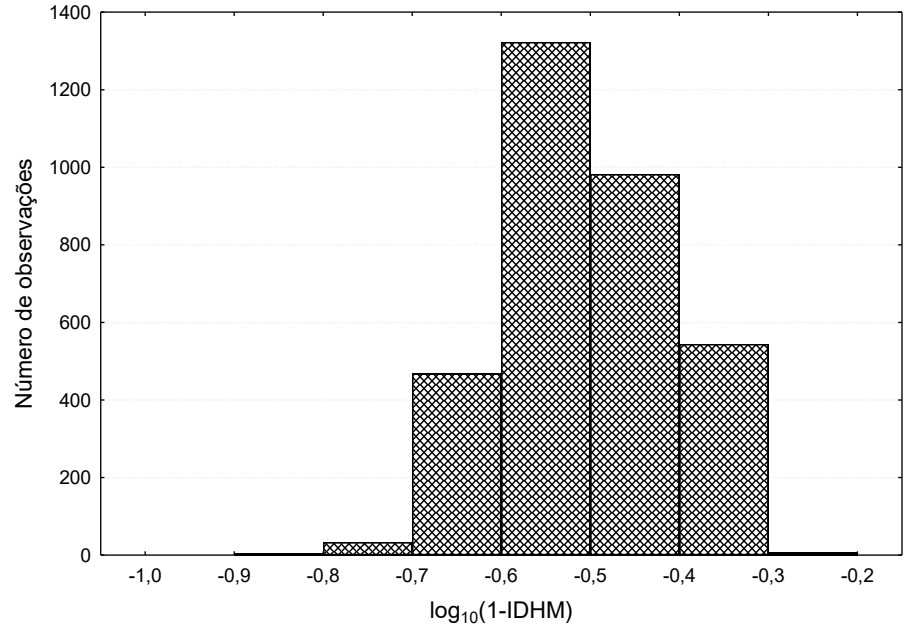


Probabilidade-probabilidade $\log_{10}(\text{Purbana})$

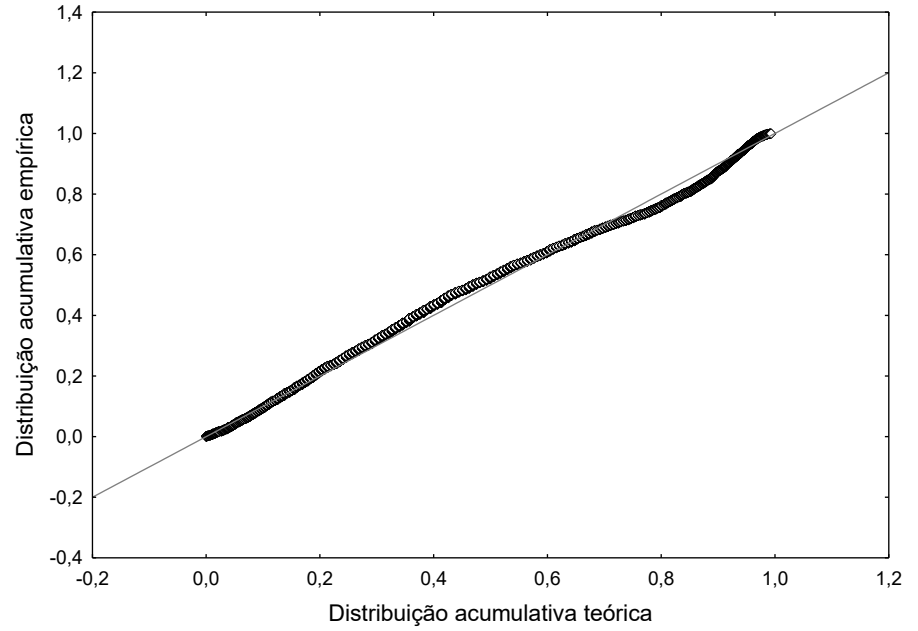


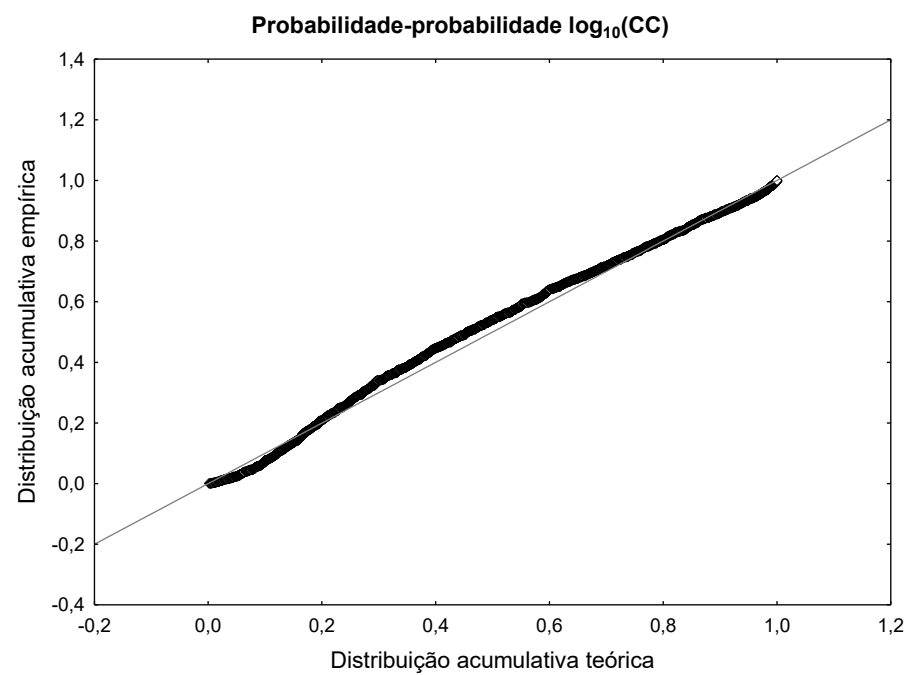
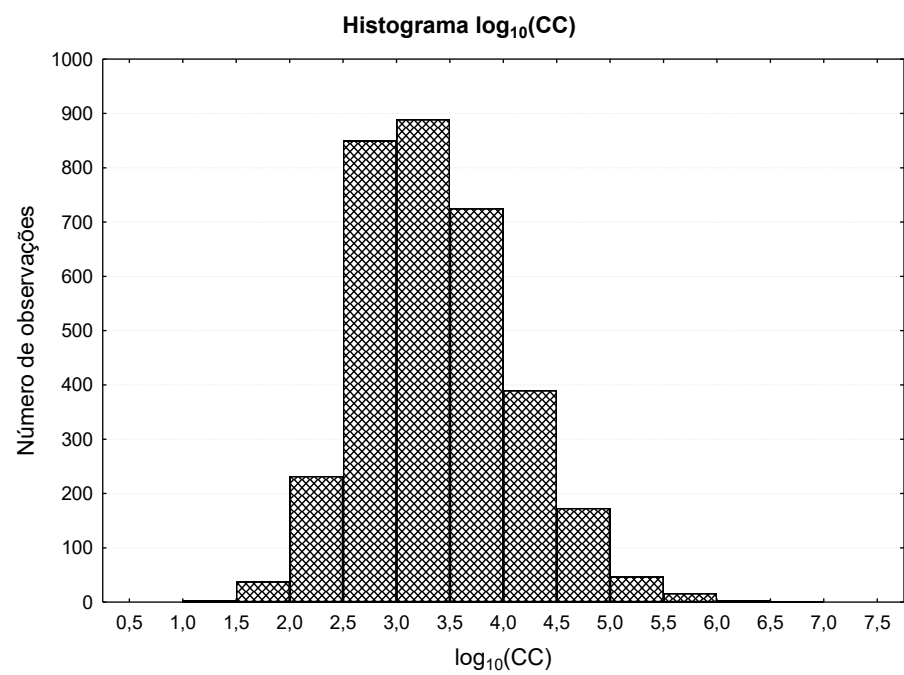


Histograma $\log_{10}(1-IDHM)$



Probabilidade-probabilidade $\log_{10}(1-IDHM)$



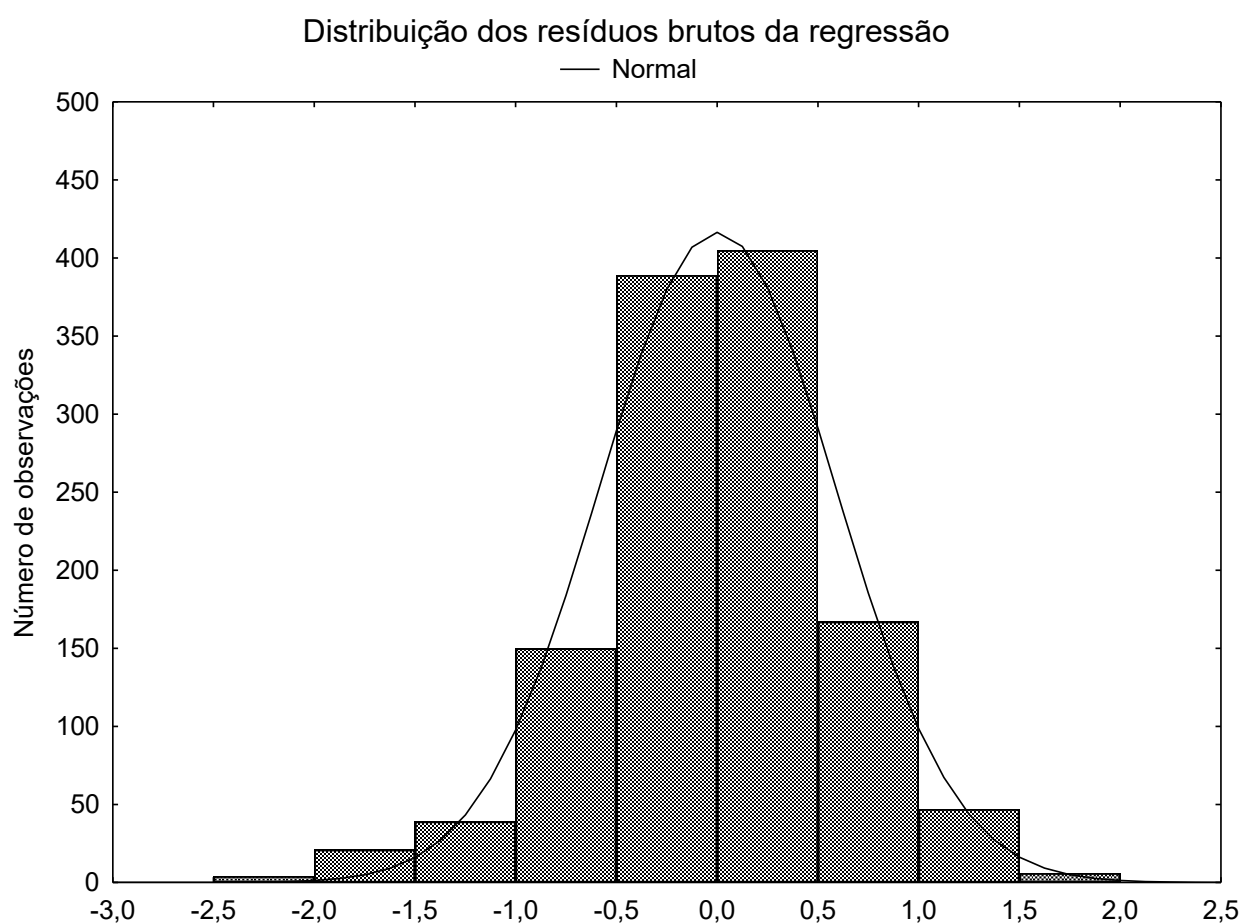


Fonte: Elaboração própria.

APÊNDICE C – Resíduos do Modelo de Regressão Adotado para a Massa de Coleta Seletiva

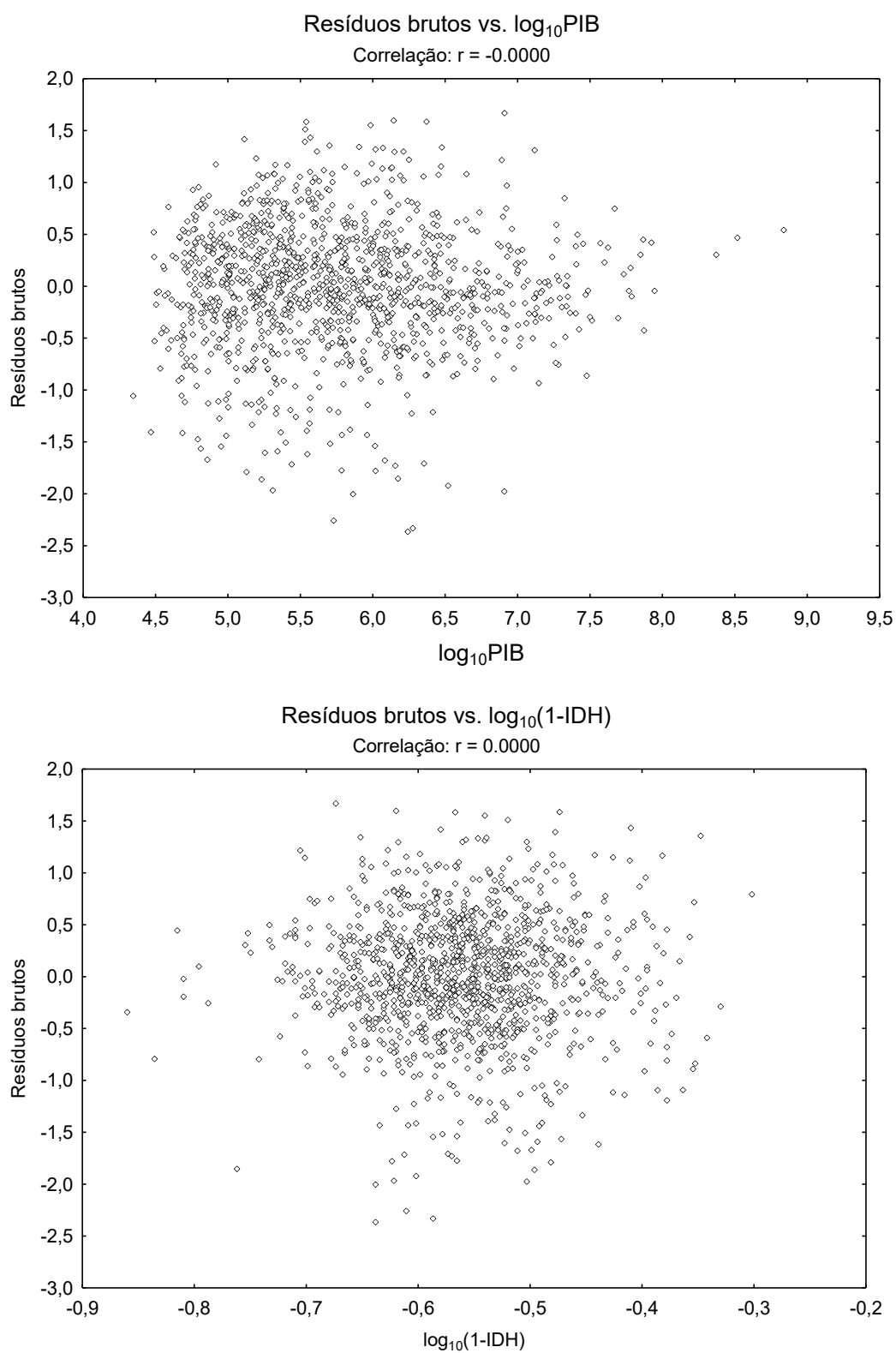
São apresentados no APÊNDICE C os valores residuais do modelo de regressão adotado por esta dissertação, para projetar a massa de coleta seletiva, na Figura 22 e na Figura 23.

Figura 22 – Valores residuais do modelo de regressão adotado para a massa de coleta seletiva, no qual o PIB e o IDHM são as variáveis independentes.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 23 - Relação entre os valores residuais do modelo de regressão e as variáveis independentes.

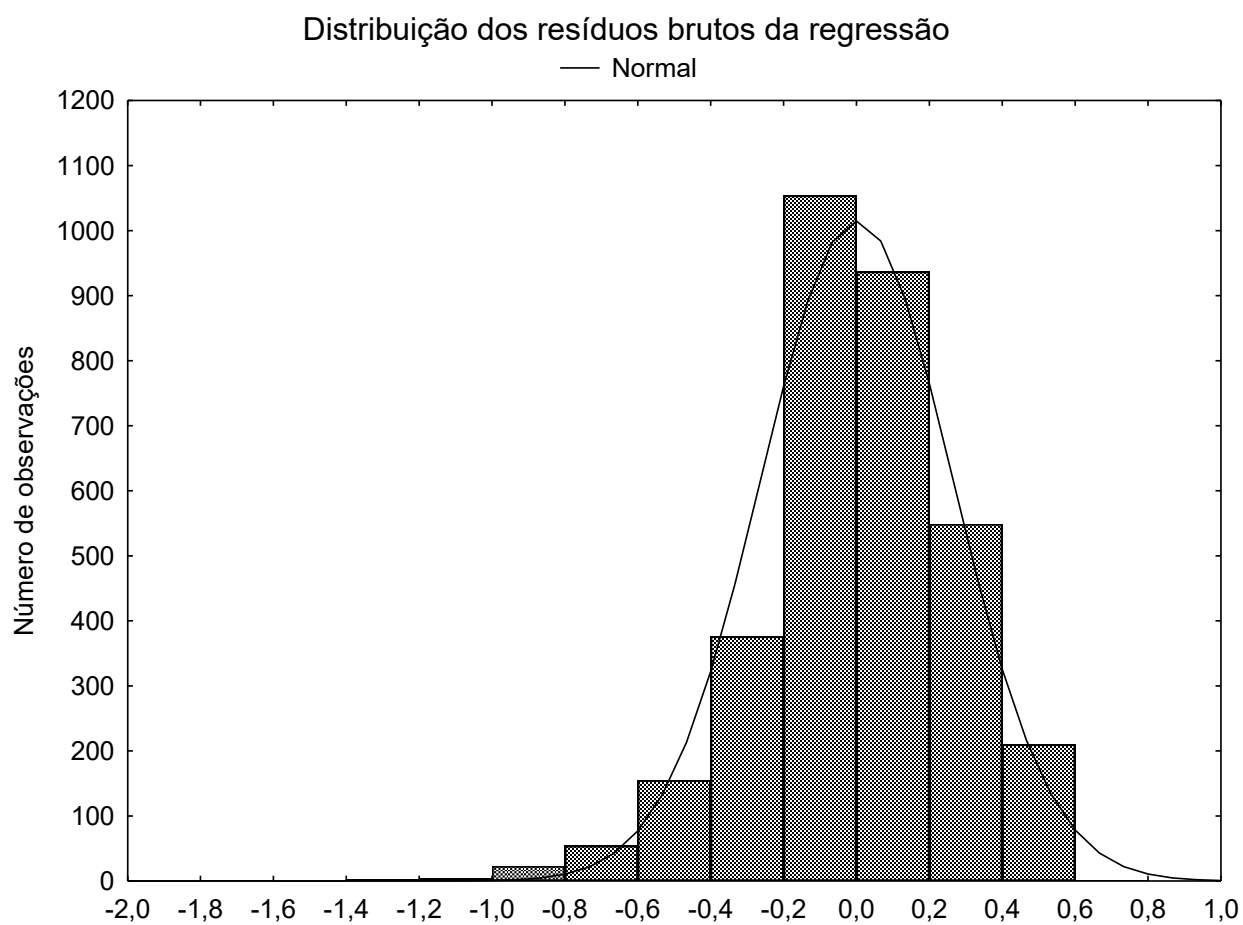


Fonte: Elaboração própria.

APÊNDICE D – Resíduos do Modelo de Regressão Adotado para a Massa de Coleta Convencional

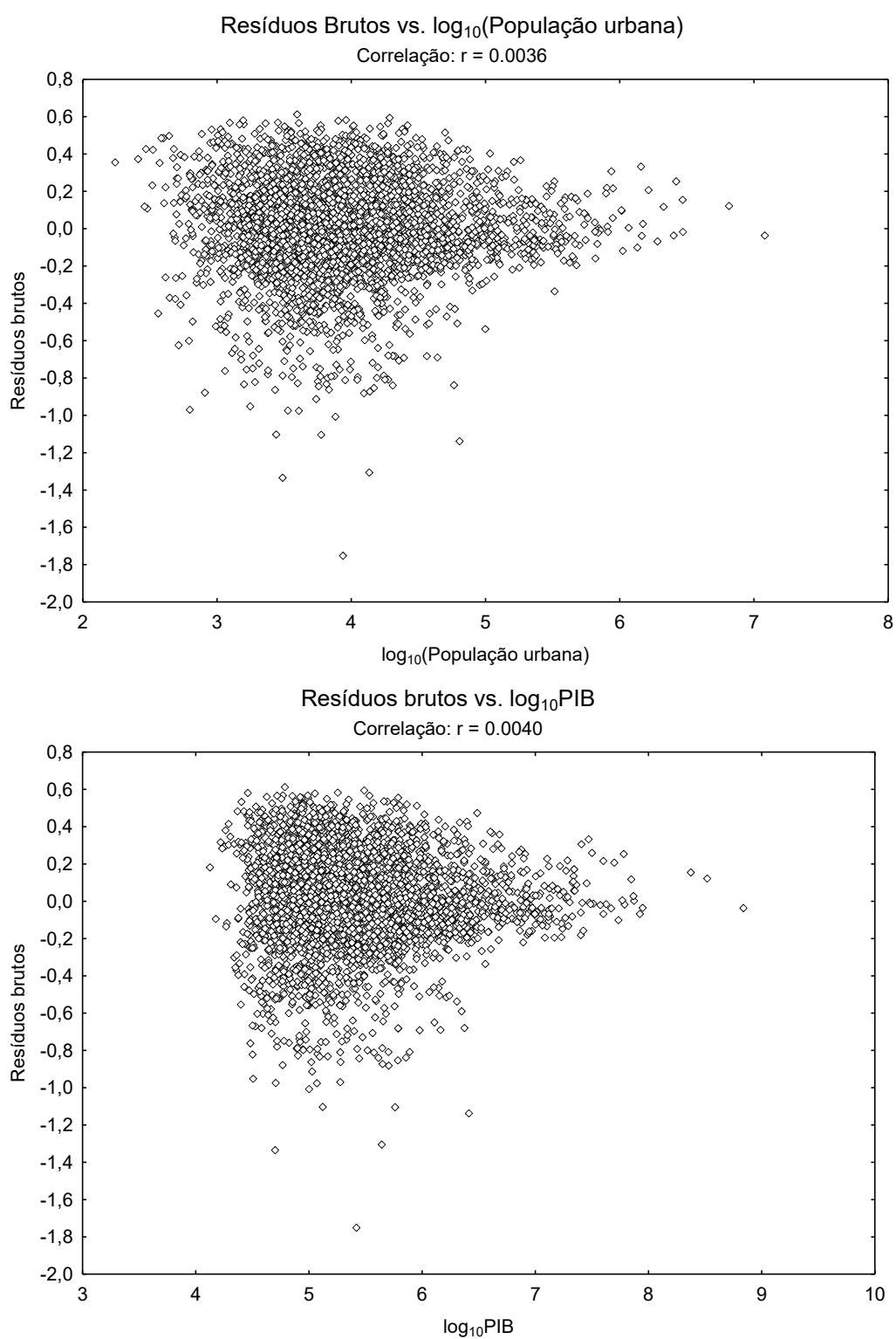
São apresentados nas Figura 24 e na 25 os valores residuais do modelo de regressão adotado por esta dissertação, para projetar a massa de coleta seletiva.

Figura 24 – Valores residuais do modelo de regressão adotado para a massa de coleta convencional, no qual a população urbana e o PIB são as variáveis independentes.



Fonte: Elaboração própria.

Figura 25 – Relação entre os valores residuais do modelo de regressão e as variáveis independentes.



Fonte: Elaboração própria.

APÊNDICE E – Coeficientes de Variação

Neste Apêndice, são apresentados no Quadro 13 os resultados das avaliações da qualidade de informações em pontuações e sensibilidade para cada indicador, e no Quadro 14 os resultados dos coeficientes de variação para cada indicador de qualidade de informação.

Quadro 13 - Resultados da avaliação da qualidade de informações em pontuações e sensibilidade de cada indicador.

Fluxo / Informação	Confiabilidade			Integridade		Correlação temporal		Correlação geográfica		Outra correlação	
	Pontuação	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade
F1 Produção de embalagem plástica											
<i>Artigos de plástico para embalagens não especificados</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas alimentícias impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas alimentícias não impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de fármacos impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de fármacos não impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene não impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Garrafas plásticas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Tampas de plástico</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Sacos plásticos de lixo</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Sacolas plásticas não impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Sacolas plásticas impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
F2 Venda industrial de embalagem plástica											
<i>Artigos de plástico para embalagens não especificados</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas alimentícias impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas alimentícias não impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de fármacos impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de fármacos não impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene não impressas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Garrafas plásticas</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente
<i>Tampas de plástico</i>	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	médio	1	altamente

Fluxo / Informação	Confiabilidade		Integridade		Correlação temporal		Correlação geográfica		Outra correlação	
	Pontuação	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	
	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	altamente	
	1	3	altamente	1	médio	1	médio	1	altamente	
Importação de embalagem plástica em 2017	2	1	altamente	1	médio	1	médio	1	altamente	
Importação de embalagem plástica em 2016	2	1	altamente	1	médio	1	médio	1	altamente	
Exportação de embalagem plástica em 2017	2	1	altamente	1	médio	1	médio	1	altamente	
Exportação de embalagem plástica em 2016	2	1	altamente	1	médio	1	médio	1	altamente	
F6 Coleta seletiva de resíduo de embalagem plástica										
Coleta seletiva de RSU	2	2	altamente	1	médio	1	médio	3	altamente	
Composição de material plástico	2	3	altamente	1	médio	1	médio	2	altamente	
Composição de embalagem plástica	1	1	altamente	2	médio	4	médio	1	altamente	
F7 Coleta seletiva por agente público	2	3	altamente	1	altamente	1	altamente	3	altamente	
F8 Coleta seletiva em parceria com organizações de catadores	3	3	altamente	1	altamente	1	altamente	3	altamente	
F9 Coleta seletiva por agente privado	2	3	altamente	1	altamente	1	altamente	3	altamente	
F10 Coleta convencional de resíduo de embalagem plástica										
Coleta convencional de RSU	2	2	altamente	1	médio	1	médio	3	altamente	
Composição de material plástico	2	3	altamente	1	médio	1	médio	2	altamente	
Composição de embalagem plástica	1	1	altamente	2	médio	4	médio	1	altamente	
F11 Coleta convencional por agente público										
RSU coletado por agente público	2	4	altamente	1	médio	1	médio	3	altamente	
Composição de material plástico	2	3	altamente	1	médio	1	médio	2	altamente	
Composição de embalagem plástica	1	1	altamente	2	médio	4	médio	1	altamente	
F12 Coleta convencional por agente privado										
RSU coletado por agente privado	2	4	altamente	1	médio	1	médio	3	altamente	
Composição de material plástico	2	3	altamente	1	médio	1	médio	2	altamente	
Composição de embalagem plástica	1	1	altamente	2	médio	4	médio	1	altamente	
F13 Coleta convencional por outro agente										
RSU coletado por outro agente	2	4	altamente	1	médio	1	médio	3	altamente	
Composição de material plástico	2	3	altamente	1	médio	1	médio	2	altamente	
Composição de embalagem plástica	1	1	altamente	2	médio	4	médio	1	altamente	

Fluxo / Informação	Confiabilidade		Integridade		Correlação temporal		Correlação geográfica		Outra correlação	
	Pontuação		Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade	Pontuação	Sensibilidade
F14 Resíduo de embalagem plástica disposto em aterro sanitário										
<i>RSU disposto em aterro sanitário</i>	2		4	<i>altamente</i>	1	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	3	<i>altamente</i>
<i>Composição de material plástico</i>	2		3	<i>altamente</i>	1	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	2	<i>altamente</i>
<i>Composição de embalagem plástica</i>	1		1	<i>altamente</i>	2	<i>médio</i>	4	<i>médio</i>	1	<i>altamente</i>
F15 Resíduo de embalagem plástica disposto em aterro controlado										
<i>RSU disposto em aterro controlado</i>	2		4	<i>altamente</i>	1	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	3	<i>altamente</i>
<i>Composição de material plástico</i>	2		3	<i>altamente</i>	1	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	2	<i>altamente</i>
<i>Composição de embalagem plástica</i>	1		1	<i>altamente</i>	2	<i>médio</i>	4	<i>médio</i>	1	<i>altamente</i>
F16 Resíduo de embalagem plástica disposto em lixão										
<i>RSU disposto em lixão</i>	2		4	<i>altamente</i>	1	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	3	<i>altamente</i>
<i>Composição de material plástico</i>	2		3	<i>altamente</i>	1	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	2	<i>altamente</i>
<i>Composição de embalagem plástica</i>	1		1	<i>altamente</i>	2	<i>médio</i>	4	<i>médio</i>	1	<i>altamente</i>
F17 Embalagem plástica não triada										
F18 Resíduo de embalagem plástica coletado informalmente										
F19 Resíduo de embalagem plástico sem informação de gerenciamento										
F20 Embalagem plástica triada	3		3	<i>altamente</i>	2	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	1	<i>altamente</i>
F21 Reciclagem pelo setor das embalagens	3		4	<i>altamente</i>	2	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	3	<i>altamente</i>
F22 Reciclagem por outros setores	3		4	<i>altamente</i>	2	<i>médio</i>	1	<i>médio</i>	3	<i>altamente</i>

Fonte: Elaboração própria.

Quadro 14 – Resultados dos coeficientes de variação para cada indicador.

Fluxo/ informação	Valor	Coeficientes de variação CVs (%)					CV total para o fluxo
		Confiabilidade	Integridade	Correlação temporal	Correlação geográfica	Outra correlação	
F1 Produção de embalagem plástica	13,916,492 t						6.36%
<i>Artigos de plástico para embalagens não especificados</i>	3,151,557 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas alimentícias impressas</i>	842,789 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas alimentícias não impressas</i>	1,565 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de fármacos impressas</i>	105,879 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de fármacos não impressas</i>	431,399 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene impressas</i>	5,870 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene não impressas</i>	97,217 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Garrafas plásticas</i>	1,932,244 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Tampas de plástico</i>	4,747,863 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Sacos plásticos de lixo</i>	485,866 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Sacolas plásticas não impressas</i>	366,564 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Sacolas plásticas impressas</i>	1,747,679 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
F2 Venda industrial de embalagem plástica	13,320,619 t						6.35%
<i>Artigos de plástico para embalagens não especificados</i>	3,366,981 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas alimentícias impressas</i>	687,401 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas alimentícias não impressas</i>	1,905 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de fármacos impressas</i>	105,042 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de fármacos não impressas</i>	429,234 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene impressas</i>	6,278 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Embalagens plásticas de produtos de higiene não impressas</i>	97,340 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Garrafas plásticas</i>	1,621,986 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Tampas de plástico</i>	4,361,738 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Sacos plásticos de lixo</i>	605,635 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Sacolas plásticas não impressas</i>	343,224 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Sacolas plásticas impressas</i>	1,693,855 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	

Fluxo/ informação	Valor	Coeficientes de variação CVs (%)					CV total para o fluxo
		Confiabilidade	Integridade	Correlação temporal	Correlação geográfica	Outra correlação	
F3 Importação de embalagem plástica	111,530 t	6.8%	0%	0%	0%	0%	6.80%
F4 Exportação de embalagem plástica	40,050 t	6.8%	0%	0%	0%	0%	6.80%
F5 Geração de resíduo de embalagem plástica	12,111,776 t						21.45%
<i>Tempo de vida de embalagem plástica</i>	0.5 /year	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%	
<i>Produção de embalagem plástica em 2017</i>	13,916,492 t						
	3,151,557 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	842,789 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	1,565 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	105,879 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	431,399 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	5,870 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	97,217 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	1,932,244 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	4,747,863 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	485,866 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	366,564 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	1,747,679 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
<i>Produção de embalagem plástica em 2016</i>	10,312,800 t						
	2,242,087 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	113,878 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	33,683 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	101,672 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	50,509 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	4,705 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	46,280 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	5,464,863 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	1,039,239 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	

Fluxo/ informação	Valor	Coeficientes de variação CVs (%)					CV total para o fluxo
		Confiabilidade	Integridade	Correlação temporal	Correlação geográfica	Outra correlação	
	454,494 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	245,313 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	516,077 t	2.3%	13.7%	0%	0%	0%	
	<i>Importação de embalagem plástica em 2017</i>	111,530 t	6.8%	0%	0%	0%	0%
	<i>Importação de embalagem plástica em 2016</i>	106,880 t	6.8%	0%	0%	0%	0%
	<i>Exportação de embalagem plástica em 2017</i>	40,050 t	6.8%	0%	0%	0%	0%
	<i>Exportação de embalagem plástica em 2016</i>	38,960 t	6.8%	0%	0%	0%	0%
F6	Coleta seletiva de resíduo de embalagem plástica	265,080 t					30.71%
	<i>Coleta seletiva de RSU</i>	1,866,500 t	6.8%	4.5%	0%	0%	13.7%
	<i>Composição de material plástico</i>	0.263	6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%
	<i>Composição de embalagem plástica</i>	0.54	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%
F7	Coleta seletiva por agente público	0.174	6.8%	13.7%	0%	0%	13.7%
F8	Coleta seletiva em parceria com organizações de catadores	0.359	20.6%	13.7%	0%	0%	13.7%
F9	Coleta seletiva por agente privado	0.470	6.8%	13.7%	0%	0%	13.7%
F10	Coleta convencional de resíduo de embalagem plástica						30.71%
	<i>Coleta convencional de RSU</i>		6.8%	4.5%	0%	0%	13.7%
	<i>Composição de material plástico</i>		6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%
	<i>Composição de embalagem plástica</i>		2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%
F11	Coleta convencional por agente público	1,041,109 t					51.27%
	<i>RSU coletado por agente público</i>	14,281,334 t	6.8%	41.3%	0%	0%	13.7%
	<i>Composição de material plástico</i>	0.135	6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%
	<i>Composição de embalagem plástica</i>	0.54	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%
F12	Coleta convencional por agente privado	2,672,504 t					51.27%
	<i>RSU coletado por agente privado</i>	36,659,867 t	6.8%	41.3%	0%	0%	13.7%
	<i>Composição de material plástico</i>	0.135	6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%
	<i>Composição de embalagem plástica</i>	0.54	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%
F13	Coleta convencional por outro agente	113,172 t					51.07%

Fluxo/ informação	Valor	Coeficientes de variação CVs (%)					CV total para o fluxo	
		Confiabilidade	Integridade	Correlação temporal	Correlação geográfica	Outra correlação		
	<i>RSU coletado por outro agente</i>	1,552,426 t	6.8%	41.3%	0%	0%	13.7%	
	<i>Composição de material plástico</i>	0.135	6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%	
	<i>Composição de embalagem plástica</i>	0.54	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%	
F14	Resíduo de embalagem plástica disposto em aterro sanitário	2,833,805 t					51.07%	
	<i>RSU disposto em aterro sanitário</i>	38,872,490 t	6.8%	41.3%	0%	0%	13.7%	
	<i>Composição de material plástico</i>	0.135	6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%	
	<i>Composição de embalagem plástica</i>	0.54	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%	
F15	Resíduo de embalagem plástica disposto em aterro controlado	358,851 t					51.07%	
	<i>RSU disposto em aterro controlado</i>	4,922,517 t	6.8%	41.3%	0%	0%	13.7%	
	<i>Composição de material plástico</i>	0.135	6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%	
	<i>Composição de embalagem plástica</i>	0.54	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%	
F16	Resíduo de embalagem plástica disposto em lixão	430,751 t					51.07%	
	<i>RSU disposto em lixão</i>	5,908,787 t	6.8%	41.3%	0%	0%	13.7%	
	<i>Composição de material plástico</i>	0.135	6.8%	13.7%	0%	0%	4.5%	
	<i>Composição de embalagem plástica</i>	0.54	2.3%	0%	2.3%	20.6%	0%	
F17	Embalagem plástica não triada	-					-	
F18	Resíduo de embalagem plástica coletado informalmente	-					-	
F19	Resíduo de embalagem plástico sem informação de gerenciamento	-					-	
F20	Embalagem plástica triada	550,420 t	20.6%	13.7%	2.3%	0%	0%	24.85%
F21	Reciclagem pelo setor das embalagens	0.257	20.6%	41.3%	2.3%	0%	13.7%	48.20%
F22	Reciclagem por outros setores	0.743	20.6%	41.3%	2.3%	0%	13.7%	48.20%

CV: coeficiente de variação.

Fonte: Elaborada pelo autor.

