



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

RODRIGO CÂNDIDO PASSOS DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE MODELOS DE COLETA SELETIVA DE RECICLÁVEIS
SECOS EM PERFIS SOCIOECONÔMICOS: Estudo de Caso Recife-PE**

Recife
2020

RODRIGO CÂNDIDO PASSOS DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE MODELOS DE COLETA SELETIVA DE RECICLÁVEIS SECOS
EM PERFIS SOCIOECONÔMICOS: Estudo de Caso Recife-PE**

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

Área de concentração: Geotecnia.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.

Coorientadora: Profa. Dra. Soraya Giovanetti El-Deir.

Recife

2020

S586a	Silva, Rodrigo Cândido Passos da. Avaliação de modelos de coleta seletiva de recicláveis secos em perfis socioeconômicos: Estudo de Caso Recife-PE / Rodrigo Cândido Passos da Silva - 2020. 208 folhas, il., gráfs., tabs. Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá. Coorientadora: Profa. Dra. Soraya Giovanetti El-Deir. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2020. Inclui Referências, Apêndices e Anexo. 1. Engenharia Civil. 2. Gestão integrada de resíduos sólidos. 3. Modelos de coleta seletiva. 4. Responsabilidade socioambiental. I. Jucá, José Fernando Thomé (Orientador). II. El-Deir, Soraya Giovanetti (Orientadora). III. Título UFPE 624 CDD (22. ed.) BCTG/2021-45
-------	---

RODRIGO CÂNDIDO PASSOS DA SILVA

**AVALIAÇÃO DE MODELOS DE COLETA SELETIVA DE RECICLÁVEIS SECOS
EM PERFIS SOCIECONÔMICOS: Estudo de Caso Recife-PE**

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

Aprovada em: 23/09/2020.

BANCA EXAMINADORA

participação por videoconferência
Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá (Orientador)
Universidade Federal de Pernambuco

participação por videoconferência
Prof. Dr. Bertrand Sampaio de Alencar (Examinador Externo)
Faculdade Nova Roma

participação por videoconferência
Dr. Geraldo Antônio Reichert (Examinador Externo)
Departamento Municipal de Limpeza Urbana de Porto Alegre

participação por videoconferência
Profa. Dra. Luciana de Figueiredo Lopes Lucena (Examinadora Externa)
Universidade Federal do Rio Grande do Norte

participação por videoconferência
Profa. Dra. Cláudia Coutinho Nóbrega (Examinadora Externa)
Universidade Federal da Paraíba

Dedico este trabalho à minha mãe, Elizabeth Passos (in memoriam), aos meus familiares e aos amigos queridos.

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo fôlego de vida e por guiar meus passos.

À minha família e amigos, por serem minha fortaleza.

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Fernando Jucá e Profa. Dra. Soraya El-Deir, pela oportunidade de crescer e amadurecer profissionalmente, pelo respeito e admiração.

Ao Programa CAFB-BA pela oportunidade de intercâmbio na *Universidad Nacional de Cuyo* na Argentina, sobretudo ao professor Dr. Luís Guisassola, o qual foi meu orientador neste período.

Aos professores da banca avaliadora, pela disponibilidade e contribuições realizadas.

À Emlurb, na pessoa de Elizabeth Jucá e Conceição Araújo, por todo suporte, bem como por ceder as informações solicitadas.

À Anderson Lino, por elaborar os mapas da pesquisa.

Ao GRS/UFPE, especialmente aos amigos Aline Silva, Fellipe Brandão, Fernando Monteiro, Raísa Prota e Sávio Holanda, por todo companheirismo e incentivo.

Ao Gampe/UFRPE, em especial aos amigos André Cardim, Lidiane Almeida e Daniel Pernambucano.

Aos queridos amigos que conheci em Mendoza na Argentina, em especial Ariel Campos, Beatriz Maggiora, Facundo Arce, Henrique Sommer, Lara Paola e Michelline Medeiros.

À Andrea Negromonte, Claudiana Pereira e Jecicleide Marques, secretárias da Pós-graduação, pelo profissionalismo, dedicação e cuidado.

À Facepe pelo apoio financeiro para a realização da pesquisa.

RESUMO

A coleta seletiva de resíduos recicláveis é um dos instrumentos instituídos pela Lei nº 12.305/2010, a qual estabelece a Política Nacional de Resíduos Sólidos do Brasil. No entanto, é um serviço que esbarra em diversos entraves por ser oneroso, ineficiente, por vezes inadequado às particularidades socioeconômicas das áreas na qual foi implantada, além de inviável para a maioria dos programas municipais de coleta seletiva do país, realidade na qual se enquadra a cidade de Recife, Pernambuco. Com base neste cenário, a presente pesquisa busca avaliar modelos de coleta seletiva quanto às dimensões econômica, ambiental e social para os diferentes perfis socioeconômicos de Recife. Para tanto, o estudo foi estruturado em cinco etapas: i) tipificação dos perfis socioeconômicos dos setores de coleta; ii) seleção dos setores de coleta representativos; iii) diagnóstico dos setores de coleta representativos; iv) proposição de modelos de coleta seletiva; e, por fim, v) avaliação de modelos propositivos de coleta seletiva. Neste sentido, foram selecionados cinco setores de coleta de resíduos sólidos domiciliares representativos de áreas de classe alta verticalizada, média com alta e baixa concentração populacional, baixa e comercial da capital pernambucana. Estes setores foram diagnosticados quanto aos indicadores socioeconômicos, demográfico, bem como de geração e de composição gravimétrica dos resíduos. Em seguida, foram determinados modelos propositivos de coleta seletiva pautados na tipologia do resíduo, na modalidade adotada e no agente de coleta responsável pela execução do serviço, os quais foram avaliados em função das dimensões econômica, ambiental e social. Os resultados revelaram que os setores de maior renda sinalizaram elevada geração *per capita* de resíduos domiciliares, com destaque para os materiais recicláveis, em especial o plástico, além de concentrarem população de cor branca e idosa residindo em edificações do tipo apartamento. Por outro lado, os setores de menor poder aquisitivo caracterizaram-se pela baixa geração de resíduos por habitante, com destaque para os resíduos alimentares, assim como pela predominância de jovens de cor preta, parda e amarela residindo em edificações do tipo casa. Verificou a proposição de quatro modelos de coleta seletiva pautados no arranjo formado pela coleta de recicláveis secos em fluxo único realizadas pelas coletas porta a porta ou mista e executados por empresas terceirizadas ou pela parceria remunerada entre as organizações de catadores de materiais recicláveis com a prefeitura. Por fim, notou que a coleta porta a porta de resíduos recicláveis em fluxo único realizada por organizações de catadores remunerados em parceria com a prefeitura foi o modelo seletivo melhor avaliado para todos os perfis socioeconômicos estudados. No entanto, um modelo de

coleta seletiva mais bem avaliado não implica que seja ideal. Logo, requer ações contínuas, paulatinas e efetivas de planejamento estratégico, bem como de fomento aos aspectos político, técnico, institucional, regulatório, mercadológico, entre outros, para o incentivo e expansão do serviço prestado.

Palavras-chave: Gestão integrada de resíduos sólidos. Modelos de coleta seletiva. Responsabilidade socioambiental.

ABSTRACT

The selective collection of recyclable waste is one of the instruments established by Law No. 12,305 / 2010, which consists of the National Solid Waste Policy of Brazil. However, it is a service that comes up against several obstacles because it is costly, inefficient, sometimes inadequate to the socioeconomic particularities of the areas in which it was implemented, in addition to being unfeasible for most municipal selective collection programs in the country, a reality in which it fits. the city of Recife, Pernambuco. Based on this scenario, the present research seeks to evaluate models of selective collection regarding the economic, environmental and social dimensions for the different socioeconomic profiles of Recife. To this end, the study was structured in five stages: i) classification of the socioeconomic profiles of the collection sectors; ii) selection of representative collection sectors; iii) diagnosis of the representative collection sectors; iv) proposition of selective collection models; and, finally, v) evaluation of proposed models of selective collection. In this sense, five sectors of collection of household solid residues were selected, representative of areas of verticalized upper class, medium with high and low population, low and commercial concentration of the capital of Pernambuco. These sectors were diagnosed in terms of socioeconomic and demographic indicators, as well as the generation and gravimetric composition of the waste. Then, propositive models of selective collection were determined based on the type of waste, the modality adopted and the collection agent responsible for the execution of the service, which were evaluated according to the economic, environmental and social dimensions. The results revealed that the higher income sectors signaled a high per capita generation of household waste, with emphasis on recyclable materials, especially plastic, in addition to concentrating the white and elderly population residing in apartment-type buildings. On the other hand, the sectors with lower purchasing power were characterized by low generation of waste per inhabitant, with emphasis on food waste, as well as the predominance of young people of black, brown and yellow color residing in house-type buildings. It verified the proposition of four selective collection models based on the arrangement formed by the collection of dry recyclables in a single flow carried out by door to door or mixed collections and carried out by outsourced companies or by the paid partnership between organizations of recyclable material collectors with the city hall. Finally, he noted that door-to-door collection of recyclable waste in a single flow carried out by organizations of paid scavengers in partnership with the city hall was the selective model best evaluated for all the socioeconomic profiles studied. However, a better assessed model of

selective collection does not imply that it is ideal. Therefore, it requires continuous, gradual and effective strategic planning actions, as well as promoting political, technical, institutional, regulatory and marketing aspects, among others, to encourage and expand the service provided.

Keywords: Integrated solid waste management. Selective collection models. Socio-environmental responsibility.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Estruturas fundamentais para elaboração de modelos de coleta seletiva.....	36
Figura 2 - Localização geográfica da cidade de Recife	51
Figura 3 - Organograma da gestão de resíduos sólidos em Recife.....	52
Figura 4 - Gestão da coleta de resíduos em Recife.....	53
Figura 5 - Macrológica da tese de doutorado	55
Figura 6 - Perfis socioeconômicos dos setores de coleta de Recife	56
Figura 7 - Sobreposição dos mapas de coleta domiciliar (2013 e 2018) e seletivo (2018) de Recife	58
Figura 8 - Localização dos setores de coleta representativos na cidade de Recife.....	60
Figura 9 - Malha dos setores censitários de Recife	62
Figura 10 - Fluxograma das etapas para a determinação dos modelos propositivos de coleta seletiva	66
Figura 11 - Etapas da avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva	72
Figura 12 - Taxa de resíduo reciclável adotada para cada modalidade de coleta seletiva	76
Figura 13 - Variáveis utilizadas na determinação dos custos variáveis e fixos dos modelos seletivos propositivos.....	78
Figura 14 - Composição dos custos utilizada quanto ao tipo de modalidade empregada	78
Figura 15 - Etapas para obtenção dos pesos das dimensões por meio do método Delphi.....	91
Figura 16 - Características dos setores de coleta representativos em função da tipologia da edificação	94
Figura 17 - Características dos setores de coleta representativos em função da população e da densidade demográfica	95
Figura 18 - Composição gravimétrica dos setores de coleta representativos	103
Figura 19 - Níveis de eficiência dos modelos de coleta seletiva dos municípios brasileiros .	108
Figura 20 - Custo médio mensal dos modelos propositivos de coleta seletiva por perfil socioeconômico	115
Figura 21 - Custo por tonelada dos modelos propositivos de coleta seletiva por perfil socioeconômico	117
Figura 22 - Relação entre os custos da coleta domiciliar e seletiva de Recife e o custo médio dos modelos seletivos propositivos	119
Figura 23 - Custo por quilômetro percorrido pelo veículo coletor dos modelos propositivos de	

coleta seletiva por perfil socioeconômico.....	120
Figura 24 - Custo por habitante atendido pelos modelos propositivos de coleta seletiva por perfil socioeconômico.....	122
Figura 25 - Estatística descritiva dos dados de eficiência dos modelos de coleta seletiva.....	125
Figura 26 - Benefícios ambientais em função das modalidades de coleta	129
Figura 27 - Benefícios ambientais em função dos agentes de coleta	129
Figura A1 - Fluxograma da dissertação de mestrado.....	206
Figura A2 - Resumo ilustrativo dos procedimentos realizados na etapa II da dissertação de mestrado.....	207

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais modalidades da coleta seletiva do Brasil.....	38
Quadro 2 - Modelos de coleta seletiva nos países da União Europeia	39
Quadro 3 - Enquadramento dos setores de coleta estudados por Silva (2015) nos perfis socioeconômicos.....	56
Quadro 4 - Descrição da sobreposição dos setores de coleta de 2013 e 2018.....	59
Quadro 5 - Setores de coleta representativos por perfil socioeconômico.....	59
Quadro 6 - Variáveis utilizadas no diagnóstico dos setores representativos	63
Quadro 7 - Desenvolvimento matricial dos modelos de coleta seletiva.....	67
Quadro 8 - Descrição das variáveis utilizadas para composição do indicador de eficiência ...	69
Quadro 9 - Detalhamento das variáveis utilizadas para composição do indicador de eficiência.....	70
Quadro 10 - Variáveis de entrada e saída utilizadas no diagnóstico técnico dos resíduos sólidos.....	73
Quadro 11 - Dados de entrada para o dimensionamento da frota de modelos seletivos propositivos.....	74
Quadro 12 - Dados de saída para o dimensionamento da frota de modelos seletivos propositivos.....	75
Quadro 13 - Dados de entrada utilizados na composição dos custos do sistema modal	79
Quadro 14 - Dados de saída referentes ao custo variável do sistema modal	80
Quadro 15 - Dados de saída referentes ao custo fixo do sistema modal	80
Quadro 16 - Dados de entrada e saída utilizadas no cálculo dos custos fixos dos equipamentos	81
Quadro 17 - Dados de entrada utilizados na composição dos custos da mão de obra.....	82
Quadro 18 - Dados de saída utilizados na composição dos custos fixos da mão de obra	83
Quadro 19 - Dados de entrada utilizados na composição dos custos do EPI	84
Quadro 20 - Dados de saída utilizados na composição dos custos fixos dos EPI	84
Quadro 21 - Dados de saída utilizados na composição de custos do modelo propositivo de coleta seletiva.....	85
Quadro 22 - Dados de entrada e saída utilizadas no cálculo dos custos unitários complementares	85

Quadro 23 - Descrição das variáveis que auxiliaram no estudo de eficiência dos modelos de coleta seletiva	88
Quadro 24 - Dados utilizados para a determinação da avaliação do modelo propositivo de coleta seletiva.....	90
Quadro 25 - Sobreposição dos <i>benchmarkings</i> municipais na matriz dos modelos de coleta seletiva	112
Quadro 26 - <i>Benchmarking</i> dos modelos de coleta seletiva mais recorrentes.....	113
Quadro 27 - Componentes mais recorrentes dos <i>benchmarkings</i> municipais de coleta seletiva	113
Quadro 28 - Níveis de prioridade atribuídos aos perfis socioeconômicos dos setores representativos	136
Quadro 29 - Categorias da avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva nos perfis socioeconômicos.....	140

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Matriz dos modelos propositivos de coleta seletiva	67
Tabela 2 - Geração média mensal dos resíduos domiciliares dos setores representativos	74
Tabela 3 - Geração média mensal dos resíduos domiciliares dos setores representativos	77
Tabela 4 - Valores de substituição para o cálculo dos indicadores ambientais	87
Tabela 5 - Características dos setores de coleta representativos em função do sexo e da faixa etária	97
Tabela 6 - Características dos setores representativos quanto a faixa etária por sexo da população.....	98
Tabela 7 - Características dos setores de coleta representativos em relação a cor e renda domiciliar da população.....	99
Tabela 8 - Geração de resíduos sólidos domiciliares e gravimetria dos setores de coleta representativos	101
Tabela 9 - Número de municípios com e sem coleta seletiva por região do Brasil.....	106
Tabela 10 - Número de municípios com e sem coleta seletiva por estado do Brasil	107
Tabela 11 - Enquadramento das regiões do Brasil quanto à eficiência dos modelos de coleta seletiva	109
Tabela 12 - Características dos <i>benchmarks</i> municipais de coleta seletiva	110
Tabela 13 - Potencial de substituição dos resíduos recicláveis recuperados.....	127
Tabela 14 - Avaliação social dos modelos propositivos de coleta seletiva	132
Tabela 15 - Índices de avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva....	133
Tabela 16 - Índices de avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva	134
Tabela 17 - Pesos atribuídos aos níveis de prioridade por perfil socioeconômico.....	137
Tabela 18 - Índices de avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva	138
Tabela A1 - Resumo dos agrupamentos por similaridade dos setores de coleta	207
Tabela A2 - Tabela-resumo das características dos 31 setores de coleta estudados por Silva (2015).....	208

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
BDE-PE	Banco de Dados do Estado de Pernambuco
CAV	Classe Alta Verticalizada
CB	Classe Baixa
CF	Constituição Federal
CMAC	Classe Média com Alta Concentração Populacional
CMBC	Classe Média com Baixa Concentração populacional
CMMAD	Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento
CT	Organizações de Catadores de Materiais Recicláveis
CTR	Central de Tratamento de Resíduos
D	Desfavorável
DLU	Diretoria de Limpeza Urbana
DPVAT	Danos Pessoais Causados por Veículos Automotores de Via Terrestre
EMLURB	Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana
EPI	Equipamentos de Proteção Individual
F	Favorável
FD	Fluxo Duplo
FU	Fluxo Único
GDF	Gerência de Destinação Final
GEE	Gases de Efeito Estufa
GFL	Gerência de Fiscalização e Limpeza
GPC	Gerência de Planejamento e Controle
Ia	Índice Ambiental
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Ie	Índice Econômico
IPCA	Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo Especial
IPTU	Imposto sobre Propriedade Predial e Territorial Urbana
IPVA	Imposto sobre Propriedade de Veículos Automotores
Is	Índice Social

Ia	Índice de Avaliação
MD	Muito Desfavorável
MF	Muito Favorável
ODM	Objetivos de Desenvolvimento do Milênio
ODS	Objetivos do Desenvolvimento Sustentável
ONU	Organização das Nações Unidas
PAP	Porta a Porta
PAP + PEV	Coleta Mista
PEAD	Polietileno de Alta Densidade
PEBD	Polietileno de Baixa Densidade
PERS	Política Estadual de Resíduos Sólidos
PET	Polietileno Tereftalato
PEV	Ponto de Entrega Voluntária
PF	Prefeitura
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PMSB	Plano Municipal de Saneamento Básico
PNEA	Política Nacional de Educação Ambiental
PNMA	Política Nacional de Meio Ambiente
PNMC	Política Nacional sobre Mudanças do Clima
PNRS	Política Nacional de Resíduos Sólidos
PNSB	Política Nacional de Saneamento Básico
PP	Polipropileno
PSE	Perfil Socioeconômico
PVC	Policloreto de Vinila
RA	Região Administrativa
REC	Coleta de Resíduo Reciclável em Fluxo Único desde a Pré-coleta
RECM	Coleta de Resíduo Reciclável com Potencial de Mercado
RECS	Coleta de resíduo reciclável segregado em multifrações desde a pré-coleta
RSU	Resíduo Sólido Urbano
SAE	Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República
SC	Setor Comercial
SEAC-PE	Sindicato de Empresas de Asseio e Conservação do Estado de Pernambuco

SIG	Sistema de Informação Geográfica
SINDLURB	Sindicato de Limpeza Urbana do Distrito Federal
SLU	Sistema de Limpeza Urbana
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
TC	Empresa Terceirizada
TRMR	Taxa de Recuperação de Material Reciclável
EU	União Europeia
ZEIS	Zonas Especiais de Interesse Social
ZWI	<i>Zero Waste Index</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	21
1.1	CONTEXTUALIZAÇÃO	21
1.2	OBJETIVOS	25
1.3	ESTRUTURA DA TESE DE DOUTORADO	25
2	REFERENCIAL TEÓRICO	27
2.1	COLETA SELETIVA: INSTRUMENTO ESTRATÉGICO PARA A SUSTENTABILIDADE	27
2.1.1	Aspectos legais.....	27
2.1.2	Desafios e benefícios da coleta seletiva municipal	32
2.1.3	Modelos de coleta seletiva	35
2.1.4	Panorama da coleta seletiva no Brasil	42
2.1.5	Avaliação de modelos de coleta seletiva.....	43
2.1.6	Sustentabilidade da coleta seletiva	46
3	METODOLOGIA.....	50
3.1	GENERALIDADES DA PESQUISA	50
3.2	ÁREA DE ESTUDO	51
3.3	MACROLÓGICA DA TESE DE DOUTORADO.....	54
3.3.1	Etapa I – Tipificação dos perfis socioeconômicos dos setores de coleta.....	55
3.3.2	Etapa II – Seleção dos setores de coleta representativos	57
3.3.3	Etapa III - Diagnóstico dos setores de coleta representativos	60
3.3.4	Etapa IV – Proposição de modelos de coleta seletiva.....	65
3.3.5	Etapa V – Avaliação de modelos propositivos de coleta seletiva	71
3.3.5.1	Avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva.....	72
3.3.5.1.1	<i>Diagnóstico técnico dos resíduos sólidos</i>	<i>73</i>
3.3.5.1.2	<i>Dimensionamento do sistema modal.....</i>	<i>74</i>
3.3.5.1.3	<i>Determinação dos custos dos serviços.....</i>	<i>77</i>
3.3.5.2	Custo variável.....	79
3.3.5.3	Custos fixos	80
3.3.5.3.1	<i>Sistema modal</i>	<i>80</i>
3.3.5.3.2	<i>Equipamentos.....</i>	<i>80</i>
3.3.5.3.3	<i>Mão de obra</i>	<i>81</i>
3.3.5.3.4	<i>Insumos e serviços de apoio à operação.....</i>	<i>83</i>

3.3.5.4	Custo do modelo de coleta seletiva propositivo.....	84
3.3.5.5	Custos unitários complementares.....	85
3.3.5.6	Avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva	86
3.3.5.7	Avaliação social dos modelos propositivos de coleta seletiva	89
3.3.5.8	Determinação da avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva	89
4	RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	93
4.1	DIAGNÓSTICO DOS SETORES REPRESENTATIVOS.....	93
4.1.1	Tipos de edificação.....	93
4.1.2	População e densidade demográfica	94
4.1.3	Sexo e faixa etária	96
4.1.4	Cor ou raça e renda	99
4.1.5	Geração e composição dos resíduos sólidos domiciliares.....	100
4.1.6	Análise contextualizada dos indicadores socioeconômicos com a geração de resíduos	104
4.2	DETERMINAÇÃO DOS MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA	105
4.2.1	Definição de indicador de eficiência e tratamento dos dados	106
4.2.2	Seleção e avaliação dos benchmarkings municipais de coleta seletiva	110
4.2.3	Sobreposição e determinação dos modelos e componentes recorrentes dos benchmarkings seletivos.....	111
4.3	AVALIAÇÃO DOS MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA	114
4.3.1	Avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva.....	114
4.3.1.1	Custo dos modelos propositivos de coleta seletiva	114
4.3.1.2	Custo unitário por tonelada dos modelos propositivos de coleta seletiva.....	116
4.3.1.3	Custo unitário da quilometragem percorrida pelo veículo coletor	120
4.3.1.4	Custo unitário por habitante atendido pelo modelo de coleta seletiva	122
4.3.2	Eficiência dos modelos de coleta seletiva.....	124
4.3.3	Avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva.....	127
4.3.4	Avaliação social dos modelos propositivos de coleta seletiva	132
4.3.5	Índice de avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva .	133
4.3.6	Índice de avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva..	134
4.3.7	Determinação dos pesos para as dimensões econômica, ambiental e social .	136
4.3.8	Avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva.....	137
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES.....	141

5.1	CONSIDERAÇÕES FINAIS	141
5.1.1	Diagnóstico dos setores representativos	141
5.1.2	Proposição dos modelos de coleta seletiva.....	142
5.1.3	Avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva.....	143
5.2	RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS.....	144
	REFERÊNCIAS.....	146
	APÊNDICE A – TABELAS-RESUMO DAS COMPOSIÇÕES GRAVIMÉTRICAS DOS SETORES REPRESENTATIVOS	178
	APÊNDICE B – INSTRUMENTO DE PESQUISA UTILIZADO NA ANÁLISE DELPHI	179
	APÊNDICE C - MEMÓRIA DE CÁLCULO DA AVALIAÇÃO ECONÔMICA DOS MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA POR PERFIL SOCIOECONÔMICO	186
	APÊNDICE D - EFICIÊNCIA DOS MODELOS DE COLETA SELETIVA DO BRASIL CONFORME O SNIS (2018)	199
	APÊNDICE E - MEMÓRIA DE CÁLCULO DA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DOS MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA	203
	ANEXO A - SÍNTESE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE SILVA (2015).....	206

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

A gestão sustentável de resíduos sólidos tem sido amplamente discutida em todo o mundo, sendo vista como dos elementos influenciáveis para o estabelecimento da qualidade ambiental de qualquer o país (CHEN et al., 2014; PELTOLA et al., 2016). Por isto, é considerada como um dos desafios ambientais globais do século XXI (UNEP, 2012), tanto que aparece na Agenda 21 como uma das questões mais importantes para o alcance do desenvolvimento sustentável e ambientalmente saudável em todos os países (CNUMAD, 1996). Além disso, é considerada como um dos maiores desafios das áreas urbanas, desde megalópolis até pequenos municípios, bem como da gestão municipal (UN-HABITAT, 2010).

Nesta vertente, a geração de resíduos é uma das grandes preocupações enfrentadas pelas administrações municipais, sobretudo de países menos desenvolvidos, cujos sistemas de gerenciamento são majoritariamente limitados e ineficazes (BUNDHOO, 2018). Este cenário desafia os esforços e acordos mundiais para a proteção do meio ambiente e promoção do desenvolvimento sustentável (LAKATOS et al., 2018), visto que a demanda de material gerado tem sido ascendente, ocasionando um problema onipresente e multifacetado (BAKO, 2014), emergente e simbólico da ineficiência das cidades modernas (ZAMAN, 2016).

O aumento exponencial da geração de resíduos sólidos é posto como um dos grandes desafios ambientais enfrentado em todo o mundo nos últimos anos, sendo resultante do rápido crescimento populacional, urbanização, industrialização, crescimento econômico e mudanças nos padrões de consumo (AYODELE et al., 2018). No ano de 2012, a quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU) global gerada foi em torno de 1,3 bilhão de toneladas (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012) e esse montante deverá subir para aproximadamente 2,2 bilhões de toneladas até o ano de 2025 (CAICEDO-CONCHA et al., 2016; RAJAEIFAR et al., 2017) e para 4,2 bilhões de toneladas por ano até 2050 (NAZMUL-ISLAM, 2016). Este aumento sem precedentes na geração de RSU além de pressionar à infraestrutura existente de gerenciamento de resíduos, requer modelos de coleta e tratamento adequados que promovam a valorização do resíduo antes de ser disposto ao aterro sanitário (LINO; ISMAIL, 2017).

No Brasil, segundo os dados da Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE, 2019), a geração de RSU em 2018 foi de aproximadamente 79 milhões de toneladas, o que demonstra um aumento em torno de 1% em relação a 2017. Estes valores estão coerentes aos resultados apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2018), referentes à massa coletada *per capita* de domiciliares e públicos, a qual aumentou de 0,94 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ em 2016 para 0,96 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ em 2018. O estudo ainda relatou que a região nordeste vem apresentando elevados quantitativos ao longo dos anos, com valor em torno de 1,13 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ em 2018, bem como um aumento de 4,85% na variação de 2017 a 2018 no estado de Pernambuco.

Dentre os vários fatores que impulsionam a geração de resíduos, destacam-se: o crescimento populacional (CAMPOS, 2014), a urbanização (HIDALGO et al., 2018), a industrialização (CHEN et al., 2014; AHEN; ZETTINIG, 2015), o desenvolvimento econômico (HOORNWEG et al., 2014; CHI et al., 2015) e as mudanças nos padrões de consumo (AYODELE et al., 2017 a,b; 2018). Esta geração excessiva pode provocar a degradação ambiental - sobretudo no solo, na água e no ar (ZAMAN; SWAPAN, 2016), a disposição inadequada dos resíduos (GUTBERLET, 2014), a extração excessiva de recursos naturais como insumo para a indústria (LISS; CHRISTOPHER, 2012), além de ser um ônus adicional para os sistemas gerenciais de resíduos sólidos municipais, por onerar o serviço público local (GUERRERO et al., 2013) e por interferir nas dimensões ambiental, econômica e social das administrações municipais (HOORNWEG et al., 2014).

De fato, o aumento sem precedentes da geração de RSU pressiona a gestão dos resíduos sólidos, sobretudo na adoção de tecnologias de tratamento e disposição final (LINO; ISMAIL, 2017). Nos países em desenvolvimento ou subdesenvolvidos, os depósitos irregulares de resíduos são as principais formas de descarte final dada ao material gerado, seguida pelos aterros sanitários (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). A disposição de resíduos em lixões e aterros controlados sem suporte técnico e medidas necessárias para a proteção do meio ambiente, constitui um crime ambiental (BRASIL, 1998), pois degrada o meio ambiente e interferem na saúde pública (ZAMAN, 2014).

No mundo, cerca de 70% do resíduo gerado em 2012 foram dispostos de maneira irregular ou em aterros sanitários (ISWA, 2012). No Brasil, dos 72,20 milhões de toneladas de RSU coletados em 2017, 40,50% foram despejados em locais inadequados pelos 3.352 municípios brasileiros - do total de 5.570 municípios do Brasil - o que correspondeu a cerca de 80 mil

toneladas de resíduos por dia (ABRELPE, 2019). Este cenário é bastante conflituoso, sobretudo no tocante ao aspecto legal, visto que a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), instituída pela Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010a), determinou, desde 2010, “metas para eliminação e recuperação de lixões, associadas à inclusão social e à emancipação econômica de catadores de materiais reutilizáveis e recicláveis” no Brasil.

Além disso, a PNRS (BRASIL, 2010a) estabeleceu a disposição apenas de rejeitos - material sem viabilidade de tratamento por processos tecnológicos disponíveis, e economicamente viável - em aterros sanitários, assim como ocorre na Dinamarca, na Suécia e na Alemanha (EUROSTAT, 2020). No entanto, a realidade enfrentada por muitos municípios brasileiros contrapõe as diretrizes estabelecidas por esta legislação. Dados da Abrelpe (2019) relatam que 59,5% dos RSU gerados no Brasil foram enviados ao aterro sanitário em 2018, tendo este número aumentado ao longo dos anos.

Esse cenário impacta financeiramente as administrações municipais (MOURA et al., 2018) e causa risco potencial à saúde humana, uma vez que libera quantidades substanciais de gases, odores e poluentes no meio ambiente, quando não há a coleta e tratamento destes (AJA; AL-KAYIEM, 2014; BREZA-BORUTA, 2016; VAVERKOVÁ et al., 2017; VOBĚRKOVÁ et al., 2017; BERG et al., 2018). Os aterros sanitários atuam como um reator biológico, no qual ocorrem processos físicos, químicos e biológicos, transformando a matéria depositada em efluentes líquidos (chorume) e gasosos (biogás) (GWOREK et al., 2015; KODA et al., 2015; 2017; ADAMCOVÁ et al., 2016; SAMADDER et al., 2017; VAVERKOVÁ et al., 2017; RONG et al., 2017; WANG et al., 2017).

De acordo com Pomberger et al. (2017), a estratégia de tratamento e disposição final dos Estados Membros da União Europeia (UE) foi positivamente alterada desde a implementação da Directiva 2008/98/CE (UE, 2008). Esta Directiva estabeleceu como meta a valorização de outras formas de tratamento dos resíduos sólidos, o que ocasionou reduções de 64% dos resíduos destinados aos aterros sanitários, em 1995, para 28%, em 2014. Muitos países aderiram a esta estratégia estabelecida pela UE - como Irlanda, República Checa Eslovénia, Noruega, Reino Unido, Dinamarca, Islândia, Áustria e Finlândia (BRENNAN et al., 2016). A Directiva (UE, 2008) também estabeleceu que, até 2025, os países membros da UE devem possuir taxa máxima de aterramento de 25% para resíduos recicláveis secos e de 30% para resíduos alimentares. Além disso, estipulou que a taxa máxima de resíduos destinados ao aterro sanitário seja de 10%, até 2030. Com isto, a UE passou a incentivar outras formas de tratamento de

resíduos no contexto gerencial destes materiais. Em 2012, foram observados que 34% dos resíduos foram enviados ao aterro sanitário, 42% foram reciclados, 4% foram incinerados e 15% foram compostados ou submetido à digestão anaeróbica (EUROSTAT, 2015).

Em busca de promover a valorização de resíduos recicláveis, a PNRS (BRASIL, 2010a) instituiu a redução progressiva da disposição destes materiais em aterros sanitários e estabeleceu a coleta seletiva como instrumento estratégico para esta efetivação. A coleta seletiva apresenta diversos benefícios para a gestão de resíduos sólidos, como: desvio de resíduos para o aterramento (FERREIRA et al., 2017), aumento da vida útil de aterros sanitários (AYODELE et al., 2018), incentivo a hierarquia dos resíduos (CAMPOS, 2014; BREZABORUTA, 2016), valorização do potencial mássico e de energia dos resíduos sólidos (LEME et al., 2014; RAJAEIFAR et al., 2017), contribui para o aumento da reciclagem (SILVA et al., 2017), reduz a extração de novas matérias primas como insumo para a indústria (ZAMAN, 2014) e contribui para o mercado de recicláveis (LINO; ISMAEL, 2017), trazendo benefícios ambientais, econômicos e sociais para a sociedade (FUSS et al., 2018).

No entanto, a efetivação da coleta seletiva no contexto municipal é um desafio para a gestão sustentável dos resíduos sólidos, sobretudo para os gestores responsáveis do serviço. Dentre os vários motivos que ratificam esta lógica, Dutra et al. (2018) destacam a mudança da perspectiva gerencial linear, baseada no aterramento dos RSU, para um modelo que vislumbre a gestão cíclica dos resíduos, sendo a coleta seletiva etapa estratégica para a promoção da reciclagem e da inclusão social. Algumas pesquisas reiteram esta discussão (GHISELLINI et al., 2016; ILIĆ; MELECE, 2016; FERREIRA et al., 2017; GUERRINI et al., 2017; RIBIĆ et al., 2017). Também vale pontuar a necessidade de efetivar a integração da coleta seletiva com a logística reversa com base nos acordos setoriais estabelecidos, afim de impulsionar a quantidade de resíduo reciclável coletado, aumentar a taxa de aproveitamento destes materiais, favorecer o retorno dos resíduos à cadeia produtiva e contribui com a expansão do mercado.

Além disto, os programas municipais de coleta seletiva esbarram na inviabilidade e ineficiência do serviço prestado. Para Besen et al. (2017), este serviço só será atraente às administrações municipais quando for eficiente e viável, cenário oposto ao apresentado pela maioria dos programas municipais brasileiros, e pautado no estímulo ao desvio de resíduos dos aterros sanitários e na valorização mássica destes materiais por meio da reutilização, reciclagem e compostagem, por exemplo. Para que isto seja factível, Ferreira et al. (2017) apontam a necessidade de estudos, sobretudo nas etapas de planejamento, que subsidie e direcione a

tomada de decisão dos gestores quanto ao potencial de geração de resíduo reciclável, ao mercado de recicláveis e ao modelo de coleta seletiva adequado às particularidades socioeconômicas da área implantada, a fim de maximizar a quantidade e qualidade do material reciclável coletado.

1.2 OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo geral avaliar modelos propositivos de coleta seletiva de recicláveis secos em diferentes perfis socioeconômicos de setores de coleta da cidade de Recife.

Os objetivos específicos a serem atingidos foram:

- a) Definir setores de coleta representativos para os múltiplos perfis socioeconômicos de Recife;
- b) Descrever as características socioeconômicas, demográficas e de geração e composição de resíduos dos setores representativos;
- c) Propor modelos de coleta seletiva com base nos *benchmarkings* seletivos dos programas municipais do Brasil;
- d) Propor uma metodologia analítica para o estudo de avaliação econômica, ambiental e social de modelos propositivos de coleta seletiva;
- e) Determinar os modelos propositivos de coleta seletiva mais bem avaliados, do ponto de vista do tripé da sustentabilidade, para os diferentes perfis socioeconômicos de Recife.

1.3 ESTRUTURA DA TESE DE DOUTORADO

A presente dissertação está estruturada nos seguintes capítulos:

Capítulo 1: norteia o leitor para o entendimento da problemática da pesquisa, compreendendo a introdução e os objetivos (geral e específicos) a serem alcançados;

Capítulo 2: apresenta o referencial teórico da pesquisa, abrangendo as temáticas relevantes para o entendimento do presente trabalho;

Capítulo 3: descreve os procedimentos metodológicos adotados no estudo no que tange

ao enquadramento da pesquisa, à obtenção dos dados e ao instrumento de análise utilizado;

Capítulo 4: apresenta os resultados obtidos pela pesquisa em relação ao diagnóstico dos setores representativos, à proposição dos modelos de coleta seletiva e ao estudo de avaliação econômica, ambiental e social;

Capítulo 5: relata as conclusões observadas pela pesquisa, bem como as recomendações para futuros trabalhos.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 COLETA SELETIVA: INSTRUMENTO ESTRATÉGICO PARA A SUSTENTABILIDADE

O capítulo ora proposto busca apresentar as bases teóricas que fundamentaram a pesquisa. Sendo assim, aborda acerca dos aspectos legais da coleta seletiva, dos desafios e dos benefícios para o contexto municipal, dos componentes mínimos para a estruturação de modelos de coleta seletiva, além de trazer pesquisas recentes sobre a temática, com base em diversas abordagens. Por fim, aborda sobre a coleta seletiva no Brasil, bem como retrata sobre a importância de estabelecer este serviço para a promoção de cidades sustentáveis.

2.1.1 Aspectos legais

De acordo com a Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010a), a qual fundamenta a PNRS, e o Decreto Federal nº 7.404 (BRASIL, 2010b), que regulamenta a PNRS, a coleta seletiva é um instrumento que contribui para o desvio de resíduos recicláveis de aterros sanitários, bem como para a valorização destes materiais. Este sistema consiste na separação prévia de resíduos sólidos com base na sua constituição e composição, de modo que as frações segregadas sejam conduzidas para diversas formas de tratamento e recuperação por via de processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, e que apenas o rejeito seja disposto em aterros sanitários (BRASIL, 2010a). A coleta seletiva assume um papel fundamental para a gestão sustentável dos resíduos sólidos, já que auxilia no desvio de resíduos com potencial de reciclagem dos aterros sanitários, na máxima valorização destes materiais - em termos mássico e energético – dentro da cadeia de resíduos, e na disposição ambientalmente adequada dos rejeitos¹ (CAMPOS, 2014; BESEN et al., 2017).

De acordo com Eigenheer e Ferreira (2015), os programas de coleta seletiva integram o sistema de gestão dos resíduos sólidos urbanos, sendo competência das administrações municipais. O Decreto Federal nº 7.404 (BRASIL, 2010b, Art. 2º) afirma que a coleta seletiva

¹ Os rejeitos são resíduos sólidos que, depois de esgotadas todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não seja a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010a, Art. 3º, XV).

deve ser implantada pelo titular do serviço público de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e as metas referentes ao serviço prestado deverão constar nos conteúdos mínimos dos planos municipais de gestão integrada dos resíduos sólidos. O Decreto ainda complementa que este programa deverá estabelecer, no mínimo, a separação de resíduos nas frações secos² e úmidos³, sendo progressivamente estendida para multifrações mediante os objetivos e metas propostos pelo município.

No Brasil, a PNRS (BRASIL, 2010a, Art. 35) institui a participação obrigatória da população, na qualidade de consumidores, “sempre que estabelecido sistema de coleta seletiva pelo plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos”, sendo, portanto, obrigada a “acondicionar adequadamente e de forma diferenciada os resíduos sólidos gerados” e a “disponibilizar adequadamente os resíduos sólidos reutilizáveis e recicláveis para coleta ou devolução”. A PNRS (BRASIL, 2010a) ainda complementa que o “poder público municipal pode instituir incentivos econômicos aos consumidores que participam do sistema de coleta seletiva”.

Neste sentido, há municípios com leis próprias que tornam obrigatórias a separação da coleta seletiva desde a origem, assim como estabelecem multas para quem não cumpri-las. A mobilização para a separação dos materiais recicláveis na fonte geradora – papéis, vidros, plásticos e metais, entre outros – é realizada por meio de campanhas de sensibilização promovidas junto aos bairros, condomínios, escolas, comércio, empresas e indústrias. Os programas municipais de coleta seletiva são implementados com base nos recursos orçamentários municipais oriundos de taxa de gerenciamento de resíduos específica ou de taxa arrecadada juntamente com o Imposto sobre Propriedade Predial e Territorial Urbana (IPTU), que tem como base de cálculo a área edificada.

Para além da PNRS (BRASIL, 2010a), outros instrumentos legislativos fundamentam a gestão integrada dos resíduos sólidos e são relevantes para uma discussão contextualizada sobre a implementação da coleta seletiva. Dentre estas, destacam-se a Política Nacional de Meio Ambiente - PNMA (BRASIL, 1981), a Constituição Federal - CF do Brasil (BRASIL, 1988), a Política Nacional de Educação Ambiental – PNEA (BRASIL, 1999), a Lei de Crimes

² Os resíduos recicláveis secos são compostos, principalmente, por metais (como aço e alumínio), papel, papelão, tetrapak, diferentes tipos de plásticos e vidro.

³ Os resíduos úmidos compreendem os materiais com alta umidade e, geralmente, de fácil biodegradação. Os resíduos alimentares e de jardim são exemplos típicos desta classificação.

Ambientais (BRASIL, 1998), o Estatuto das Cidades (BRASIL, 2001), a Lei de Consórcios Públicos (BRASIL, 2005), a Política Nacional de Saneamento Básico - PNSB (BRASIL, 2007) e a Política Nacional sobre Mudanças do Clima - PNMC (BRASIL, 2009).

A PNMA, promulgada pela Lei nº 6.938 (BRASIL, 1981), foi um marco regulatório na área de meio ambiente no Brasil, com orientações voltadas para a preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental no país, além do uso racional dos recursos naturais. Para esta Lei, o lançamento de matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos contribui para a degradação da qualidade ambiental, ou seja, para a alteração adversa das características do meio ambiente.

Neste sentido, a Constituição Federal (BRASIL, 1988) reitera a discussão acerca da temática ambiental levantada pela PNMA (BRASIL, 1981), estabelecendo princípios (SANTOS, 2014). Isto foi verificado no Art. 225 (BRASIL, 1988) que atesta sobre o direito de todos ao meio ambiente ecologicamente equilibrado e com qualidade de vida para as presentes e futuras gerações. Além disso, foi, a partir desta Constituição, que os municípios foram reconhecidos como entes federativos, ao lado da União, Estados e Distrito Federal, com autonomia financeira, legislativa e administrativa (GABRIEL, 2010). Tal fato consagrou a titularidade dos municípios nos serviços de limpeza urbana, desde a coleta até a destinação final (SOUZA, 2014).

Neste contexto, a PNEA, ancorada na Lei nº 9.797 (BRASIL, 1999), foi publicada com o intuito de promover a participação da sociedade para um ambiente preservado e equilibrado. Assim, a educação ambiental passa a ser uma ferramenta crucial para sensibilizar a população quanto à hierarquia dos resíduos, bem como engajá-las na coleta seletiva. Para fortalecer as ações de educação ambiental, a Lei nº 9.605 (BRASIL, 1998), referente aos crimes ambientais, dispôs das sanções (penalidades) penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente. Desta maneira, essa lei (BRASIL, 1998, Art. 61) relatou que a poluição de qualquer natureza em níveis que afetem a saúde humana, provoque a mortandade de animais ou destruição significativa da flora consiste em crime ambiental. Neste ponto, se encaixa a disposição inadequada de resíduos sólidos, sendo os gestores responsáveis para que isto não ocorra, sob a pena de serem legalmente responsabilizados.

Na Lei nº 10.257 (BRASIL, 2001), que regulamenta o Estatuto das Cidades, foram estabelecidos os princípios básicos para um planejamento urbano sustentável. Neste aspecto, destaca-se o Plano Diretor, como ferramenta básica da política de desenvolvimento e expansão urbana que auxilia as administrações municipais no ordenamento adequado e participativo da

cidade. Para que todos os municípios alcancem um nível de planejamento equilibrado das ações, a Lei nº 11.107 (BRASIL, 2005), a qual sanciona a Lei de Consórcios Públicos, defende a prestação do serviço público em regime de gestão associada, de modo que promova o uso racional dos recursos naturais e a proteção do meio ambiente. Esta legislação forneceu aos municípios de pequeno porte, que geralmente não possuem recursos suficientes para a implantação de serviços mais complexos, a possibilidade de participar de sistemas consorciados de gestão de resíduos sólidos.

Diante deste cenário, a Lei nº 11.445 (BRASIL, 2007) estabeleceu as Diretrizes Nacionais para o Saneamento Básico, sendo um marco para o setor e um indutor de soluções relacionadas ao manejo de resíduos sólidos urbanos. A PNSB reconheceu o gerenciamento dos resíduos sólidos como parte integrante do saneamento, sendo fundamental para gestão sustentável do meio ambiente. Já na Lei nº 12.187 (BRASIL, 2009), a PNMC apontou a redução das emissões antrópicas de gases de efeito estufa no território nacional como um caminho para minimizar os efeitos das mudanças climáticas. Esta legislação apontou, dentre outras, o uso de tecnologias de baixa emissão de carbono como um dos objetivos dos planos setoriais de mitigação e adaptação às mudanças climáticas. Neste contexto, Silva e Nascimento (2017) destacaram a participação da coleta seletiva neste processo, sobretudo por contribuir para o desvio de resíduos recicláveis secos e úmidos para os aterros sanitários e, conseqüentemente, contribuir para possíveis reduções de gases de efeito estufa ao meio ambiente.

Além do arcabouço nacional que contribui para a gestão integrada dos resíduos sólidos, no ano de 2001, em Pernambuco, foi publicado a primeira Política Estadual de Resíduos Sólidos (PERS) ancorada na Lei nº 12.008 (PERNAMBUCO, 2001). Esta foi desenvolvida com base nos princípios básicos da Agenda 21 e estabelecia a erradicação da disposição irregular de resíduos a céu aberto, a promoção de modelos de gestão com uma visão sistêmica e a responsabilidade pós-consumo do produtor pelos produtos. Em 2010, com a promulgação da PNRS (BRASIL, 2010a), a PERS foi revisada e publicada na Lei nº 14.236 (PERNAMBUCO, 2010a), a qual tem como proposta orientar as ações voltadas ao planejamento e à gestão de resíduos no Estado com vistas à adequada coleta e destinação final ambientalmente correta.

Para além da PERS (PERNAMBUCO, 2010a), o Estado de Pernambuco dispõe da Política Estadual de Enfrentamento às Mudanças Climáticas (PERNAMBUCO, 2010b), da obrigatoriedade quanto à implantação da coleta seletiva em condomínios residenciais e comerciais, nos estabelecimentos comerciais e industriais, bem como em órgãos federais, estaduais e municipais (PERNAMBUCO, 2006), da Política Estadual de Pagamento por

Serviços Ambientais (PERNAMBUCO, 2016), assim como possui Decretos que institui o Fórum Pernambuco de Resíduos Sólidos (PERNAMBUCO, 2010c), o Comitê Estadual de Resíduos Sólidos (PERNAMBUCO, 2010d) e o Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERNAMBUCO, 2012).

No âmbito da cidade de Recife, dentre as legislações ambientais dos municípios, destacam-se a Lei nº 16.243 (RECIFE, 1996), alterada pela Lei nº 18.211 (RECIFE, 2016a), a qual dispõe sobre o Código de Meio Ambiente e Equilíbrio Ecológico da Cidade do Recife e estabelece infrações administrativas relativas a atividades lesivas ao meio ambiente; e a Lei nº 18.083 (RECIFE, 2014), que institui a Política Municipal de Educação Ambiental. No que tange ao arcabouço legal voltado à gestão de resíduos sólidos, merecem destaque a Lei nº 14.091 (RECIFE, 1979), que estabelece diretrizes básicas para os serviços de limpeza urbana do município do Recife; a Lei nº 14.903 (RECIFE, 1986), atualizada pela Lei nº 16.377 (RECIFE, 1998), a qual dispõe sobre sanções aplicáveis aos atos ofensivos à limpeza urbana; a Lei nº 18.274 (RECIFE, 2016b) que aborda, dentre outros, sobre a taxa de coleta, remoção e destinação de resíduos sólidos domiciliares; a Lei nº 18.763 (RECIFE, 2020) complementou a Lei nº 15.819 (RECIFE, 1993) e obriga os órgãos públicos a realizar coleta seletiva dos resíduos sólidos para fins de reciclagem; e, por fim, o Decreto nº 27.399 (RECIFE, 2013) que regulamente as unidades de recebimento de resíduos sólidos oriundos de pequenos geradores.

Tanto a PNRS (BRASIL, 2010a) quanto a PERS (PERNAMBUCO, 2010a) vislumbram a implantação da gestão integrada de resíduos com base em uma perspectiva sustentável. Nesta perspectiva, incentivam a adoção de ações que reduzam a geração de resíduos sólidos, bem como maximize o aproveitamento e valorização destes materiais de maneira econômica viável, ambientalmente adequada e socialmente justa. Neste interim, a coleta seletiva pode contribuir para o desvio de resíduos domiciliares de rotas lineares de disposição final para caminhos que promovam a reutilização e reciclagem destes materiais. Para que isto se torne realidade nos municípios brasileiros, Santiago e Dias (2012) afirmam que estas políticas e práticas devem ser constantemente avaliadas e ajustadas às particularidades locais.

Para além da realidade brasileira, a Directiva 2008/98/CE (UE, 2008) aborda os objetivos de recuperação e reciclagem de resíduos recicláveis gerados pelos Estados Membros da UE. Esta Directiva estabelece que, até 2020 e 2030, as taxas mínimas de reciclagem deverão ser de 50% e 70%, respectivamente, para os resíduos sólidos urbanos. Além disso, a taxa máxima de aterramento do material reciclável seco deverá ser de 25% e de 30% para os resíduos alimentares, até 2025. Na Espanha, esta Directiva (UE, 2008) foi totalmente transposta pela Lei

nº 22 (BOE, 2011). Já na Dinamarca, a estratégia de resíduos para os anos de 2005 a 2008 foi desenvolvida para alcançar os objetivos estabelecidos na Directiva 2004/12/CE sobre a coleta seletiva de embalagens (LARSEN et al., 2010). O entendimento dos instrumentos legais é fundamental para nortear e regular as ações de coleta seletiva que serão implementadas, bem como para fomentar os instrumentos de estímulo e incentivo para a expansão do serviço prestado, máxima que deve ser considerada tanto em países ao redor do mundo quanto no Brasil.

2.1.2 Desafios e benefícios da coleta seletiva municipal

A coleta seletiva é uma etapa importante no gerenciamento dos resíduos sólidos, pois incentiva a gestão circular destes materiais. No entanto, dentre os vários desafios enfrentados pelo setor, Rebehy et al. (2017) destacam a transição do atual modelo de descarte de resíduos realizados por muitos municípios, o qual baseia-se na disposição final em aterros sanitários ou no despejo inadequado em locais a céu aberto, para um modelo baseado na coleta seletiva e na reciclagem de materiais. Segundo Cruz et al. (2012), o primeiro modelo gerencial baseia-se na gestão linear de resíduos sólidos, o qual preconiza a cadeia tradicional de gerenciamento de resíduos, que vai desde a extração da matéria-prima até o descarte final em aterros sanitários, sem incentivos concretos para valorização do material gerado (SIDIQUE et al., 2010). Durante as últimas décadas, este modelo foi considerado bem-sucedido, por impulsionar as economias dos países industrializados e não industrializados, além de incentivar o consumo.

No entanto, Park e Chertow (2014) afirmam que esta abordagem resultou em um aumento significativo de resíduos gerados em todo o mundo, provocando, assim, a extração maciça de recursos naturais não renováveis e, conseqüentemente, o surgimento de problemas ambientais inerentes a essa extração. Diante da fragilidade deste modelo, práticas de gestão circular foram gradativamente requeridas como modelo substituto, em prol de uma gestão sustentável dos resíduos sólidos. No modelo de gestão circular, os resíduos gerados estão numa etapa de transição e devem voltar ao ciclo produtivo como matéria-prima para outros processos e sistemas de produção, por meio da reutilização, recuperação e reciclagem, mediante um número infinito de ciclos (EMF, 2012; GHISELLINI et al., 2016). No contexto europeu, a UE propõe metas e meios para transformar a gestão linear dos resíduos em um modelo baseado no uso eficiente dos recursos naturais, cujos resíduos sejam reincorporados ao processo industrial para a produção de novos produtos ou matérias-primas (EC, 2010, 2011). Para que isto ocorra, a coleta seletiva deve assumir um papel fundamental na cadeia de resíduos sólidos, incentivando

a reciclagem dos resíduos potencialmente recicláveis, permitindo uma maior disponibilidade de recursos para a indústria, reduzindo o impacto ambiental associado à gestão de resíduos, desenvolvendo o mercado de matérias-primas recicladas, promovendo, portanto, a criação de empregos, e a geração de sociedades sustentáveis quanto ao uso eficiente dos recursos (EC, 2016).

Além da mudança do sistema de gestão, Nguyen et al. (2015) afirmam que outro desafio enfrentado pela coleta seletiva, sobretudo nos países em desenvolvimento, como o Brasil, refere-se à ineficiência, à inviabilidade, à prematuridade e à não replicabilidade destes programas no contexto municipal. Com efeito, Oliveira e Galvão Júnior (2016) constataram isto ao analisar 17 Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) brasileiros com população acima de 200.000 habitantes no tocante à adequação da coleta seletiva, com base nas diretrizes da PNRS. Os autores verificaram a não aderência da maior parte da amostra estudada, além do não atendimento destes sistemas aos requisitos mínimos da PNRS. De fato, este cenário pode ser pouco atrativo para os gestores, uma vez que torna o sistema seletivo insustentável e oneroso para a maioria dos municípios brasileiros (CASTAGNA et al., 2013; PEREIRA et al., 2015; AFFANDY et al., 2017; LIMA et al., 2017). No entanto, a participação efetiva da população é um dos fatores essenciais como via para a eficiência da coleta seletiva (CASTAGNA et al., 2013; GRECO et al., 2015; SINGH; ORDONEZ, 2015), além da existência de uma infraestrutura adequada, da realização de um planejamento urbano e do estabelecimento de políticas públicas eficientes (BUQUE; RIBEIRO, 2015).

Neste sentido, Miafodzyeva e Brandt (2013) afirmam que são vários os fatores que influenciam para o bom funcionamento de programas municipais de coleta seletiva. Em seus estudos, identificaram quatro grupos principais que guiam o comportamento da população quanto à participação no sistema: sóciopsicológico, tecno-operacional, sociodemográfico e outros fatores específicos. Quanto ao primeiro grupo, foi verificado que as normas morais, sociais e legais podem conduzir, de forma positiva ou negativa, com a efetiva participação da população. Já nos aspectos tecno-operacionais, destacaram o modelo de coleta seletiva adotado; as questões operacionais, como a frequência e os turnos de coleta, além da acessibilidade do modelo implantado, do número de frações coletadas (MILIUTE-PLIPIENE; PLEPYS, 2015), dos incentivos econômicos e das campanhas de sensibilização ambiental. Os principais fatores sociodemográficos, também chamados de socioeconômicos pelos autores, foram a densidade demográfica, faixa etária, sexo, renda, nível de escolaridade, tipo de moradia (residências ou

apartamento) e característica da área de coleta (residencial ou comercial). Quanto às variáveis do grupo quatro, destacaram-se os aspectos turísticos (MIAFODZYEVA et al., 2013), os hábitos culturais e o padrão de consumo.

Da mesma forma que a coleta seletiva enfrenta diversos desafios para que se torne viável para as administrações municipais, os benefícios oriundos do processo fundamentam sua implantação, sobretudo em decorrência do impacto positivo gerado nas dimensões ambiental e social. Dentre estes impactos, destacam-se o desvio de resíduos para aterramento, o que implica no aumento da vida útil dos aterros sanitários (ZAMAN, 2016; RAGAZZI et al., 2017; BERG et al., 2018), a valorização do material coletado, além de contribuir para a elevação das taxas de reciclagem (STOEVA; ALRIKSSON, 2017; JOHNSON et al., 2018).

Os programas de coleta seletiva municipal proporcionam benefícios diretos, como a redução da extração de recursos naturais (RADA et al., 2014 a,b; GRECO et al., 2015; LINO; ISMAIL, 2017) e indiretos, como a redução do consumo de água e energia, além de diminuir a geração de gases poluentes (GIUGLIANO et al., 2011; ZAMAN; LEHMANN, 2013; MENIKPURA et al., 2013). Para Zaman (2016), o resíduo reciclado substitui a demanda de material primário virgem para a produção de novos produtos, a necessidade de energia e de água, além de evitar a geração de emissões durante a extração de novos recursos. Sendo assim, proporciona benefícios materiais e ambientais, decorrentes da recuperação de recursos, e econômicos, à medida que o material contribui para o sistema produtivo das indústrias; ademais, contribui para a saúde pública e o bem-estar da população (LIMA, 2010; BESEN et al., 2014; GRECO et al., 2015).

De fato, a coleta seletiva também proporciona benefícios socioeconômicos, já que estimula à venda do resíduo potencialmente reciclável, possibilita a expansão do mercado de reciclagem, promove a criação de empregos – sobretudo para as pessoas dos setores mais desfavorecidos da sociedade (SILVA; NASCIMENTO, 2017; EXPÓSITO; VELASCO, 2018). Nesta vertente, pesquisas realizadas a nível nacional e internacional ratificam o benefício da coleta seletiva. Ragazzi et al. (2017) notaram que a coleta seletiva contribui para o aumento dos percentuais de reciclagem da cidade de Trento, na Itália, de 9,90%, em 2005, para 81,10%, em 2016. Os autores afirmam que este resultado só foi possível devido à intensa participação da população, ao alinhamento dos interesses da administração pública municipal com a concessionária responsável pela execução do serviço, à adequação do modelo de coleta seletiva adotado e ao incentivo legal para a efetivação e melhoria contínua do sistema implantado. Já Ayodele et al. (2018) avaliaram o potencial de economia de energia e os benefícios econômicos

e ambientais da coleta seletiva e da reciclagem dos resíduos recicláveis em seis zonas geográficas da Nigéria. Os autores estimaram que a reciclagem destes materiais economizaria 1.046,43 GWh de energia no processo produtivo para fabricação de novos produtos, o que equivaleria ao fornecimento de energia elétrica para cerca de 9,8 milhões de pessoas, com base na geração de eletricidade média de 29.697.360,1 MWh e no consumo de eletricidade *per capita* de 107 kWh. Além disso, os benefícios econômicos seriam em torno de 11,7 milhões de dólares, equivalendo a aproximadamente 16.562 empregos por ano. A avaliação ambiental indicou redução de 307.364 kt de CO₂eq no meio ambiente devido ao desvio dos resíduos do aterro sanitário para a reciclagem.

Estudos realizados com base na realidade brasileira ratificaram as pesquisas supracitadas. Lino et al. (2013) analisaram o impacto energético dos resíduos recicláveis na cidade de Campinas, em São Paulo. Segundo os autores, o uso da coleta seletiva é fundamental para valorização energética dos resíduos recicláveis, haja vista que 1% do material reciclável ocasionaria uma economia de energia de 12.552 GJ.mês⁻¹ (3487 MWh), o que equivale ao consumo mensal de eletricidade de 4.000 residências em Campina. Por sua vez, Simonetto et al. (2013) avaliaram a economia de energia na reciclagem de resíduos na região metropolitana do Rio Grande do Sul, no Brasil. Os autores verificaram a economia de energia de 7.500 MWh.mês⁻¹, para o cenário propositivo, e de 5.800 MWh.mês⁻¹, para o cenário atual. Outros estudos ratificam os benefícios da coleta seletiva como indutora da reciclagem de resíduos sólidos (MORRIS, 1996; THEMELIS; TODD, 2004; SEIKE et al., 2018).

2.1.3 Modelos de coleta seletiva

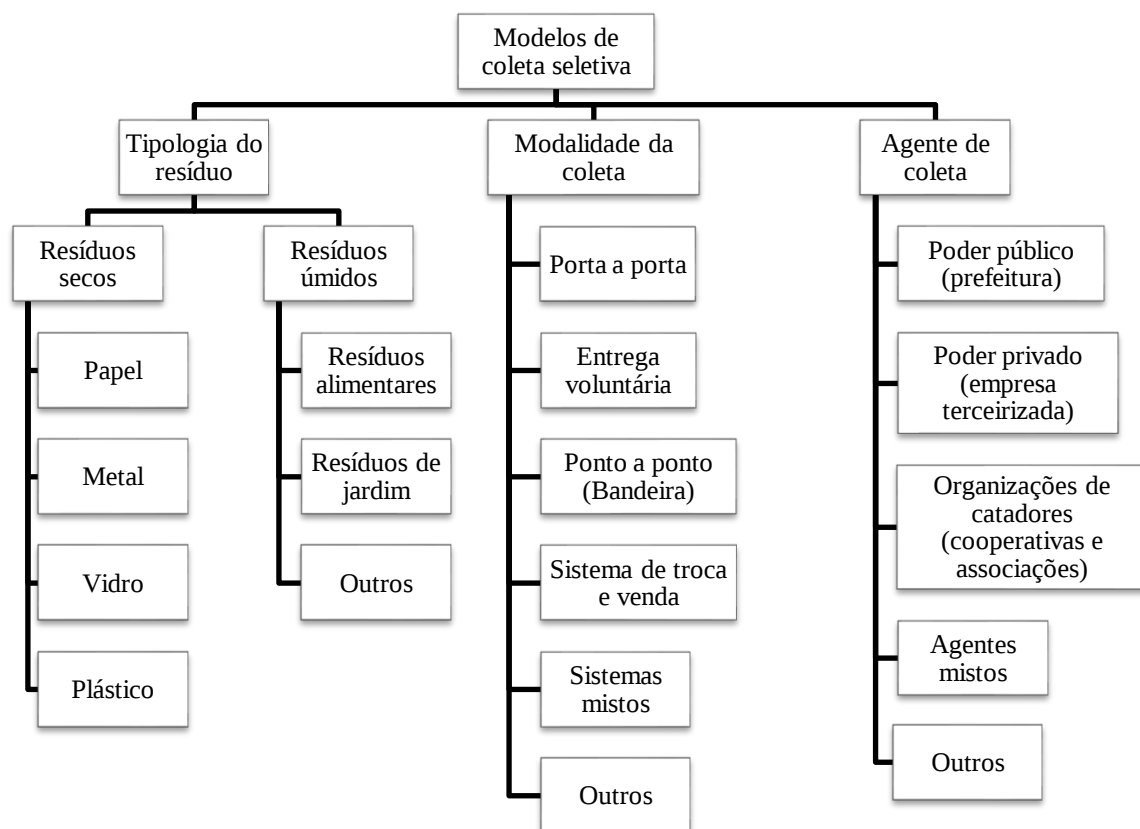
Os modelos de coleta seletiva variam de município para município, seja no contexto nacional ou internacional, pois dependem das condições socioeconômicas locais, da estrutura geomorfológica da área, da infraestrutura disponível, da conjuntura legal, dentre outros aspectos (TIMLETT; WILLIAMS, 2011). Estes fatores, quando bem estruturados e adequados às condições socioeconômicas locais, aumentam a eficiência do modelo seletivo em função da coleta de resíduos potencialmente recicláveis (YILDIZ-GEYHAN et al., 2016; STOEVA; ALRIKSSON, 2017), além de torná-lo viável (MARTINHO et al., 2017). Para que isto se torne uma realidade nas administrações municipais, Besen et al. (2017) apontam três estruturas fundamentais que devem ser incorporadas na proposição de modelos de coleta seletiva: a

tipologia do material coletado, a modalidade da coleta e o agente de execução da limpeza pública responsável pelo serviço (Figura 1).

No que tange à tipologia do material coletado, a coleta seletiva compreende a coleta mínima de resíduos secos, usualmente chamado de recicláveis, e de resíduos úmidos, comumente denominados de orgânicos, separados na fonte geradora, conforme estabelecido no Decreto nº 7.404/2010 (BRASIL, 2010b) que regulamenta a PNRS (BRASIL, 2010a). De acordo com Cariacica (2015), o material coletado pelo modelo seletivo depende dos objetivos traçados pela administração municipal.

De acordo com Dutra et al. (2018), a maioria dos modelos de coleta seletiva do Brasil segrega os resíduos recicláveis em secos e úmidos. O primeiro grupo compreende, tradicionalmente, as frações papel, plástico, vidro e metal, além das várias subclassificações existentes. Já os resíduos úmidos, comumente denominados de orgânicos, abrangem os resíduos alimentares, de jardim, dentre outros. Segundo Campos (2014), esta classificação facilita a segregação dos moradores desde a pré-coleta.

Figura 1 - Estruturas fundamentais para elaboração de modelos de coleta seletiva



Fonte: O Autor (2020).

Nos Estados Unidos, a coleta seletiva de resíduos recicláveis pode ser classificada de acordo com o número de fluxos de coleta, como fluxo único (FU) ou fluxo duplo (FD). Na coleta de fluxo duplo, os residentes separam os resíduos papel, papelão e revistas dos demais materiais recicláveis, utilizando para tal coletores de 60 litros. Já na coleta de fluxo único, os resíduos recicláveis são dispostos em um único coletor de 240 litros, os quais são destinados para centros de triagem (MAIMOUN et al., 2016). Segundo Fitzgerald et al. (2012), durante a última década, muitas comunidades americanas têm mudado o sistema de coleta de fluxo duplo para o fluxo único, sobretudo em virtude da facilidade de operação deste modelo, o qual proporcionou um aumento em torno de 50% na coleta de recicláveis.

No tocante à União Europeia, Seyring et al. (2016) relataram, com base nos dados dos 28 Estados Membros, que as principais frações coletadas foram papel, metal, plástico e vidro. Os autores ainda verificaram que, em alguns países, a coleta de metal e plástico foi realizada juntas. Em Portugal, os resíduos recicláveis foram coletados por meio dos fluxos amarelo, referente aos plásticos e metais; azul, correspondente ao papel e ao papelão; e verde, relativo ao vidro (RODRIGUES et al., 2016; FERREIRA et al., 2017). As tipologias predominantes das cidades espanholas foram os resíduos mistos, os orgânicos, o papel/papelão, o vidro e as embalagens leves (plástico e metal) (GALLARDO et al., 2012). Já na cidade de Zavidovic, na Bosnia e Herzegovina, as principais frações coletadas foram o papel, o plástico e os metais. Já o vidro não foi coletado por não ter valor de mercado nesta região (VACCARI et al., 2013).

Quanto à modalidade da coleta seletiva, Seyring et al. (2016) relatam que o tipo de modalidade adotado depende das condições socioeconômica, política, administrativa, tecnológica, dentre outras. Jank et al. (2015) complementam afirmando que a modalidade da coleta seletiva varia de cidade para cidade, diferenciando, inclusive, de uma área para outra dentro do próprio município, de acordo com a estratégia e o planejamento adotados. Deste modo, as principais modalidades de coleta seletiva utilizadas nos municípios brasileiros consistem na porta a porta, na entrega voluntária, no ponto a ponto e no sistema de troca e venda de materiais recicláveis, além dos sistemas mistos – resultantes da combinação de outras modalidades (TIRADO-SOTO; ZAMBERLAN, 2013; CAMPOS, 2014). De acordo com Besen et al. (2017), cada modalidade apresenta vantagens e desvantagens do ponto de vista da sustentabilidade processual (Quadro 1).

Quadro 1 - Principais modalidades da coleta seletiva do Brasil

Modalidade	Definição	Vantagens	Desvantagens
Entrega Voluntária (Pontos ou Locais de Entrega Voluntária – PEV, LEV ou Ecoestação)	São disponibilizados contêineres em pontos e/ou locais estratégicos, onde a população dispõe os resíduos de forma voluntária.	Reduz o trajeto e acúmulo de carga, minimizando o custo logístico; Demanda equipe menor, pois parte do serviço é executada pela população; Desperta a cidadania, pois exige participação mais ativa da população; A presença de contêineres dá maior visibilidade e divulga a coleta seletiva.	Mobilização eficaz, pois requer maior participação da população; Demanda rigor na coleta para evitar que os contêineres se transformem em pontos de acúmulo de lixo; Quando não controlados, ocorrem desvios de materiais de maior valor e, as vezes, atos de depredação.
Porta a porta	O caminhão coletor segue uma rota de coleta que passa por bairros e coletam os resíduos separados, dispostos geralmente dentro de sacos plásticos.	Garante boa cobertura da coleta na fonte; Dispensa o deslocamento do cidadão até um posto de entrega voluntária; Sinalização do serviço prestado pelo caminhão e reconhecimento do som pelos cidadãos.	Custo logístico elevado, devido a maior infraestrutura de coleta; Tende a apresentar custo mais elevados de coleta e transporte comparado com outras modalidades; Os dias e horários de coleta precisam de ampla divulgação; Atrai maior número de catadores informais na área implantada.
Ponto a ponto (Bandeiras)	Os resíduos secos são coletados nos pontos de geração e concentrados em pontos estratégicos, chamados de “bandeiras”, para posterior coleta pelo caminhão. Os coletores levam os resíduos até esses pontos a pé, em bags, ou em carrinhos manuais ou motorizados.	Otimiza a rota, facilita o carregamento e reduz o tempo de coleta; Reduz o custo logístico. Os coletores interagem com os moradores e mobilizam a comunidade; Melhora a qualidade e a quantidade dos materiais separados.	Necessita de equipe com mais pessoas para realização da coleta; Demanda informação sobre o modo diferente de operação; Os locais das bandeiras devem ser bem localizados de modo que minimize o tempo de exposição dos resíduos.
Sistemas de troca	Os resíduos secos são levados para pontos específicos e trocados por alimentos, cupons de alimentos, dinheiro ou descontos em contas de serviço, a exemplo de energia elétrica.	Reduz os custos de transporte para a prefeitura; Os resíduos têm maior qualidade na separação e menos rejeitos; O cidadão se beneficia economicamente dos resíduos.	Não tem garantia de continuidade e depende exclusivamente de quem implantou; A participação na coleta seletiva fica mais restrita ao interesse pessoal e menos ao coletivo.

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

No Brasil, dados da Pesquisa Ciclossoft sobre coleta seletiva (CEMPRE, 2018) inferiram que a maioria dos municípios brasileiros empregaram a modalidade mista, com destaque para as coletas porta a porta (PAP) e ponto de entrega voluntária (PEV). Ainda de acordo com o estudo, 80% dos municípios empregaram a coleta porta a porta e 45% utilizaram o PEV. Dados do SNIS (2018) corroboram com este cenário, sendo estas modalidades predominantes nos municípios que alegaram realizar coleta seletiva. Segundo Campos (2014), estas modalidades são usualmente implementadas no formato misto para aumentar a quantidade de resíduos coletados. Já na União Europeia, Seyring et al. (2016) relatam que as principais modalidades empregadas nos Estados Membros, bem como em suas respectivas capitais, foram a coleta porta a porta (*door-to-door*), a coleta misturada (*co-mingled collection*), a entrega voluntária (*bring-points*), o *civic amenities*, e o depósito e retorno (Quadro 2).

Quadro 2 - Modelos de coleta seletiva nos países da União Europeia

Modelos de coleta seletiva	Definição
Porta a porta	As frações dos resíduos são dispostas em sacos específicos, bolsas especiais, caixas ou recipientes diretamente dos domicílios com frequência regular.
Coleta <i>Co-mingled</i>	Semelhante ao sistema porta a porta, entretanto, neste sistema as frações de resíduos são coletadas no mesmo compartimento.
Entrega voluntária (<i>Bring-points</i>)	Este sistema é semelhante ao sistema de entrega voluntária realizado no Brasil, em que recipientes são dispostos em locais públicos para a coleta de diferentes frações de resíduos.
<i>Civic amenity sites</i>	São semelhantes às ecoestações. Consiste em locais de entrega de resíduos por famílias ou de forma individual. Os resíduos dispostos são os recicláveis, os volumosos, às vezes os resíduos perigosos, os resíduos de equipamentos elétricos e eletrônicos, as baterias usadas, os resíduos de construção civil, os solventes, dentre outros.
Depósito e retorno	São semelhantes ao sistema de troca de resíduos, sendo tipicamente aplicados a garrafas de bebidas, latas de vidro, plástico e metal.

Fonte: Adaptado de Seyring et al. (2016).

Nesta perspectiva, Martinho et al. (2017) estudaram a eficiência da coleta seletiva com base em três modalidades (porta a porta, pontos de entrega voluntária e misto) em uma cidade ao oeste de Portugal. Já Pires et al. (2017) avaliaram os benefícios econômicos e ambientais das coletas porta a porta, entrega voluntária e mista em Portugal, com base na análise do ciclo de vida e em indicadores econômicos. Por sua vez, Yıldız-Geyhan et al. (2016) analisaram os benefícios ambientais de quatro modalidades de coleta seletiva (coleta solidária, porta a porta e

pontos de entrega voluntária com coletores localizados nas ruas, com intervalos menores - 50 a 100 metros - e maiores - 500 a 1000 metros), na cidade de Istambul, na Turquia. Por fim, Seyring et al. (2016) analisaram os modelos e as modalidades seletivas de 28 Estados Membros da UE, assim como das suas capitais federativas.

Quanto aos agentes responsáveis pela execução do serviço, a coleta seletiva pode ser operada pela prefeitura municipal, por empresas terceirizadas e/ou por organizações de catadores de materiais recicláveis, agrupados no formato de cooperativas ou de associações (JACOBI; BESEN, 2011; BRINGUENTI et al., 2011; BESEN, 2011; CAMPOS, 2013). A execução do serviço pela prefeitura ou por empresas terceirizadas é comumente realizada em parceria as organizações de catadores, por meio de parcerias ou pela contratação destes trabalhadores para a prestação do serviço (BESEN et al., 2017).

De acordo com Gutberlet (2015), os catadores de materiais recicláveis são importantes mineradores urbanos que atuam na recuperação de recursos e contribuem para a sustentabilidade urbana das cidades. A inserção de catadores de materiais recicláveis estimula a Economia Social e Solidária (LEMAITRE; HELMSING, 2012), assim como a Economia Ecológica (GOWDY; ERICKSON, 2005), além de enquadrar-se nos preceitos das Teorias da Sustentabilidade (ROCKSTRÖM et al., 2009), do trabalho decente (OIT, 2013), do pensamento do ciclo de vida (JØRGENSEN et al., 2008) e do metabolismo urbano (GANDY, 2004). Estes novos modelos econômicos destacam-se das demais formas inovadoras de interação econômica com a população e o meio ambiente, já que atribui importância igual a todos os atores inseridos no processo e foca na eficiência processual, ao invés da simples geração de lucros.

A coleta seletiva com a participação de catadores de materiais reciclável organizados em associação ou cooperativa é comumente denominada por coleta seletiva solidária, coleta seletiva com inclusão social, coleta seletiva sustentável ou coleta seletiva socioproductiva de catadores (BESEN et al., 2017). Este tipo de coleta pode ser realizado por via formal, por meio de organizações de catadores, ou informal, quando a atividade é feita de maneira independente e sem parceria com a administração municipal.

A coleta seletiva solidária é considerada para Spies e Scheinberg (2010) como uma externalidade positiva ofertada aos municípios, uma vez que são beneficiados em termos sociais, ambientais e econômicos pelo serviço prestado por estes profissionais. No entanto, os catadores de resíduos não são reconhecidos como atores economicamente legítimos, embora produzam, simultaneamente, bens e serviços ao recuperar resíduos que seriam destinados aos aterros sanitários e conduzi-los às indústrias como matéria-prima (OLIVEIRA; PEREIRA,

2015). Segundo Campos (2014) e Gutberlet (2015), a quantidade de catadores individuais, desorganizados e em condições precárias no Brasil é significativa. Entretanto, a contabilização exata torna-se um desafio para os gestores municipais, devido à informalidade da atividade e da demanda existente.

A coleta seletiva solidária promove melhorias nas condições de trabalho (LINZNER; LANGE, 2013; LIMA; MANCINI, 2017) e na qualidade de vida dos membros das organizações (WILSON et al., 2012); gera maior qualidade do material segregado (LINGER; SALHOFER, 2014; GHISOLFI et al., 2017); fortalece o mercado de recicláveis e a comercialização em rede (APARCANA, 2017); mobiliza e sensibiliza a sociedade sobre a realidade dos catadores (DIAZ; OTAMA, 2014), bem como sobre a necessidade da minimização de resíduos que leva à preservação ambiental e redução de danos (KASHYAP; VISVANATHAN, 2014; GUTBERLET, 2015); possibilita a contratação de organizações pelos órgãos públicos, sem necessidade de licitação (VERGARA et al., 2016); regulamenta os direitos dos catadores (BAKO, 2014); capacita os integrantes do sistema, com cursos de alfabetização, técnicas de reciclagem, contabilidade (LINO; ISMAIL, 2017), dentre outras.

Diversos estudos realizados em outros países ratificam a importância da coleta seletiva solidária para a gestão sustentável dos resíduos sólidos (ZHANG et al., 2010; CHEN et al., 2010; CARDENAS; CASANOVA, 2010; ATIENZA, 2010; ASIM et al., 2012; GUTBERLET, 2013; MATTER; COLS, 2015; DOS MUCHANGOS et al., 2015; SUTHAR et al., 2016; FEI et al., 2016; ANDRIANISA et al., 2016; APARCANA, 2017; SAIDAN et al., 2017; HARTMANN, 2018). No Brasil, vários pesquisadores corroboram esta lógica, sobretudo quanto à qualidade do material coletado pelos sistemas seletivos municipais (CASTILHOS JÚNIOR et al., 2013; LIMA; SILVA, 2013; TIRADO-SOTO; ZAMBERLAN, 2013; CAMPOS, 2014; RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2015; GHISOLFI et al., 2017; GIL; ÁVILA, 2017; LIMA; MANCINI, 2017).

Para além das estruturas de um modelo de coleta seletiva, é necessário que o modelo seletivo proposto atente para as particularidades socioeconômicas da área estudada (TIMLETT; WILLIAMS, 2011). Para Bringhenti et al. (2011), este requisito é fundamental para a implementação de programas de coleta seletiva adequados e viáveis, o que pode estimular a participação popular neste processo. Sendo assim, são necessários o estabelecimento de estudos que corroborem com esta retórica, além de subsidiar discussões aprofundadas pautadas em uma metodologia analítica sobre o assunto (YILDIZ-GEYHAN et al., 2016).

Além de pesquisas diretamente relacionadas aos modelos de coleta seletiva, outros estudos foram feitos com o intuito de avaliar diferentes aspectos da coleta seletiva, como o diagnóstico do serviço prestado (BESEN et al., 2014), o uso de metodologias para estruturação de modelos seletivos (GALLARDO et al., 2015), os fatores que influenciam a participação população no processo (STOEVA; ALRIKSSON, 2017; XU et al., 2017), além da avaliação da coleta seletiva em termos econômicos (MIRANDA et al., 2012; MILLER et al., 2014; CIMPAN et al., 2015; GRECO et al., 2015; D'ONZA et al., 2016), ambiental (PUNKKINEN et al., 2012; USÓN et al., 2013; YILDIZ-GEYHANA et al., 2016) e integrando estas duas dimensões (MORA et al., 2014; MAIMOUN et al., 2016). Além de ter sido analisado o desempenho da coleta seletiva (GALLARDO et al., 2012; TEERIOJA et al., 2012; ROGGE; DE JAEGER, 2013; TEIXEIRA et al., 2014 a, b; WEN et al., 2015; JAUNICH et al., 2016; RODRIGUES et al., 2016 a, b; FERREIRA et al., 2017). Estes estudos são importantes para fundamentar novas pesquisas e gerar discussões aprofundadas sobre a temática.

2.1.4 Panorama da coleta seletiva no Brasil

A coleta seletiva ainda é um tema incipiente no Brasil. Contudo, iniciativas neste sentido tem aumentado nos últimos anos, sobretudo em função das diversas políticas públicas publicadas, como a PNRS, e da busca pela adequação às diretrizes estabelecidas nesta Lei (CAMPOS, 2014). Em 2014, 16,66% dos 5.561 municípios operavam alguma iniciativa de coleta seletiva, o que correspondeu a 927 experiências implantadas e em funcionamento (CEMPRE, 2014). Este valor aumentou para 1.227 em 2018 (CEMPRE, 2018), equivalendo a 22% dos municípios brasileiros com coleta seletiva.

Neste sentido, dados do Cempre (2018) apontaram que as Regiões Sudeste e Sul compreenderam 87% dos municípios com coleta seletiva no Brasil, sendo a Região Norte registrado apenas 1%. Sendo assim, cerca de 35 milhões de brasileiros tiveram acesso aos programas de coleta seletiva, sendo a coleta porta a porta implementada em 80% dos municípios com coleta seletiva. A organização de catadores foi o agente de coleta mais frequente, presentes em 50% das cidades com coleta seletiva. No entanto, na maioria dos casos, atuam em parceria com a prefeitura ou empresas terceirizadas, sobretudo sem remuneração.

Já conforme o SNIS (2016), dos 5.570 municípios brasileiros, cerca de 66%, participaram do SNIS enviando informações sobre a gestão de resíduos sólidos municipais. Destes, aproximadamente 33%, equivalente a 1.215 municípios informaram realizar qualquer tipo de

iniciativas de coleta seletiva, seja pelo modelo porta a porta ou PEV. Contudo, não foi feita uma avaliação da abrangência da coleta seletiva nesses municípios, podendo ser apenas em uma localidade, em parte do município, ou em toda a cidade.

De acordo com o SNIS (2016), as Regiões Sudeste (45,76%) e Sul (42,14%) do Brasil foram as que apresentaram o maior número de municípios com iniciativas de coleta seletiva. Os dados também revelaram que as Regiões Nordeste (5,60%), Centro-Oeste (5,43%) e Norte (1,07%) carecem de prestação deste serviço. No tocante a Região Nordeste, a pesquisa relatou que, dos 1,794 municípios compreendidos nesta região, apenas 3,79% (relativo a 68 municípios) alegaram possuir programas de coleta seletiva. Os estados da Bahia (27,94%), do Ceará (25%) e de Pernambuco (16,18%) destacaram-se dentre os demais.

Diante disto, embora o Brasil priorize o repasse de recursos da União aos municípios que possuem PMGIRS e/ou que desenvolvem a coleta seletiva, as iniciativas quanto à implementação deste serviço ainda são incipientes, sobretudo nas Regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste. Para Cardoso (2016), o aumento do número de iniciativas de coleta seletiva no Brasil, apesar de ocorrer de maneira heterogênea, está relacionado à prioridade de acesso dos municípios que prestam este serviço, frente aos demais, aos recursos da União. Entretanto, este cenário não implica, obrigatoriamente, na melhoria significativa da gestão dos resíduos sólidos, já que a execução deste serviço sem planejamento adequado pode conduzir a baixas taxas de reciclagem e de desvio de resíduos sólidos aos aterros sanitários.

De fato, a implementação da coleta seletiva nos municípios brasileiros, sobretudo àqueles que compõem as Regiões Nordeste, Centro-Oeste e Norte, é crítica. De acordo com Lino e Ismael (2015), embora a coleta tenha sido introduzida nas cidades urbanas do Brasil desde os anos de 1980, apenas 1,2% dos resíduos potencialmente recicláveis são coletados. Os autores ainda afirmaram que os principais desafios da coleta seletiva no Brasil permeiam pelo reduzido número de municípios que realizam este serviço, bem como a inficiência inerente ao programa ofertado. Além disto, Campos (2014) ratifica que os programas seletivos existentes carecem por informações confiáveis, aprofundadas e factíveis acerca deste sistema, tornando-se, portanto, um desafio para a gestão sustentável dos resíduos sólidos.

2.1.5 Avaliação de modelos de coleta seletiva

A coleta é uma etapa importante para a gestão de resíduos sólidos, pois possui forte apelo visual e impacto significativo na população, de modo que quando operada de maneira

ineficiente resulta em inconvenientes ambientais, orçamentários e de saúde pública graves (ROGGE; DE JAEGER, 2013; USÓN et al., 2013). Por outro lado, é um dos serviços mais onerosos do gerenciamento de resíduos sólidos (UN-HABITAT, 2010; HIDALGO et al., 2018), correspondendo em torno de 50 a 70% do custo total do serviço prestado (NGUYEN; WILSON, 2010; RADA et al., 2013; GRECO et al., 2015; BOSKOVIC et al., 2016). Segundo dados do SNIS (2018), conforme análise dos municípios brasileiros que participaram da pesquisa, a incidência média da coleta de resíduos correspondeu a 56% da despesa municipal total relacionada com os serviços de gerenciamento de resíduos sólidos.

No âmbito da coleta de resíduos, a coleta seletiva destaca-se por ser ainda mais dispendiosa (D'ONZA et al., 2016). Estudos do Insea (2010) revelaram que o custo da coleta seletiva foi cerca de 3 a 5 vezes maior que a convencional, embora a proporção exata dependa das características e das particularidades do modelo seletivo adotado pelo município. Nesta perspectiva, dados da pesquisa Ciclossoft publicados em 2018 (CEMPRE, 2018) apontam que o custo médio da coleta seletiva das cidades brasileiras, segundo a amostra consultada, foi de R\$ 442,24, sendo 4,6 vezes maior que o custo da coleta convencional. Analisando os resultados do Cempre (2018) ao longo do tempo (1994 a 2018) esta proporção apresentou uma redução de 5,4%. No entanto, ao comparar com os dados de 2016, notou-se um aumento de 0,5% do custo médio da coleta seletiva frente à domiciliar. Esta lógica também foi verificada por Teixeira et al. (2014a) na cidade do Porto em Portugal, ao constatarem que o custo da coleta seletiva foi em torno de cinco vezes mais oneroso que a coleta convencional.

Diversos fatores podem influenciar na composição dos custos de um modelo seletivo e nos elevados valores por ele obtido, como as características do município (tamanho e densidade da população), as características da área onde a atividade será realizada (distâncias, altitude, rede viária), a quantidade e a qualidade dos resíduos sólidos coletados, o modelo de coleta seletiva adotado, entre outros (GAMBERINI et al., 2013; GRECO et al., 2015; FERNÁNDEZ-ARACIL et al., 2018).

Para além da discussão quanto aos custos dos modelos de coleta seletiva, os benefícios socioambientais por eles gerados são inquestionáveis. De acordo com Silva e Nascimento (2017), a coleta seletiva contribui para a valorização dos resíduos sólidos recicláveis, uma vez que os materiais coletados na fonte geradora são direcionados aos centros de triagem que, por sua vez, fortalecem a indústria de reciclagem, sendo estes materiais utilizados como matéria-prima para novos ciclos produtivos (EXPÓSITO; VELASCO, 2018). Além disso, corrobora para o fortalecimento de uma filosofia cíclica e sustentável de gestão de resíduos, pautada nas

diretrizes dos objetivos do desenvolvimento sustentável (NAUSTDALSLID, 2014; FERREIRA et al., 2017; MOURA et al., 2018; EUROPEAN COMMISSION, 2019).

Por outro lado, para que os modelos seletivos gerem benefícios socioambientais, é imperativo que sejam adequados, eficientes e viáveis ao *locus* de implantação (JACOBI; BESEN, 2011; CAMPOS, 2013). Deste modo, o modelo seletivo precisa contemplar as particularidades do local que será implantado o projeto em seus aspectos econômicos, ambientais, sociodemográficos, culturais, geográficos, legais, dentre outros (GALLARDO et al., 2015; BERG et al., 2018), atender aos aspectos técnico-operacional de desempenho e eficiência do serviço prestado (GRECO et al., 2015), e utilizar uma abordagem integrada e viável pautada na incorporação de múltiplas dimensões, como econômica, ambiental e social, por exemplo (BERTANZA et al., 2018).

Neste segmento, a Comissão Europeia (2015) orienta a avaliação de modelos de coleta seletiva pelos Estados Membros que contemplem as dimensões técnica, ambiental, econômica e social. À luz desta diretriz, estudos vêm sendo realizados pautados na integração destas dimensões (MORA et al., 2014; TEIXEIRA et al., 2014 a; LOLLI et al., 2016; MAIMOUN et al., 2016; YILDIZ-GEYHAN et al., 2016; PIRES et al., 2017). É salutar ressaltar que o entendimento dado a maioria dos estudos de avaliação de modelos de coleta seletiva centra-se na discussão acerca do desempenho e da eficiência de modelos seletivos.

Deste modo, diversos estudos foram realizados com base na avaliação das dimensões técnico-operacional (GALLARDO et al., 2012; WEN et al., 2015; RODRIGUES et al., 2016 a,b; FERREIRA et al., 2017; MARTINHO et al., 2017; FERRONATO et al., 2020), econômica (INSEA, 2010; TEERIOJA et al., 2012; ROGGE; DE JARGER, 2013; MILLER et al., 2014; GRECO et al., 2015; BOSKOVIC et al., 2016; D'ONZA et al., 2016) e ambiental (YILDIZ-GEYHAN et al., 2016; ZAMAN; LEHMANN, 2013; ZAMAN, 2014; ZAMAN, 2016). Quanto à dimensão social, notou-se maior recorrência temática em países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, como o Brasil (BRINGHENTI et al., 2011; LIMA et al., 2017; LIMA; MANCINI, 2017; DUTRA et al., 2018).

Assim, Vaccari et al. (2013) estudaram a avaliação econômica e ambiental de seis modelos de coleta seletiva no município de Zavidovic, na Bósnia. Boskovic e Jovicic (2015) propuseram uma metodologia e avaliaram o desempenho econômico e ambiental do modelo de coleta seletiva da cidade de Kraguevac, na Sérvia. Rutkowski e Rutkowski (2015) avaliaram os benefícios econômicos, ambientais e sociais da coleta seletiva porta a porta em parceria com cooperativas de catadores de materiais recicláveis em 25 cidades brasileiras. Maimoun et al.

(2016) avaliaram o desempenho econômico e ambiental do modelo de entrega voluntária de resíduos recicláveis secos em 25 comunidades da Flórida Central, nos Estados Unidos. Pires et al. (2017) analisaram o desempenho econômico e ambiental de três modelos de coleta seletiva em diversas cidades de Portugal. Bertanza et al. (2018) avaliaram o desempenho operacional-econômico de modelos de coleta seletiva de quatro cidades do norte da Itália.

De fato, a proposição de modelos de coleta seletiva viáveis não é uma prática na maioria dos municípios brasileiros e de outros países do mundo. Entretanto, a estruturação de modelos que incorporem a relevância das dimensões ambientais e sociais, para além da econômica, pode contribuir para a redução dos custos da coleta seletiva, para a efetiva participação popular, para o aumento das taxas de coleta de resíduos recicláveis e, deste modo, para o fomento da cadeia de reciclagem. Segundo o Insea (2010), o emprego de estudos voltados para a avaliação de modelos de coleta seletiva é imprescindível. Besen et al. (2017) recomendam que a avaliação subsidie a tomada de decisão, bem como a proposição de projetos pilotos e de grande escala. Este estudo é fundamental para traçar estratégias que vislumbrem a motivação de comportamentos pró-ambientais ativos da população, como: medidas administrativas (obrigações legais), medidas econômicas (taxas, tarifas e impostos), medidas físicas (análise das rotas de coleta, disposição estratégica do ponto de coleta, frequência de coleta, dentre outros) e aporte de informações (campanhas de sensibilização ambiental) (STOEVA; ALRIKSSIN, 2017; VASSANADUMRONGDEE; KITTIPONGVISES, 2018). Para atingir os objetivos traçados, estas medidas devem ser empregadas de maneira integrada, de modo que torne paulatinamente o modelo de coleta seletiva adotado adequado, efetivo e viável (CONKE; NASCIMENTO, 2018).

2.1.6 Sustentabilidade da coleta seletiva

Os conceitos de desenvolvimento sustentável e sustentabilidade, em alguns momentos, confundem-se e são tratados como sinônimos. Entretanto, para Fernandes e Candido (2015), estes devem ser entendidos como conceitos complementares. Segundo o Relatório *Brundtland*, documento também intitulado como Nosso Futuro Comum (*Our Common Future*), publicado em 1987 pela Comissão Mundial sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento (CMMAD), o desenvolvimento sustentável deve satisfazer as necessidades atuais, sem comprometer a capacidade das gerações futuras de suprir suas próprias necessidades (CMMAD, 1991). Com base neste entendimento, o elemento humano passa a ser considerado como elo integrante entre

o meio ambiente e a economia, em outras palavras, não se trata apenas do impacto da atividade econômica sobre o meio ambiente, mas também das consequências que esta relação ocasiona na qualidade de vida e bem-estar da população presente e futura (MIKULCIC et al., 2017).

No que diz respeito à sustentabilidade, esta versa sobre a relação entre os seres humanos, bem como com a natureza e com as futuras gerações, de maneira que seja coerente com o desenvolvimento econômico sustentável e com a justiça social, no uso parcimonioso dos recursos naturais (SARTORI et al., 2014). Desta forma, este termo é abordado a partir da perspectiva econômica, social e ambiental, dimensões clássicas da sustentabilidade (RODRIGUES et al., 2018), buscando estabelecer o equilíbrio entre estas. Os autores ainda afirmam que estas dimensões são as categorias finais para a tomada de decisão sustentável dos gestores públicos municipais.

De acordo Lima (2010), a coleta seletiva é fundamental para o estabelecimento da sustentabilidade e do desenvolvimento sustentável do sistema de gestão de resíduos sólidos municipais, sobretudo por contribuir com a expansão da reciclagem do material coletado e, por consequência, promover a economia de energia, a economia de recursos naturais e a sustentabilidade urbana, além da geração de emprego e renda, e da redução dos custos públicos do sistema de limpeza urbana. Diversos fatores motivam um programa de coleta seletiva de resíduos em prol da sustentabilidade: Ambiental – contribuindo para a preservação da paisagem, a economia de recursos naturais e a diminuição do impacto ambiental de lixões e aterros sanitários (RODRIGUES et al., 2018); Econômico - reduzindo os gastos com a limpeza urbana e, também, os investimentos em novos aterros (BOSKOVIC et al., 2016; D'ONZA et al., 2016); Educativo - contribuindo para mudar valores e atitudes individuais em relação ao ambiente, incluindo a revisão de hábitos de consumo e, também, mobilizando a comunidade para o fortalecimento do espírito de cidadania (GRECO et al., 2015; SINGH; ORDONEZ, 2015); Geográfico (Socioeconômico) - minimizando a falta de locais para disposição final do lixo (WILSON et al., 2015); Sanitário – diminuindo a presença de vetores transmissores de doença e, assim, reduzindo os riscos à saúde pública (CHEN; LO, 2016); e, por fim, Social - proporcionando a geração de empregos e o resgate da dignidade dos catadores de rua e de lixões (LIMA, 2010).

Além dos aspectos supracitados, a coleta seletiva se enquadra em três temáticas fundamentais para a gestão sustentável dos resíduos sólidos: Cidades Resíduo Zero, gestão circular dos resíduos sólidos e atendimento dos Objetivos do Milênio e do Desenvolvimento Sustentável. Com relação às Cidades Resíduo Zero, Zaman e Lehamann (2013) afirmam que a

coleta seletiva contribui para o desenvolvimento da gestão de resíduos baseada na perspectiva de resíduo zero⁴, auxiliando na conversão do metabolismo urbano⁵ linear para um metabolismo urbano circular. Esta lógica baseia-se na perspectiva holística e cíclica de gerenciamento de resíduos, na qual reconhece o resíduo como um recurso gerado durante as fases intermediárias das atividades de produção e consumo que deve ser reinserido no processo produtivo por meio da reciclagem, sendo a coleta seletiva fundamental para tal ação (ZAMAN, 2014). Além disso, reconhece o resíduo como um símbolo da ineficiência das sociedades modernas e não como um subproduto inevitável e sem valor econômico, oriundo do processo de produção (ZAMAN, 2016). Desta forma, a Cidade Resíduo Zero defende a prevenção dos resíduos, ao invés do tratamento, e desafia o conceito de rejeição direta deste material como um subproduto inevitável gerado no final do processo de produção.

Nas últimas décadas tem-se verificado pesquisas voltadas para o entendimento de sistemas de gerenciamento de resíduos baseados no conceito de resíduo zero. Os principais trabalhos científicos publicados nesta perspectiva foram desenvolvidos por Mason et al. (2003), Colon e Fawcett (2006), Braungart et al. (2007), Fujita e Hill (2007), Matete e Trois (2008), Kinuthia e Nidzam (2011), Phillips e Tudor (2011), Zaman e Lehmann (2011), Curran e Williams (2012), Zaman e Lehamann (2013 a,b), Zaman (2014), Zaman (2016), Zaman e Swapan. Conforme Zaman (2016), o conceito de resíduo zero direciona um novo olhar para o resíduo, sendo alvo para transformar sistemas de gestão de resíduos em direção a uma "economia circular", onde a extração, a produção e o consumo se tornam cada vez mais livres de resíduos, pela inserção das externalidades processuais.

A Economia Circular baseia-se, dentre outras, na recuperação, reutilização e reciclagem de materiais com base em um número infinito de ciclos (LAKATOS et al., 2017 a,b). Esta perspectiva econômica diverge da Economia Linear, principalmente em relação ao modo de produção e destinação final (aterros sanitários) utilizado (ORTAN et al., 2016; PRADA et al., 2017), e por agregar valor econômico ao resíduo gerado (RADA et al., 2017). Neste sentido, a coleta seletiva apresenta-se como um instrumento estratégico (BRASIL, 2010a) para a reinserção de resíduos potencialmente recicláveis ao ciclo produtivo (SINGH; ORDONEZ,

⁴ O termo resíduo zero foi concebido pela ZWIA (2013) na perspectiva da gestão circular dos resíduos circular e significa projetar e gerenciar produtos e processos sistematicamente que evitem a geração de resíduos e a destinação inadequada, de modo que estes sejam recuperados e reinseridos como recursos no processo industrial.

⁵ O metabolismo urbano pode ser definido como a soma de todos os processos técnicos e socioeconômicos que ocorrem nas cidades, os quais incentivam o crescimento populacional, o desenvolvimento da cidade, a produção de energia e a geração de resíduos (KENNEDY et al., 2008).

2015) e para a reciclagem (LAKATOS et al., 2018), com vistas à gestão circular destes materiais (CRUZ et al., 2012; PARK; CHERTOW, 2014; GHISELLINI et al., 2016). O Pacote de Economia Circular, adotado pela Comissão Europeia em 2015, ratifica esta lógica ao apontar a coleta seletiva com um dos meios para promover a transição da Europa para uma Economia Circular (COMISSÃO EUROPEIA, 2015).

A coleta seletiva é uma ferramenta importante para o cumprimento dos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), publicados em 2015 pela Organização das Nações Unidas (ONU), os quais estão compreendidos na Agenda 2030 (ONU, 2015). Os ODS compreendem 17 objetivos e 169 metas, sendo instituídos sobre o legado dos Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (ODM, 2000), publicado em 2000 pela ONU e com prazo de vencimento para 2015. O ODM no Brasil, dentre outros, buscava promover a inclusão social, erradicar pobreza extrema e a miséria.

Os ODS compreendem um conjunto de objetivos e metas que buscam o atendimento do desenvolvimento sustentável, por meio de ações focadas e coerentes, com vistas à redução da pobreza, à promoção social e à proteção ao meio ambiente. Além disso, buscam equilibrar as três dimensões clássicas do desenvolvimento sustentável: a econômica, a social e a ambiental. Estas são agrupadas com base em cinco eixos principais: pessoas, planeta, prosperidade, paz e parceria. No tocante ao planeta, buscam proteger da degradação, sobretudo por meio do consumo e da produção sustentável, da gestão sustentável dos recursos naturais, dentre outros, para que possa suportar as necessidades das gerações presentes e futuras (ONU, 2015).

Dentre os vários objetivos e metas estabelecidos, seis estão relacionadas com o campo de atuação da coleta seletiva. Sendo assim, destacam-se: a redução da poluição do ar, da água e do solo (ODS 3, Meta 9), a eliminação dos despejos irregulares e aumento substancial da reciclagem e reutilização (ODS 6, Meta 3), o aumento da eficiência dos recursos globais no consumo e na produção (ODS 8, Meta 4), o alcance da gestão sustentável e do uso eficiente dos recursos naturais (ODS 12, Meta 2), o manejo ambientalmente saudável dos resíduos ao longo de todo o ciclo de vida e a redução significativamente de resíduos liberados para o ar, a água e o solo (ODS 12, Meta 4), além da redução da geração de resíduos por meio da prevenção, redução, reciclagem e reuso (ODS 12, Meta 5). Estes objetivos ratificam a importância da coleta seletiva para o estabelecimento de uma gestão sustentável dos resíduos sólidos, de modo que transforme as cidades em entidades territoriais sustentáveis, bem como promovam os sistemas de consumo e produção baseados no equilíbrio dos ecossistemas.

3 METODOLOGIA

3.1 GENERALIDADES DA PESQUISA

O estudo foi caracterizado, quanto à finalidade, como uma pesquisa aplicada (SEVERINO, 2016), pois está voltado para o atendimento das demandas do mercado, buscando soluções práticas para problemas específicos. Quanto aos objetivos (GIL, 2018), caracterizou-se como uma pesquisa exploratória, por estabelecer maior familiaridade com o problema de pesquisa, e descritiva, por descrever uma realidade com base nos aspectos político, econômico, social, ambiental, dentre outros, sem interferi-la. O método científico utilizado no estudo foi o indutivo (GOTELLI; ELLISON, 2011), haja vista que os resultados obtidos serão derivados do aprofundamento de casos específicos da realidade concreta.

A pesquisa apresenta uma abordagem quali-quantitativa do problema (MARCONI; LAKATOS, 2017), pois avalia modelos de coleta seletiva por meio de objetos mensuráveis, de maneira que auxilie na definição do modelo mais bem avaliado por classes socioeconômicas. Os dados da pesquisa foram coletados de forma transversal e pontual, com base no levantamento de informações primárias e secundárias (GIL, 2018). As informações primárias foram advindas de análises de campo, como exemplo a caracterização gravimétrica dos resíduos gerados nos setores de coleta. Já os dados secundários foram advindos da Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana (EMLURB), do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do SNIS, da Abrelpe, dentre outros.

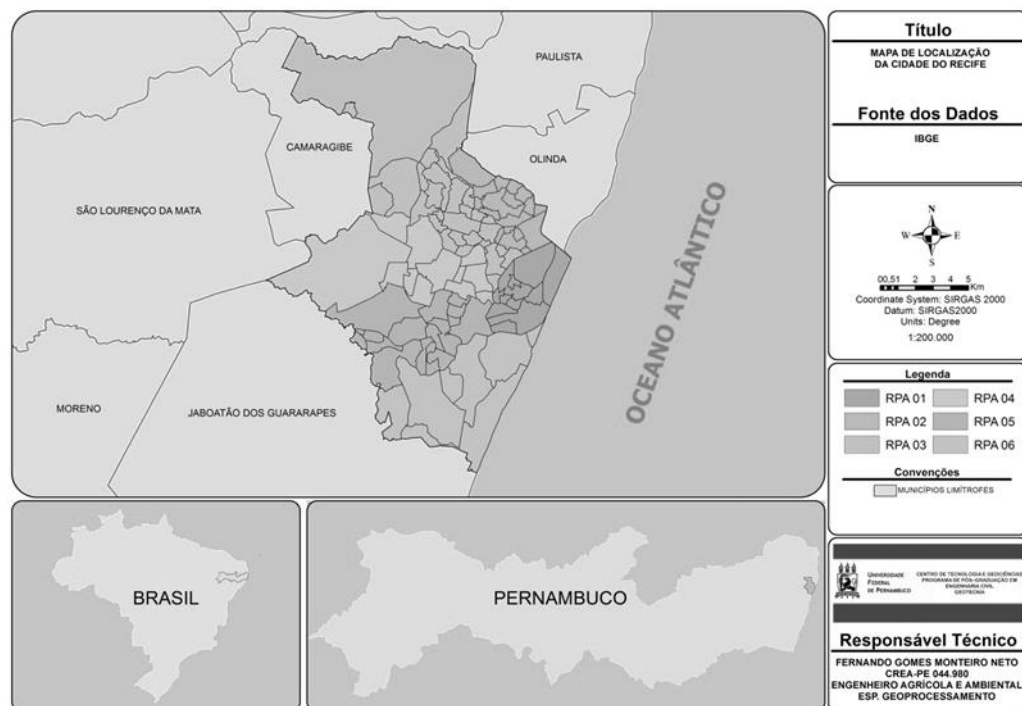
O embasamento teórico da pesquisa foi realizado com base na consulta de artigos científicos de revistas de alto impacto na área de resíduos sólidos, a saber: *Waste Management*; *Waste Management & Recycling*; *Resources, Conservation and Recycling*, *Journal of Cleaner Production*, dentre outros. Também foram utilizados documentos técnicos, dissertações e tese na área temática de interesse. Os artigos foram obtidos por meio do Portal de Periódicos Capes, sobretudo nas bases de pesquisa *Web of Science* e *Science Direct*. As palavras-chave utilizadas com maior frequência foram: *selective collection*, *selective waste collection*, *waste collection systems*, *separate collection systems*, *selective collection model*, *selective collection system*, *selective collection program*, *waste separate model*, *collection systems for sorted household waste*, *source separation*, *economic performance*, *environmental and economic feasibility*. Os artigos relacionados à temática foram lidos e, assim, extraídas as informações relevantes para a

construção do referencial teórico, a estruturação da metodologia e para consubstanciar a discussão dos resultados gerados.

3.2 ÁREA DE ESTUDO

O estudo foi realizado na cidade de Recife, por apresentar instrumento legal já elaborado, como a PERS, ancorada na Lei nº 14.236 (PERNAMBUCO, 2010a), por ter um Plano de Gestão de Resíduos Sólidos em fase de elaboração e por dar continuidade à pesquisa de mestrado realizada por Silva (2015) (Anexo A). Recife é a capital do Estado de Pernambuco, está localizada na Região Nordeste do Brasil (Figura 2), sendo a terceira maior metrópole regional. O município está posicionado nas coordenadas geográficas de 8°3'15" Sul e 34°52'53" Oeste. Com área de 218,435 km², está dividida em seis Regiões Político-Administrativa (RPA), compreendendo 94 bairros. Possui população estimada para o ano de 2018 de 1.637.834 habitantes, densidade demográfica de 7.498,04 hab.km⁻², Produto Interno Bruto (PIB) *per capita* de R\$ 29.701,32 e Índice de Desenvolvimento Humano Municipal (IDHM) de 0,772 (IBGE, 2018).

Figura 2 - Localização geográfica da cidade de Recife



Fonte: Monteiro Neto (2016).

Recife é uma cidade de contrastes sociais, econômicos e ambientais aparentes, com perfis que versam desde áreas com características comercial/empresarial e histórica a localidades fortemente verticalizadas ou com Zonas Especiais de Interesse Social (ZEIS), onde a pobreza é extrema. Além destas características, a concentração populacional é bastante heterogênea na cidade, sendo mais densa nas áreas de classe alta e próximas ao centro.

A Secretaria de Infraestrutura e Serviços Urbanos é o órgão responsável pelo sistema de manutenção e limpeza urbana da cidade, sendo a incumbência gerencial atribuída à Emlurb (Figura 3). A Emlurb abrange quatro diretorias, sendo a Diretoria de Limpeza Urbana (DLU) responsável pela gestão da coleta dos resíduos sólidos urbanos gerados na cidade. A DLU compreende três gerências, cada uma responsável por diferentes áreas e contratos, sendo responsabilidade da Gerência de Fiscalização e Limpeza (GFL) o serviço de coleta e limpeza pública; já a Gerência de Destinação Final (GDF) é incumbida pelo acompanhamento da destinação final dos resíduos coletados em Recife; e, por fim, a Gerência de Planejamento e Controle (GPC) é voltada para as atividades de planejamento dos serviços de limpeza da cidade, além de outras atribuições.

Figura 3 - Organograma da gestão de resíduos sólidos em Recife



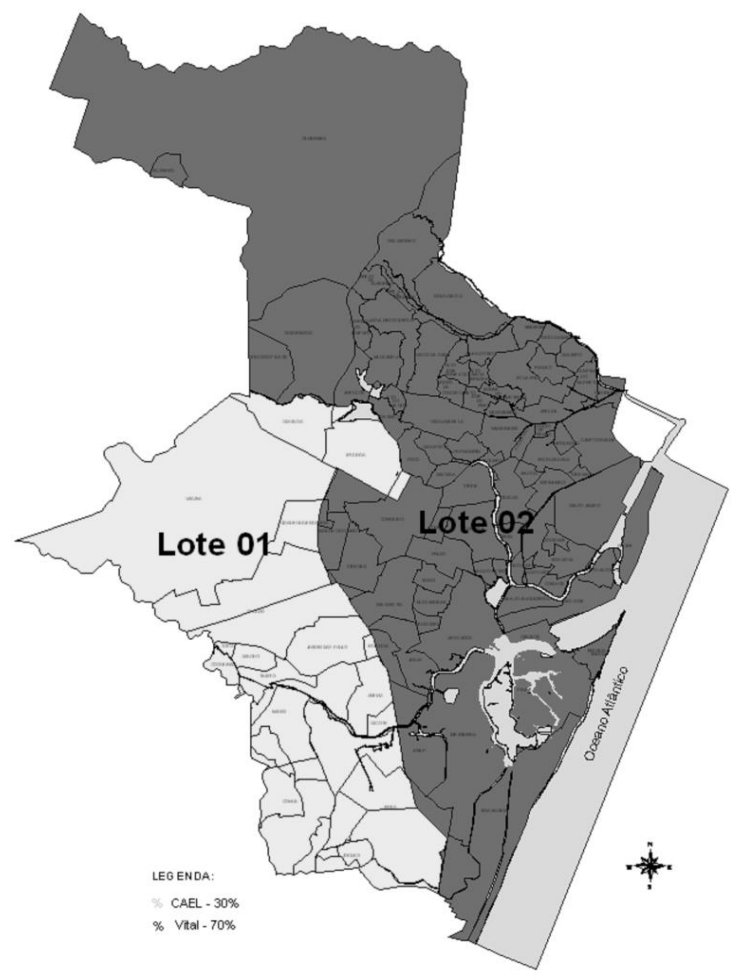
Fonte: Adaptado de Monteiro Neto (2016).

Legenda: DAF – Diretoria Administrativa e Financeira; DMU – Diretoria de Manutenção Urbana; DPA – Diretoria de Praças e Áreas Verdes; DLU – Diretoria de Limpeza Urbana; GFL – Gerência de Fiscalização e Limpeza; GDF – Gerência de Destinação Final; GPC – Gerência de Planejamento e Controle.

A gestão da coleta de resíduos em Recife é dividida em dois lotes (Figura 4). O primeiro compreende 70 % da área geográfica e do serviço prestado na cidade e está sob responsabilidade da Vital Engenharia Ltda. Já no segundo, os 30% restantes são gerenciados pela Cael. O Lote

1 compreende 40 setores de coleta convencional, sendo 39 domiciliares e um exclusivamente satélite, bem como 12 setores de coleta seletiva. Já o Lote 2 abrange 128 setores de coleta convencional e 48 setores de coleta seletiva (EMLURB, 2018). De acordo com Pernambuco (2018), o setor de coleta é a denominação dada para a delimitação de trechos de arruamento organizados pelos roteiros de coleta que tenham continuidade definidos pelo sentido de tráfego. Esta delimitação deve ser feita de maneira que promova o possível equilíbrio das massas dos resíduos a serem coletadas em cada setor. Os obstáculos naturais e as divisões administrativas preexistentes devem, sempre que possível, servir como limites dos setores de coleta.

Figura 4 - Gestão da coleta de resíduos em Recife



Fonte: Emlurb (2018).

Segundo a Emlurb (2018), os resíduos sólidos domiciliares de Recife são coletados por meio da coleta porta a porta, mecanizada e manual ensacada, sendo a primeira o modelo de

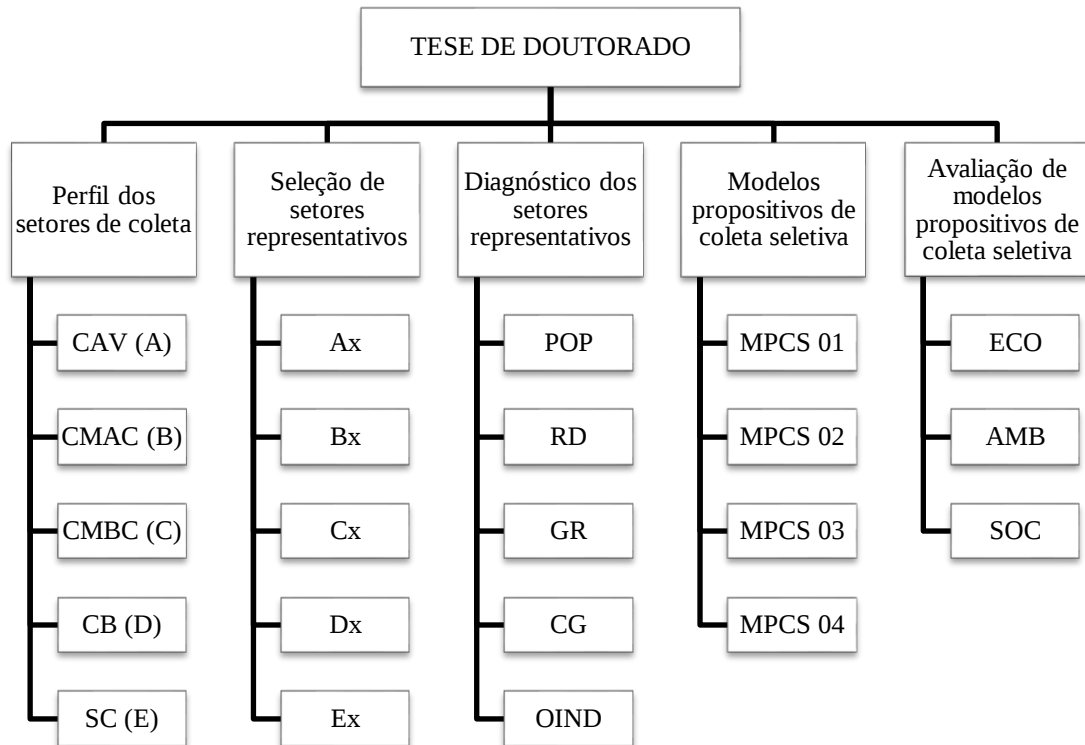
coleta, predominante. Já a coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos pode ser realizada por via da coleta porta a porta – abrangendo bairros totais e parciais, por 73 pontos de entrega voluntária distribuídos em áreas estratégicas da cidade, por oito ecoestações e por doações. Os materiais coletados são conduzidos para cinco organizações de catadores cadastradas pela Emlurb.

Em 2018, foram coletadas 863.731,80 toneladas de RSU na cidade de Recife, com taxa de cobertura em torno de 100% da população urbana da cidade (SNIS, 2018). Neste mesmo ano, a quantidade de resíduos recicláveis secos recolhidos pelo sistema de coleta seletiva foi de 2.794,30 t, sendo recuperados cerca de 61% dos resíduos coletados (1.697,20 t). Este cenário retrata que a massa de resíduo coletado de maneira seletiva correspondeu a 0,32% da quantidade de RSU da coleta domiciliar. Além disso, a cidade não dispõe da coleta diferenciada dos resíduos orgânicos domiciliares, os quais são dispostos na Central de Tratamento de Resíduos (CTR Candeias), principal local de destinação final dada aos resíduos domiciliares de Recife. A CTR Candeias está localizada no município de Jaboatão dos Guararapes, na Região Metropolitana de Recife.

3.3 MACROLÓGICA DA TESE DE DOUTORADO

A metodologia da pesquisa foi estruturada em cinco etapas: tipificação dos perfis socioeconômicos dos setores de coleta; seleção dos setores de coleta representativos; diagnóstico dos setores de coleta representativos; determinação de modelos propositivos de coleta seletiva; e, por fim, avaliação de modelos propositivos de coleta seletiva (Figura 5).

Figura 5 - Macrológica da tese de doutorado



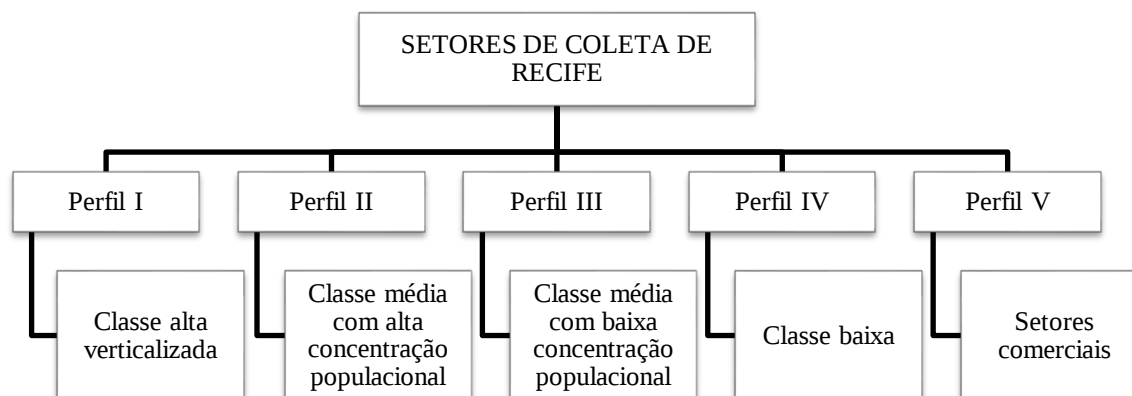
Fonte: O Autor (2020).

Legenda: CAV – Classe alta verticalizada; CMAC – Classe média com alta concentração populacional; CMBC – Classe média com baixa concentração populacional; CB – Classe baixa; SC – Setores comerciais; Ax, Bx, Cx, Dx e Ex – Setores representativos de cada perfil socioeconômico dos setores de coleta; POP – População; RD – Renda; GR – Geração de resíduos; CG – Composição gravimétrica; OIND – Outros indicadores. MPCs – Modelos propositivos de coleta seletiva; ECO – Econômica; AMB – Ambiental; SOC – Social.

3.3.1 Etapa I – Tipificação dos perfis socioeconômicos dos setores de coleta

Esta etapa foi realizada a partir dos resultados apresentados por Silva (2015) quanto ao agrupamento dos setores de coleta mediante características similares (Anexo A). Sendo assim, após análise pormenorizada dos agrupamentos formados, notou-se que os setores estudados da cidade de Recife apresentavam cinco perfis socioeconômicos (PSE) bem definidos: classe alta verticalizada (CAV), classe média com alta concentração populacional (CMAC), classe média com baixa concentração populacional (CMBC), classe baixa (CB) e setores comerciais (SC) (Figura 6).

Figura 6 - Perfis socioeconômicos dos setores de coleta de Recife



Fonte: O Autor (2020).

Em seguida, os setores de coleta estudados por Silva (2015) foram agrupados em cada perfil socioeconômico, mediante o enquadramento das características apresentadas (Quadro 3). O agrupamento dos setores quanto à renda utilizou como base a classificação das classes sociais da Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República (SAE, 2013). Já para a concentração populacional, como não existe uma classificação específica para a dimensão da área estudada, utilizou-se a estatística descritiva (valor mínimo, quartil I, mediana, quartil III e valor máximo) das densidades demográficas dos setores estudados por Silva (2015) como critério para estabelecer este agrupamento. Assim, os setores de classe média compreendidos com valores entre o mínimo e a mediana foram classificados como baixa concentração populacional, e àqueles abrangidos no intervalo da mediana ao valor máximo como alta concentração populacional.

Quadro 3 - Enquadramento dos setores de coleta estudados por Silva (2015) nos perfis socioeconômicos

PSE	Setores de coleta
CAV	1-16, 3-05, 3-09, 3-45, 4-03 e 4-23
CMAC	1-04, 1-30, 1-38, 2-14, 3-37 e 4-29
CMBC	1-22, 4-13, 2-34, 2-40 e 2-42
CB	2-44, 3-01, 4-17, 5-14, 5-22V, 5-32V, 6-12, 6-20, 6-24, 6-82 e 6-84
SC	5-03, 5-09 e 5-11

Fonte: O Autor (2020).

3.3.2 Etapa II – Seleção dos setores de coleta representativos

A Etapa II consistiu na seleção de um setor representativo por perfil socioeconômico, o qual foi utilizado como modelo analítico para os demais. Este critério partiu da premissa que todos os setores de coleta compreendidos em cada grupo apresentavam características similares. A princípio, foram utilizados os mesmos setores estudados por Silva (2015), referentes ao ano de 2013, entretanto, em conversas junto aos funcionários da Emlurb, responsáveis pela gestão da coleta domiciliar e seletiva da cidade de Recife, foi verificado que esses setores haviam sido ajustados tanto em termos de área de coleta quanto na identificação que recebiam. Diante disto, tornou-se necessário estudar o novo arranjo dos setores de coleta, como descrito a seguir.

O primeiro passo tomado consistiu na solicitação dos novos mapas de setores de coleta domiciliar e seletivos de Recife para o ano de 2018. Estes mapas foram enviados no formato *shapefile*. Com o auxílio do Sistema de Informação Geográfico (SIG), por meio do Programa QGis versão 2.14, foram sobrepostos os mapas de setores da coleta domiciliar da cidade de Recife de 2013, o mesmo utilizado por Silva (2015), ao de coleta domiciliar e seletivo de 2018 (Figura 7).

Com base na sobreposição dos mapas de setores de coleta (Figura 7), foram verificadas as semelhanças e diferenças existentes entre os setores de 2013 e de 2018 (Quadro 4). Os setores de coleta representativos (Quadro 5) (Figura 8) foram selecionados com base nos seguintes critérios: abrangência total ou máxima parcial da área de 2018 com setor de coleta de 2013; englobamento de setores com coleta seletiva tanto para o PAP quanto para o PEV; fidedignidade das características apresentadas pelos setores representativos ao perfil socioeconômicos mencionados no item 3.3.1.

Figura 7 - Sobreposição dos mapas de coleta domiciliar (2013 e 2018) e seletivo (2018) de Recife



Fonte: O Autor (2020).

Quadro 4 - Descrição da sobreposição dos setores de coleta de 2013 e 2018

PSE	SC (2013)	SC (2018)	CS (2018)	SCR
CAV	1-16	1-07 + parte do 1-06 e do 1-22	PAP e PEV	1-07
	3-05	3-04 + parte do 3-21	PAP	3-04
	3-09	3-06	PAP e PEV	3-06
	3-45	Parte do 3-18, do 3-20 e do 3-02	PAP	3-18
	4-03	4-21 + parte do 4-03	PAP e PEV	4-21
	4-23	Parte do 4-12, do 4-20 e do 4-07	PAP e PEV	4-07
CMAC	1-04	Parte do 1-25, do 1-05 e do 1-02	PAP	1-25
	1-30	1-13	PAP	1-13
	1-38	1-17	PAP	1-17
	2-14	2-05 + parte do 2-21	PAP	2-05
	3-37	3-15	PAP e PEV	3-15
	4-29	4-16 + parte do 4-18	PAP	4-16
CMBC	1-22	1-10 + parte do 1-09	PAP	1-10
	2-34	2-14 – parte do 2-16	PAP e PEV	2-14
	2-40	2-17	PAP	2-17
	2-42	Parte do 2-18 e do 2-26	PAP e PEV	2-18
	4-13	Parte do 4-09 e do 4-19	PAP	4-19
	4-17	4-02	PAP	4-02
CB	2-44	2-19 + parte do 2-13	PAP	2-19
	3-01	3-01 – parte do 3-01	PAP e PEV	3-01
	5-14	5-09 – parte do 5-09	PAP e PEV	5-09
	5-22V	5-13 + 5-22 + parte do 5-21	-	5-13
	5-32V	5-22 + 5-15	-	5-15
	6-12	6-08 + parte do 6-20	-	6-08
	6-20	6-11 + parte do 6-10	-	6-11
	6-24	Parte do 6-12	PAP e PEV	6-12
	6-82	6-14 + 6-18	-	6-14
	6-84	6-15	-	6-15
SC	5-03	5-03 + parte do 5-04	PAP e PEV	5-03
	5-09	5-06 – parte do 5-06 + parte do 5-08	PEV	5-06
	5-11	5-07	PAP e PEV	5-07

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: PSE – Perfil socioeconômico, CAV – Classe alta verticalizada, CMAC – Classe média com alta concentração populacional, CMBC – Classe média com baixa concentração populacional, CB – Classe baixa, SC – Setor comercial, SC – setor de coleta, CS – Coleta seletiva, PAP – Porta a porta, PEV – Ponto de entrega voluntária, SCR – setor de coleta representativo.

Quadro 5 - Setores de coleta representativos por perfil socioeconômico

PSE	SCR
CAV	3-06
CMAC	3-15
CMBC	2-18
CB	3-01
SC	5-07

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: PSE – Perfil socioeconômico, CAV – Classe alta verticalizada, CMAC – Classe média com alta concentração, CMBC – Classe média com baixa concentração, CB – Classe baixa, SC – Setor comercial, SCR – setore de coleta representativo

Figura 8 - Localização dos setores de coleta representativos na cidade de Recife



Fonte: O Autor (2020).

3.3.3 Etapa III - Diagnóstico dos setores de coleta representativos

Para o diagnóstico dos setores de coleta representativos foram utilizados os dados oriundos dos setores censitários, seguindo as recomendações de Jucá et al. (2014) e Antunes et al. (2018). O setor censitário é a menor unidade territorial, formada por área contínua, integralmente contida em área urbana ou rural, com dimensão adequada à operação de pesquisas e cujo conjunto esgota a totalidade do território nacional, o que permite assegurar a plena cobertura do país (IBGE, 2011).

Os setores censitários foram utilizados no levantamento das informações socioeconômicas dos setores de coleta, por se tratarem de unidades básicas de coleta de dados adotadas nos recenseamentos com limites físicos identificáveis em campo. Este levantamento foi executado com base nos chamados “Resultados do Universo” (IBGE, 2010a).

Os Resultados do Universo compreendem um banco de dados dos setores censitários com informações relacionadas às características dos domicílios particulares e da população investigada para a totalidade da população, sendo estas informações publicadas a cada 10 anos.

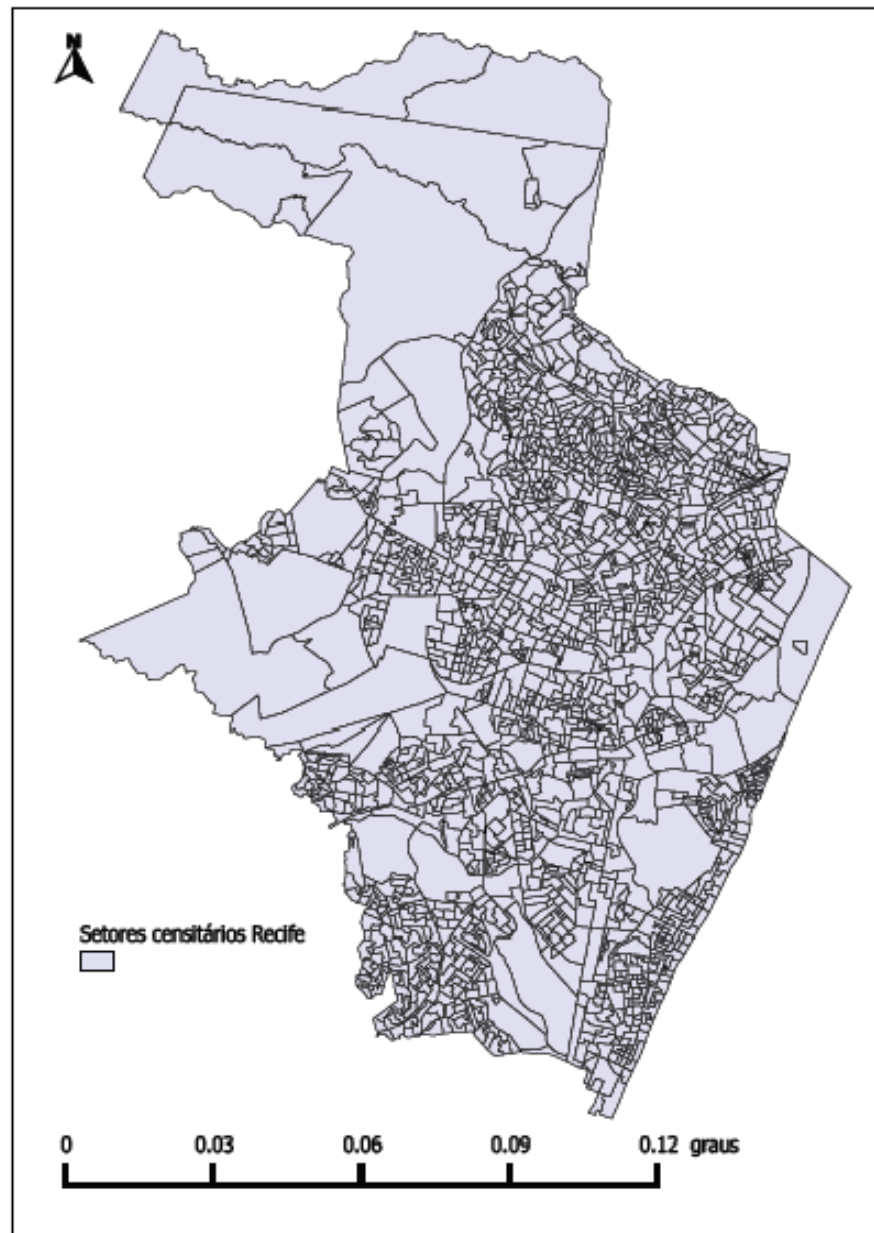
Este banco de dados foi gerado por meio de questionários básicos e de amostras realizadas durante o Recenseamento Demográfico do Censo de 2010 (IBGE, 2010b), disponibilizados na página eletrônica do IBGE em tabelas nos formatos xls (compactadas), ods (compactadas) e pdf. A pesquisa compreende informações sobre domicílios, população, gênero, alfabetização, cor e raça, idade, renda, dentre outros.

Com o auxílio de técnicas de geoprocessamento de dados, por meio do *software* QGis versão 2.14, a malha dos setores censitários de Recife (Figura 9) foi sobreposta ao mapa dos setores de coleta da cidade de Recife para o ano de 2018, o qual foi fornecido pela Emlurb, ambos no formato *shapefile* (shp). Assim, foram identificados os setores censitários compreendidos nos setores de coleta representativos e obtidos os microdados necessários para o desenvolvimento deste trabalho, os quais estão vinculados a um banco de dados tabulares integrados por um campo de ligação formado por atributos e classes, agrupados em tabulações alfanuméricas. O manejo destas informações foi feito por meio de programas de SIG.

Para a caracterização dos setores representativos foram utilizados microdados advindos de setores censitários totalmente e parcialmente compreendidos na unidade territorial dos setores de coleta. Para a primeira situação, utilizou-se os microdados de forma integral, visto que apresentavam áreas totalmente inseridas e bem acopladas ao setor de coleta. No entanto, em relação aos setores censitários com áreas parcialmente inseridas nos setores de coleta, foram utilizados dois critérios para obtenção das informações: i) setores censitários com no mínimo 90% de área inserida nas delimitações territoriais do setor de coleta tiveram os dados obtidos de maneira integral no estudo; ii) por outro lado, os setores censitários com no máximo 10% de área compreendidas pelos setores de coleta foram retirados do estudo, em virtude da baixa representatividade destas informações para o estudo. Este foi o erro admitido nesta fase, uma vez que o acoplamento das áreas dos setores censitários com os setores de coleta nem sempre ocorre de maneira ideal.

Diante da ausência de setores censitários que extrapolassem os 10% da área de abrangência máxima dos setores representativos, não foi necessário a proposição de novos critérios para obtenção dos microdados dos setores censitários, além do supracitado. No entanto, novos critérios devem ser estabelecidos sempre que detectado situações não previstas pela presente metodologia.

Figura 9 - Malha dos setores censitários de Recife



Fonte: Jucá *et al.* (2014).

As variáveis utilizadas para a caracterização dos setores representativos foram: número de domicílios, número de moradores residentes por domicílios particulares, número de moradores do sexo masculino e feminino, cor ou raça dos moradores, faixa etária da população residente e renda domiciliar média mensal (Quadro 6). Ademais, foram contempladas no estudo a geração total e *per capita* dos resíduos domiciliares, bem como a composição gravimétrica dos setores de coleta representativos.

Quadro 6 - Variáveis utilizadas no diagnóstico dos setores representativos

Variáveis	Correspondentes	Códigos	Planilhas
Número de Domicílios	Domicílios particulares permanentes (DPP).	V001	Básico_UF.xls ou Básico_UF.csv
Domicílios do tipo casa, condomínio ou apartamento	DPP do tipo casa, condomínio ou apartamento.	V003, V004 e V005	Domicílio01_UF.xls ou Domicílio01_UF.csv
População	Número de moradores por DPP.	V002	Básico_UF.xls ou Básico_UF.csv
Sexo da população	Número de moradores por DPP do sexo masculino e feminino.	V046 e V090	Domicilio02_UF.xls ou Domicilio02_UF.csv
Cor ou raça da população	Moradores de cor branca, preta, amarela, parda e indígena.	V002, V003, V004, V005 e V006	Pessoas03_UF.xls ou Pessoas03_UF.csv
Faixa etária da população	Número de residentes jovens, adultos e idosos	V022, V035 – V134	Pessoas13_UF.xls ou Pessoas13_UF.csv
Faixa etária da população do sexo masculino	Número de residentes jovens, adultos e idosos do sexo masculino.	V022, V035 – V134	Pessoas11_UF.xls ou Pessoas11_UF.csv
Faixa etária da população do sexo feminino	Número de residentes jovens, adultos e idosos do sexo feminino.	V022, V035 – V134	Pessoas12_UF.xls ou Pessoas12_UF.csv
Renda média	Rendimento mensal médio das pessoas responsáveis pelos DPP.	V005	Básico_UF.xls ou Básico_UF.csv

Fonte: O Autor (2020).

A variável geração total de resíduos correspondeu ao somatório dos resíduos sólidos domiciliares coletados pelo sistema de coleta convencional dos setores representativos e destinados ao aterro sanitário CTR Candeias no período de janeiro a dezembro de 2018. É importante ressaltar que todos os resíduos domiciliares coletados pelo sistema convencional da cidade de Recife tem como destino a CTR Candeias, além disso, este critério não contempla a totalidade de resíduos gerados pelos domicílios da capital pernambucana, uma vez que não compreende os desvios provenientes da coleta formal e informal de catadores de materiais recicláveis, por exemplo. Já a geração *per capita* (kg.hab.⁻¹.dia⁻¹) foi calculada com base na equação 1:

$$GRPC = \frac{GMR}{POP} \quad (1)$$

Onde, GRPC = Geração de resíduos *per capita* ($\text{kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), GMR = Geração média mensal de resíduos no período de um ano (kg.mês^{-1}) e POP = População estimada do setor para o ano de 2018, com base nos dados dos setores censitários do Censo brasileiro de 2010 (IBGE, 2010a).

A composição gravimétrica dos setores representativos foi realizada de forma transversal com base nos resíduos coletados pelos sistemas de coleta convencional (Apêndice A). A amostragem ocorreu nas instalações da CTR Candeias durante a última semana de janeiro e a primeira semana de fevereiro de 2020. Para tanto, foi utilizado o método de quarteamento, seguindo as recomendações da NBR 10.007 (ABNT, 2004). Os resíduos foram qualificados de acordo com a classificação proposta pela Norma Portuguesa, Portaria nº 851/2009 (DIÁRIO DA REPÚBLICA, 2009, p. 5144), a mesma aplicada aos Estados Membros da UE, com adaptações para a realidade brasileira.

Neste sentido, os resíduos foram segregados em 21 tipologias de resíduos, a saber: plástico filme, polietileno tereftalato (PET), polietileno de alta densidade (PEAD), polipropileno (PP), polietileno de baixa densidade (PEBD), policloreto de vinila (PVC), poliestireno expandido (EPS), outros plásticos, papel/papelão, jornal/revista, metal, vidro, resíduos alimentares, resíduos de jardim, madeira/coco, borracha/couro, têxtil, sanitários, compósitos, resíduos perigosos e outros resíduos. Em seguida, foram categorizados em potencialmente recicláveis (somatório dos plásticos, metal, vidro, papel/papelão, jornal/revista), putrescíveis (composto pelos resíduos alimentares, de jardim e madeira/coco), e outros resíduos (soma dos componentes têxtil, sanitários, compósitos, borracha/couro, resíduos perigosos e rejeito), conforme adotado por Jucá et al. (2014). Para fins desta pesquisa, os dados relativos aos resíduos potencialmente recicláveis dos setores representativos foram utilizados como *input* nas etapas posteriores do estudo.

Visando eliminar o lapso temporal entre os dados socioeconômicos do Censo 2010 (IBGE, 2010b) com os de geração e composição dos resíduos, fez-se necessária uma atualização das variáveis: população, por meio da estimativa populacional, e renda domiciliar nos setores representativos estudados.

A estimativa populacional foi realizada de acordo com o método de projeção geométrica, o mesmo utilizado nos estudos populacionais oficiais do IBGE. Tendo em vista que a população de Recife em 2010 foi de 1.537.704 habitantes e a estimativa para 2018 seja de 1.637.834 habitantes (IBGE, 2018), observou-se uma taxa de crescimento populacional de 6,11% no

período em questão (2010 a 2018). Este valor foi adequado ao percentual de 6,24%, referente à taxa de crescimento geométrico anual da população de Recife (0,78%) no período de oito anos, como apontado pelo Banco de Dados do Estado de Pernambuco (BDE-PE, 2010). Sendo assim, o percentual de 6,11% foi usado na estimativa populacional dos setores de coleta representativos para o ano de 2018.

Quanto à renda média domiciliar, os cálculos de estimativa para o ano de 2018 foram baseados nas variações acumuladas do Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo Especial (IPCA-E/IBGE), referente aos meses de janeiro a dezembro de 2018. O IPCA é o índice oficial do Governo Federal para medição das metas inflacionárias. Sendo assim, o valor acumulado do IPCA nos meses supracitados foi de 3,75%, segundo o Portal Brasil (2018). Este percentual foi aplicado nas rendas dos setores representativos para o ano de 2018. Da mesma forma, este percentual foi utilizado no cálculo da renda média *per capita* destes setores, os quais consideraram a quantidade de pessoas por domicílio conforme a equação 2:

$$RMPC = \frac{RMD}{POP/DOM} \quad (2)$$

Onde, RMPC = Estimativa da renda média *per capita* para o ano de 2018 (R\$.hab⁻¹.mês⁻¹), RMD = Estimativa da renda média domiciliar para o ano de 2018 (R\$.mês⁻¹) e POP/DOM = Média da população residente por domicílios (IBGE, 2010a).

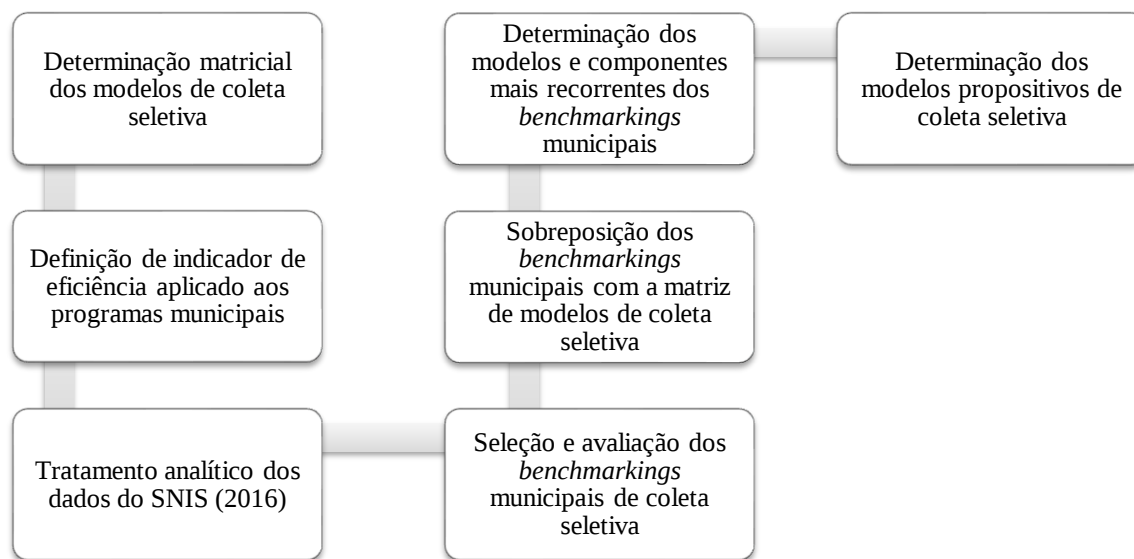
3.3.4 Etapa IV – Proposição de modelos de coleta seletiva

A determinação dos modelos propositivos de coleta seletiva foi realizada com base nos componentes dos programas municipais de coleta seletiva de referência do Brasil. Para tanto, foi utilizado os dados da décima quinta publicação do SNIS (2016). O SNIS é o maior e mais importante sistema de informações do setor de saneamento do Brasil, apoiando-se em um banco de dados público que contém informações de caráter institucional, administrativo, operacional, gerencial, econômico-financeiro, contábil e de qualidade sobre a prestação de serviços de água, esgoto e de manejo de resíduos sólidos. As informações publicadas pelo SNIS são coletadas anualmente pelos prestadores do serviço ou por órgãos municipais encarregados pela gestão.

Deste modo, a fim de atender aos objetivos traçados a presente pesquisa utilizou uma metodologia quali-quantitativa estruturada em sete etapas (Figura 10), a saber: determinação matricial de modelos de coleta seletiva; definição de indicador de eficiência aplicado aos

programas municipais; tratamento analítico dos dados do SNIS (2016); seleção e avaliação dos *benchmarks* municipais de coleta seletiva; sobreposição dos modelos seletivos de referência com a matriz de modelos de coleta seletiva; identificação dos modelos de coleta seletiva e dos componentes mais recorrentes do *benchmarking* municipal; e, por fim, determinação dos modelos propositivos de coleta seletiva.

Figura 10 - Fluxograma das etapas para a determinação dos modelos propositivos de coleta seletiva



Fonte: O Autor (2020).

A determinação matricial utilizou três estruturas fundamentais para a estruturação de um modelo de coleta seletiva: tipologia do resíduo, modalidade da coleta seletiva e agente responsáveis pelo serviço. Para o primeiro segmento foram utilizadas as seguintes variáveis: REC - coleta de resíduos recicláveis (papel, plástico, metal e vidro) em fluxo único, sendo as frações coletadas de forma misturada desde a pré-coleta⁶; RECM – coleta de resíduos recicláveis com potencial de mercado⁷ em fluxo único; por fim, RECS – coleta dos resíduos recicláveis segregados em quatro frações: papel, plástico, metal e vidro desde a pré-coleta.

⁶ De acordo com Gallardo et al. (2015), a coleta seletiva é dividida em duas etapas: pré-coleta e coleta. A pré-coleta inclui as atividades que envolvem o tratamento dos resíduos na origem, como a separação, o armazenamento e o pré-processamento, a fim de agrupá-los de modo que facilite a coleta. Já coleta consiste na transferência do resíduo do local de disposição primário para uma estação de tratamento.

⁷ A descrição das frações utilizadas dependerá das características do mercado de resíduos na região estudada, o qual será decorrente da comercialização destes materiais pelas empresas recicladoras.

Quanto às modalidades de coleta seletiva, foram consideradas as coletas porta a porta (PAP) e o ponto de entrega voluntária (PEV), além da coleta mista (PAP + PEV), por serem as mais utilizadas pelos municípios brasileiros (GONÇALVEZ et al., 2018). Por fim, seis agentes de coleta foram contemplados no estudo: prefeitura (PF), empresas terceirizadas (TC), organizações de catadores de materiais recicláveis (CT), e agentes em parceria, como PF + CT, TC + CT, PF + TC. Deste modo, foram empregadas 12 variáveis para o desenvolvimento matricial dos modelos de coleta seletiva (Quadro 7), gerando uma matriz de dimensão 12 x 54 (Tabela 1). Nesta matriz foram determinados os modelos propositivos de coleta seletiva do estudo.

Quadro 7 - Desenvolvimento matricial dos modelos de coleta seletiva

Tipologias dos resíduos	Modalidades de coleta seletiva	Agentes de coleta
REC	PAP	PF
RECM	PEV	TC
RECS	PAP + PEV	CT
		PF + TC
		PF + CT
		TC + CT

Fonte: O Autor (2020).

Tabela 1 - Matriz dos modelos propositivos de coleta seletiva

MP	TPR			MCS			AC					
	REC	RECS	RECM	PAP	PEV	PAP+PEV	PF	TC	CT	PF+TC	PF+CT	TC+CT
1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
2	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0
3	0	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0
4	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
5	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0
6	0	0	1	1	0	0	0	1	0	0	0	0
7	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
8	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
9	0	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0
10	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
11	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
12	0	0	1	1	0	0	0	0	0	1	0	0
13	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
14	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0
15	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0
16	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
17	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
18	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	1
19	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
20	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
21	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0

22	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
23	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0
24	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0
25	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
26	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
27	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
28	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
29	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0
30	0	0	1	0	1	0	0	0	0	1	0	0
31	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
32	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0
33	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0
34	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
35	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
36	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1
37	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
38	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0
39	0	0	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
40	1	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
41	0	1	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0
42	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	0	0
43	1	0	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
44	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0
45	0	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0
46	1	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
47	0	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0
48	0	0	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0
49	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
50	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0
51	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0
52	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
53	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	1
54	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MP – Modelos propositivos; TPR – Tipologia do resíduo; REC – Coleta dos resíduos recicláveis secos em fluxo único; RECS – Coleta dos resíduos recicláveis secos segregados (papel, plástico, metal e vidro) desde a pré-coleta; RECM – Coleta dos resíduos recicláveis secos com potencial de mercado em fluxo único; MCS – Modalidade da coleta seletiva; PAP – Porta a porta; PEV – Ponto de entrega voluntária; PAP + PEV – Misto, formado pela combinação das duas modalidades anteriores; AC – Agente de coleta; REC – Resíduos recicláveis; PF – Prefeitura; TC – Terceirizada; CT – Organização de catadores de materiais recicláveis; PF + TC, PF + CT, TC + CT – Agentes de coleta atuando em parceria

O indicador de eficiência utilizado nos programas municipais de coleta seletiva foi a Taxa de Recuperação de Materiais Recicláveis (TRMR) (Equação 3), o qual foi proposto por Besen (2011). Este indicador mede a eficiência da coleta seletiva quanto ao desvio de resíduos recicláveis do aterro sanitário, bem como em termos de mineração urbana. Desta maneira, quanto maior a taxa de recuperação dos recicláveis, maiores são os ganhos ambientais,

econômicos e sociais promovidos pela coleta seletiva. Neste sentido, este indicador foi adotado na presente pesquisa em função da disponibilidade das informações no banco de dados do SNIS (2016), além de ter sido previamente validado em outros programas municipais de coleta seletiva (BESEN, 2011; BESEN et al. 2017).

$$\text{TRMR} [\%] = \frac{\text{QCS} - \text{QR}}{\text{QCS} + \text{QCR}} \times 100 \quad (3)$$

Onde, QCS – quantidade de resíduo reciclável coletado pela coleta seletiva; QR – quantidade de rejeito; QCR – quantidade de resíduo sólido coletado pelo sistema de coleta regular (Quadro 8).

Quadro 8 - Descrição das variáveis utilizadas para composição do indicador de eficiência

Variáveis	Códigos	Planilhas
QCS	CS026	Informações_RS_2016
QR	CS026 e CS009	Informações_RS_2016
QCR	CO119	Informações_RS_2016

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: QCS – Quantidade total de resíduo reciclável seco recolhido por todos os agentes: público, privado e organizações de catadores [t]; QR – Oriundo da subtração do CS026 pela quantidade total de materiais recicláveis recuperados (CS009) [t]; QCR – Quantidade total de resíduos sólido domiciliar e públicos coletados [t].

É importante ressaltar que foi considerado a variável CO119 ao invés da CO111 (quantidade total de resíduos sólidos domiciliares coletados), devido à ausência desta informação na maioria dos municípios listados com coleta seletiva no SNIS (2016), além do fato de muitos municípios brasileiros coletarem os resíduos domiciliares e públicos juntos, o que dificulta a segregação do dado obtido. Ademais, notou-se que a base de cálculo dos indicadores voltados à coleta seletiva presentes na “Planilha_Indicadores_RS_2016” do SNIS (2016) considera o somatório dos resíduos domiciliares e públicos, razões que contribuíram para a definição desta variável no cálculo.

O tratamento analítico dos dados do SNIS (2016), o qual utilizou a “Planilha_Informações_RS_2016”, foi realizado em duas etapas. Inicialmente foram segregados os municípios com e sem coleta seletiva, sendo selecionados exclusivamente aqueles que alegaram a prestação do serviço. Em seguida, aplicou-se o indicador TRMR nestes municípios, os quais foram categorizados quanto à eficiência da coleta seletiva em: muito favorável (MF $\geq 25\%$), favorável, (F = 15,1 a 24,9%), desfavorável (D = 5,1 a 15%) e muito desfavorável (MD $\leq 5,0\%$), conforme proposto por Besen (2011). Vale ressaltar que os municípios com ausência de informações foram excluídos da análise.

Os municípios qualificados com coleta seletiva muito favorável foram enquadrados como

os modelos de referência (*Benchmarking*) da pesquisa. Sendo assim, estes municípios foram analisados quanto à tipologia do resíduo, a modalidade da coleta seletiva e os agentes responsáveis pela execução do serviço. Estas informações foram obtidas na base de dados da “Planilha_Informações_RS_2016” do SNIS (2016), mediante consulta e análise dos seguintes códigos: Ca004, Ca005, Ca006, Ca007, Cs009, Cs010, Cs011, Cs012, Cs013, Cs014, Cs023, Cs024, Cs026, Cs027, Cs031, Cs042, Cs043, Cs045, Cs046, Cs048, Cs053 e Cs057 (Quadro 9). Além destes, foram consultados os Planos Municipais de Saneamento Básico (PMSB), os Planos Municipais de Gestão de Resíduos Sólidos (PMGRS), Relatórios técnicos acerca da coleta seletiva municipal e os sites das concessionárias responsáveis pela gestão dos resíduos no município na tentativa de validar os dados apresentados pelo SNIS (2016) e minimizar possíveis incoerências amostrais.

Quadro 9 - Detalhamento das variáveis utilizadas para composição do indicador de eficiência

Códigos	Correspondentes	Códigos	Correspondentes
Ca004	Existência de catadores dispersos	Cs024	Quantidade de resíduo reciclável recolhida (exceto matéria orgânica) por empresas contratadas
Ca005	Existência de organização de catadores formal	Cs026	Quantidade total de resíduo reciclável recolhida (exceto matéria orgânica) pelo município
Ca006	Quantidade de entidades associativas	Cs027	Forma de execução, porta a porta em dias específicos pela prefeitura ou empresa contratada
Ca007	Quantidade de associados	Cs031	Forma de execução, postos de entrega voluntária pela prefeitura ou empresa contratada
Cs009	Quantidade total de materiais recicláveis recuperados, exceto material orgânico e rejeito	Cs042	Forma de execução, porta a porta em dias específicos por catadores com apoio
Cs010	Quantidade total de papel/papelão	Cs043	Forma de execução, postos de entrega voluntária por catadores com apoio
Cs011	Quantidade total de plástico	Cs045	Forma de execução, porta a porta em dias específicos por catadores sem apoio
Cs012	Quantidade total de metal	Cs046	Forma de execução, postos de entrega voluntária por catadores sem apoio
Cs013	Quantidade total de vidro	Cs048	Quantidade de resíduo reciclável recolhida (exceto matéria orgânica) por catadores com apoio da prefeitura
Cs014	Quantidade total de outros resíduos recicláveis	Cs053	Existência de empresas contratadas
Cs023	Quantidade de resíduo reciclável recolhida (exceto matéria orgânica) pela prefeitura ou pelo sistema de limpeza urbana	Cs057	Existência de associações ou cooperativas de catadores

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: Ca006 [und]; Ca007 [und]; Cs009 [t.ano⁻¹]; Cs010 [t.ano⁻¹]; Cs011 [t.ano⁻¹]; Cs012 [t.ano⁻¹]; Cs013 [t.ano⁻¹]; Cs014 [t.ano⁻¹]; Cs023 [t.ano⁻¹]; Cs024 [t.ano⁻¹]; Cs026 [t.ano⁻¹]; Cs048 [t.ano⁻¹].

Com base nisto, foram identificados os modelos seletivos de referência dos programas municipais, os quais foram posteriormente sobrepostos à matriz de modelos seletivos para a obtenção dos modelos e componentes mais recorrentes dos *benchmarkings* municipais. Deste modo, baseado nestas informações, foram propostos os modelos de coleta seletiva analisados pela pesquisa e empregados para todos os setores representativos estudados.

3.3.5 Etapa V – Avaliação de modelos propositivos de coleta seletiva

A avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva para os múltiplos perfis socioeconômicos da cidade de Recife abrangeu as três dimensões clássicas da sustentabilidade: econômica, ambiental e social (RODRIGUES et al., 2018). Estas dimensões foram empregadas no estudo por serem comumente mencionadas em discussões acerca de práticas sustentáveis, embora existam outras dimensões com tamanha importância.

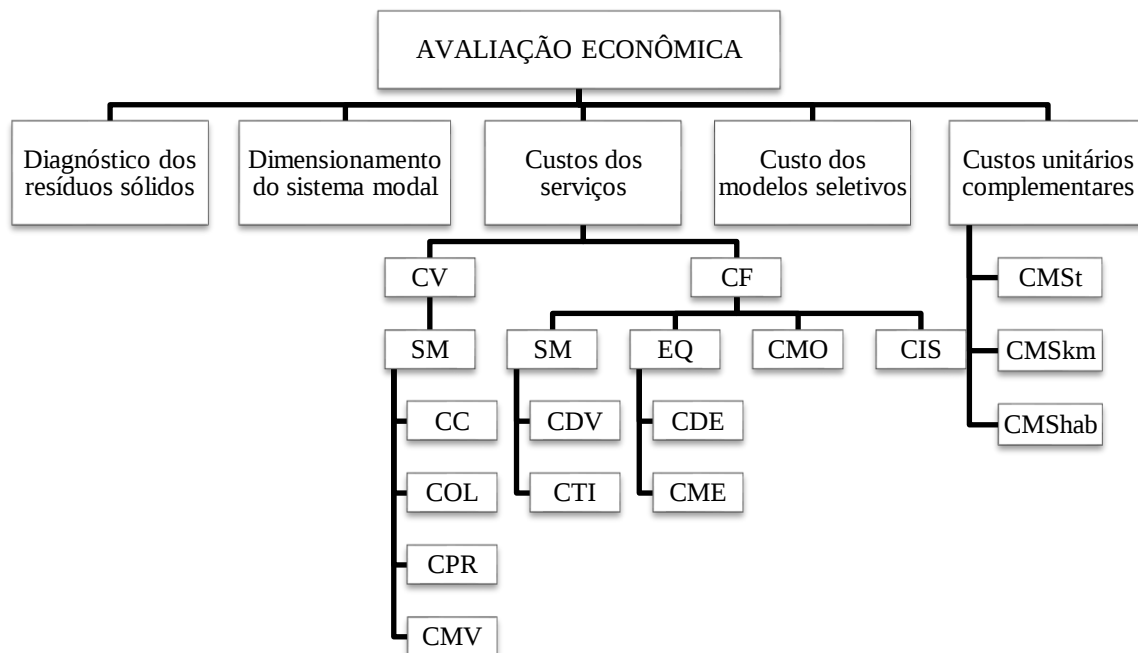
De acordo com Bringheint et al. (2011), estudos de avaliação de modelos de coleta seletiva podem ser calculados pela subtração aritmética simples entre receitas e despesas, pelo cálculo dos custos evitados e da poupança de recursos naturais, como proposto por Calderoni (1999), ou por meio de indicadores e índices. Na prática, o melhor método de cálculo a ser adotado dependerá das características do modelo de coleta seletiva e do sistema de gerenciamento de resíduos existentes, sobretudo no que tange à disponibilidade de informações existentes. Neste estudo, as dimensões supracitadas foram analisadas por meio do emprego de indicadores, posteriormente agrupados em índices, os quais auxiliaram a tomada de decisão quanto a avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva para cada setor representativo.

Segundo com Besen et al. (2017), os indicadores podem ser utilizados para diagnosticar uma determinada realidade, para apoiar a tomada de decisão, bem como para apontar possíveis soluções. Estes contribuem para o planejamento, manutenção, avaliação, comparação e melhoria do desempenho ao longo do tempo. Já o índice é uma síntese do conjunto de indicadores, sendo utilizados para traduzir, em valor numérico, a realidade de um sistema simples ou complexo (natural, econômico ou social), utilizando no cálculo, base científica e métodos adequados (BESEN et al., 2017).

3.3.5.1 Avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva

A avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva foi realizada em cinco etapas: diagnóstico técnico dos resíduos sólidos; dimensionamento do sistema modal; determinação dos custos fixos e variáveis; estabelecimento do custo total dos modelos seletivos propositivos; e, por fim, apresentação dos custos unitários complementares: custo por tonelada, por habitante e por distância percorrida (Figura 11). A presente metodologia foi estruturada com base nas orientações e nas recomendações dos seguintes trabalhos: Insea (2013), Teixeira et al. (2014), ANTT (2015), Boskovic e Jovicic (2015), Cariacica (2015), Gallardo et al. (2015), Greco et al. (2015), Boskovic et al. (2016); D’Onza et al. (2016), Ibraop (2017); Pires et al. (2017), Martinho et al. (2017), TCE/GO (2017), TCE/RJ (2017), TCE/RS (2017), Bertanza et al. (2018), Cempre (2018), Pernambuco (2018), Rada et al. (2018), SLU/DF (2017, 2018), Augusto Pestana (2019), Ávila e Gil (2019), Vu et al. (2020).

Figura 11 - Etapas da avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: CV – Custo variável [R\$.km⁻¹]; SM – Sistema modal; CC – Custo do combustível [R\$.km⁻¹]; COL – Custo do óleo lubrificante [R\$.km⁻¹]; CPR – Custo do pneu e recauchutagem [R\$.km⁻¹]; CMV – Custo de manutenção do veículo coletor [R\$.km⁻¹]; CF – Custo fixo [R\$.mês⁻¹]; CDV – Custo de depreciação do veículo coletor [R\$.mês⁻¹]; CTI – Custo referente aos tributos incidentes sobre o veículo coletor [R\$.mês⁻¹]; EQ – Custo do equipamento [R\$.mês⁻¹]; CDE – Custo de depreciação do equipamento [R\$.mês⁻¹]; CME – Custo de manutenção do equipamento [R\$.mês⁻¹]; CMO – Custo da mão de obra [R\$.mês⁻¹]; CIS – Custo dos insumos e serviços de apoio à operação [R\$.mês⁻¹]; CMSt – Custo do modelo seletivo por tonelada coletada [R\$.t⁻¹]; CMSkm – Custo do modelo seletivo por quilômetro percorrido [R\$.km⁻¹]; CMSHab – Custo do modelo seletivo por habitante [R\$.hab⁻¹].

3.3.5.1.1 Diagnóstico técnico dos resíduos sólidos

Esta etapa foi realizada com base na obtenção dos dados de entrada e de saída necessários para o diagnóstico dos setores representativos de coleta domiciliar de resíduos sólidos. Deste modo, foram utilizadas as seguintes variáveis: geração de resíduos, densidade aparente dos resíduos recicláveis, composição gravimétrica dos resíduos domiciliares gerados pelos setores representativos, estimativa da geração de resíduos recicláveis e o volume médio mensal de resíduos recicláveis (Quadro 10).

Quadro 10 - Variáveis de entrada e saída utilizadas no diagnóstico técnico dos resíduos sólidos

Dados	Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas	Referências
Entrada	GRm	Quantidade média mensal de resíduo domiciliar gerada pelos setores representativos de janeiro a dezembro de 2018	t.mês ⁻¹	$GRm = \sum_{i=jan}^{dez} GRi$	Emlurb (2019)
	Pa	Densidade aparente média na base úmida natural de resíduos recicláveis com base na análise de 31 setores de coleta de resíduos domiciliares de Recife	t.m ⁻³	$\rho_a = \frac{PA}{VR}$	Jucá et al. (2014)
	CGrec	Composição gravimétrica dos resíduos domiciliares, com foco nos recicláveis, dos setores representativos	%	$CGrec = PL+PA+M+V$	Jucá et al. (2020)
Saída	Grecm	Estimativa da geração mensal de resíduos recicláveis nos setores representativos	t.mês ⁻¹	$Grecm = GRm * CGrec$	TCE/RJ (2017)
	Vrecm	Volume médio mensal de resíduo potencialmente reciclável no setor representativo	m ³ .mês ⁻¹	$Vrecm = \frac{Grecm}{\rho_a}$	TCE/RS (2017)

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: PA – Peso da amostra [kg ou t]; VR – Volume do recipiente [m³]; PL – Percentual de plástico [%]; PA – Percentual de papel [%]; M – Percentual de metal [%]; V – Percentual de vidro [%].

Desta forma, os dados de geração média de resíduos domiciliares e o somatório das composições gravimétricas dos resíduos recicláveis (Tabela 2) dos setores representativos estão expostos a seguir. Ademais, utilizou-se o valor de 0,16 t.m⁻³ para a densidade aparente dos resíduos recicláveis secos (JUCÁ et al., 2014).

Tabela 2 - Geração média mensal dos resíduos domiciliares dos setores representativos

PSE	GRm	CGrec	PL	PA	M	V
CAV	252,39	43,61	26,17	13,42	1,32	2,70
CMBC	129,87	46,98	22,95	19,55	1,56	2,92
CMAC	167,33	44,56	25,44	17,35	1,08	0,70
CB	154,61	37,25	21,52	14,17	0,83	0,73
SC	311,87	54,77	30,33	20,59	2,48	1,37

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: GRm – Geração média mensal de resíduos domiciliares nos setores representativos [t.mês⁻¹]; CGrec – Somatório da composição gravimétrica dos resíduos recicláveis [%]; PL – Percentual de plástico [%]; PA – Percentual de papel [%]; M – Percentual de metal [%]; V – Percentual de vidro [%].

3.3.5.1.2 Dimensionamento do sistema modal

Nesta etapa foi dimensionado o número de veículos coletores necessário para atender a demanda de resíduos recicláveis gerada em cada setor representativo (CAV, CMBC, CMAC, CB e SC), bem como foi determinado a distância média mensal a ser percorrida por cada veículo coletor. Desta maneira, o procedimento empregado para a obtenção destes resultados atendeu às particularidades e especificidades dos modelos seletivos propositivos no tocante, sobretudo, ao tipo de modalidade adotada: porta a porta ou mista (porta a porta e ponto de entrega voluntária). As variáveis utilizadas neste dimensionamento, agrupadas no formato de dados de entrada (Quadro 11) e de saída (Quadro 12), estão apresentadas a seguir.

Quadro 11 - Dados de entrada para o dimensionamento da frota de modelos seletivos propositivos

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
Vrecm	Volume médio mensal de resíduo reciclável	m ³ .mês ⁻¹	$V_{recm} = \frac{G_{recm}}{\rho_a}$	-
RECpap ¹	Taxa de recicláveis coletados pela PAP	%	80	-
RECpev ¹	Taxa de recicláveis coletados pelo PEV	%	20	-
Adc	Taxa de adesão da população à coleta seletiva	%	65	Insea, 2013
Cvc	Capacidade do veículo coletor	m ³	30	SLU/DF (2017, 2018)
Fvc	Fator de armazenamento do veículo coletor	%	90	SLU/DF (2017, 2018)
Cpev ¹	Capacidade do PEV	m ³	2,50	Emlurb (2019)
Fpev ¹	Fator de armazenamento do PEV	%	95	Emlurb (2019); SLU/DF (2017, 2018)
Ncs	Número de coletas na semana	und	2 (CMBC, CMAC e CB) e 3 (CAV e SC)	V.A.
Nm	Número de semanas no mês	und	4	V.A.
Vc	Velocidade média de coleta	km.h ⁻¹	5	Pernambuco (2018)
J	Jornada de trabalho por dia	h.dia ⁻¹	8	Emlurb (2019)

Ds	Distância média percorrida pelo veículo coletor no setor de coleta	km	Tabela 3	Emlurb (2019)
Dvg	Distância média percorrida pelo veículo coletor em uma viagem de coleta	km	Tabela 3	Emlurb (2019)
Tcpev ¹	Tempo médio de descarga do resíduo por PEV	h	0,08	Bernardo e Lima (2017); Franca et al. (2019)
Ts ¹	Tempo médio de coleta no setor pela PAP	h	Tabela 3	Emlurb (2019)
Tvg	Tempo médio de viagem realizada pela coleta PAP	h	Tabela 3	Emlurb (2019)

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: ¹Variáveis exclusivas para o dimensionamento da frota para a modalidade mista (PAP + PEV); V.A. – Valor adotado.

Quadro 12 - Dados de saída para o dimensionamento da frota de modelos seletivos propositivos

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
Vcm	Volume mensal de resíduo reciclável a ser coletado	m ³ .mês ⁻¹	$V_{cm} = V_{recm} * A_{dc}$	Insea (2013)
Vrpap ¹	Volume de resíduo reciclável a ser coletado pela PAP	m ³ .mês ⁻¹	$V_{rpap} = V_{cm} * REC_{pap}$	-
Vrpev ¹	Volume de resíduo reciclável a ser coletado pelo PEV	m ³ .mês ⁻¹	$V_{rpev} = V_{cm} * REC_{pev}$	-
Cefvc	Capacidade efetiva do veículo coletor	m ³	$C_{efvc} = C_{vc} * f_{vc}$	SLU/DF (2017, 2018)
Cefpev ¹	Capacidade efetiva do PEV	m ³	$C_{efpev} = C_{pev} * f_{pev}$	SLU/DF (2017, 2018)
Ncm	Número de dias coletas realizadas em um mês	dia.mês ⁻¹	$N_{cm} = N_{cs} * N_m$	SLU/DF (2017, 2018)
Npev ¹	Número de PEV necessário	und	$N_{pev} = \frac{V_{rpev}}{C_{efpev} * N_{cm}}$	Insea (2013); SLU/DF (2017, 2018)
t ¹	Tempo referente à descarga do resíduo do PEV no setor	h	$t = t_{cpev} * N_{pev}$	Franca et al. (2019)
Tvgcm ¹	Tempo médio de viagem da coleta mista (PAP + PEV)	h	$T_{vgcm} = T_{vgpap} * t$	-
Nvg	Número de viagens por jornada de trabalho	vg.dia ⁻¹	$N_{vg} = \frac{V_{cm} * V_{c} * J}{(D_{vg} * C_{efvc}) + (V_{cm} * V_{c} * T_{vg} *)}$	SLU/DF (2017, 2018)
Nvc	Número de veículos coletores necessários para a demanda prevista	und	$N_{vc} = \frac{V_{cm}}{C_{efvc} * N_{cm} * N_{vg}}$	SLU/DF (2017, 2018)
Dm	Distância média mensal percorrida pelo veículo coletor	km	$D_m = D_{vg} * N_{cm} * N_{vg} * N_{vc}$	SLU/DF (2017, 2018)

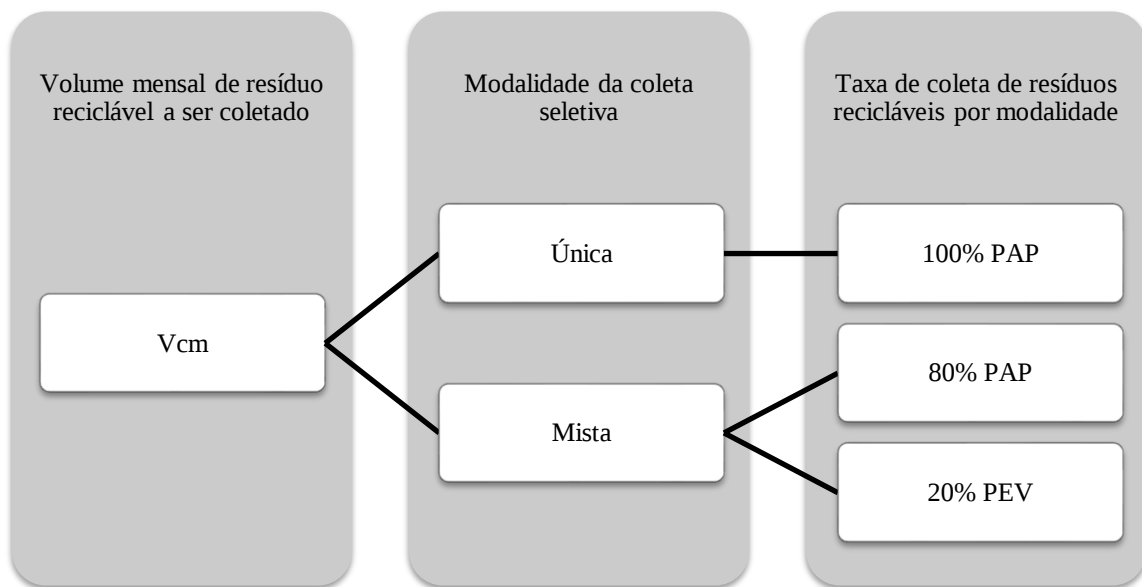
Fonte: O Autor (2020).

¹Variáveis exclusivas para o dimensionamento da frota para a modalidade mista (PAP + PEV); *Tvg – Tempo de viagem utilizado no cálculo do Nvg dependerá da modalidade adotada, desta forma, para os cálculos relativos à modalidade PAP adotou-se apenas o Tvg, já para a modalidade mista (PAP + PEV) empregou-se o Tvgcm.

No tocante à quantidade de resíduos recicláveis a ser coletada, após o estabelecimento da taxa de adesão da população, foram utilizadas estratégias distintas para coleta destes materiais

conforme o tipo de modalidade adotado por modelo propositivo de coleta seletiva. Sendo assim, modelos seletivos pautados por uma única modalidade, tiveram os resíduos coletados pela porta a porta. Por outro lado, para os modelos de coleta seletiva que utilizaram a modalidade mista (PAP + PEV), adotou-se taxa de coleta de resíduos recicláveis de 80% para a modalidade PAP e 20% para a modalidade PEV (Figura 12). Estas proporções foram adotadas a partir da análise de *cases* reais de algumas administrações municipais brasileiras (SNIS, 2018).

Figura 12 - Taxa de resíduo reciclável adotada para cada modalidade de coleta seletiva



Fonte: O Autor (2020).

Quanto à taxa de adesão da população à coleta seletiva, adotou-se o valor de 65%, valor médio da participação da população nas coletas domiciliar (100%) e seletiva (30%) da cidade de Recife (SNIS, 2018). Este procedimento buscou contemplar um valor que representasse a transição, do ponto de vista do aproveitamento, de um modelo convencional para seletivo de coleta de resíduos recicláveis. Além disto, o percentual de adesão adotado condiz com o valor sugerido pelo Insea (2013) para dimensionamentos de frota de modelos propositivos de coleta seletiva.

As informações relativas às distâncias e aos tempos médios tanto no setor quanto por viagem de coleta foram obtidas de acordo com dados reais de operação disponibilizados pela Emlurb (2019). Estas variáveis contemplam o percurso médio realizado pelo veículo coletor desde a saída até o retorno à garagem, o que compreende as seguintes etapas: garagem até o setor de coleta, dentro do setor de coleta, setor de coleta à disposição final, e, por fim, disposição final à garagem. Com base nestas etapas, é salutar ressaltar que, diferentemente do que ocorre na coleta convencional - cujo destino final do resíduo reciclável é o aterro sanitário -,

considerou-se como *locus* de disposição final as organizações de catadores de materiais recicláveis parceiras e já vinculadas à Emlurb, as quais recebem os materiais recicláveis coletados pelos atuais e correspondentes setores de coleta seletiva (Tabela 3). No dimensionamento em questão não foi contemplada a distância relativa à coleta do rejeito das organizações de catadores ao aterro sanitário.

Tabela 3 - Geração média mensal dos resíduos domiciliares dos setores representativos

PSE	Ds	Dvg	Ts	Tvg	CT
CAV	11,11	54,61	2,22	3,67	Palha de Arroz
CMAC	10,80	56,20	2,16	3,67	Bola na Rede
CMBC	14,79	54,19	2,96	4,27	Resgatando Vidas
CB	23,63	75,43	4,73	6,45	Bola da Rede
SC	12,64	47,84	2,53	3,70	Palha de Arroz

Fonte: O Autor (2020).

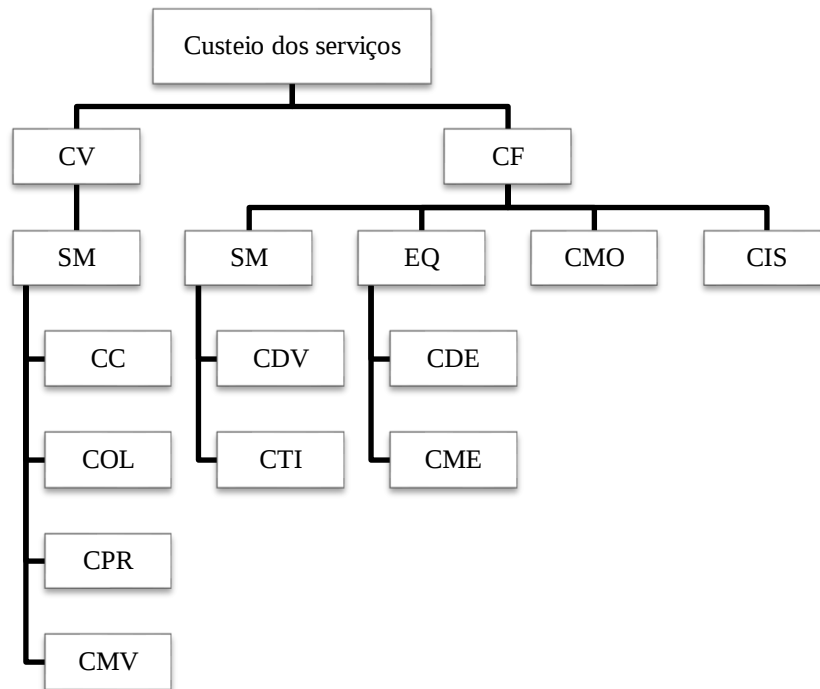
Legenda: Ds – Distância média percorrida dentro do setor de coleta [km]; Dvg – Distância média de uma viagem de coleta [km]; Ts – Tempo médio de coleta dentro do setor pela modalidade PAP [h]; Tvg – Tempo médio de uma viagem de coleta [h]; CT – Organização de catadores de materiais recicláveis.

3.3.5.1.3 Determinação dos custos dos serviços

A composição dos custos consiste em um somatório dos custos variáveis e fixos do serviço no qual pretende ser analisado. Deste modo, esta classificação deve ser feita por meio da adoção de um parâmetro de comparação (ANTT, 2015). Do ponto de vista da coleta de resíduos sólidos, este enquadramento é feito em função da distância percorrida pelo veículo coletor, sendo, portanto, a quilometragem a unidade variável a ser considerada. Deste modo, os custos relacionados ao deslocamento do veículo coletor são considerados variáveis, ao passo que aqueles que ocorrem de maneira independente à distância percorrida são categorizados como fixos (PERNAMBUCO, 2018).

Diante disto, para fins de cálculo, considerou-se os seguintes custos variáveis atrelados ao sistema modal: combustível, óleo lubrificante, pneu e manutenção do veículo coletor. Já os custos fixos adotados foram: para o sistema modal (depreciação e tributos incidentes sobre o veículo coletor), para os equipamentos (depreciação e manutenção do PEV), além dos recursos humanos (custo da mão de obra) e dos insumos e serviços de apoio à operação (Figura 13).

Figura 13 - Variáveis utilizadas na determinação dos custos variáveis e fixos dos modelos seletivos propositivos

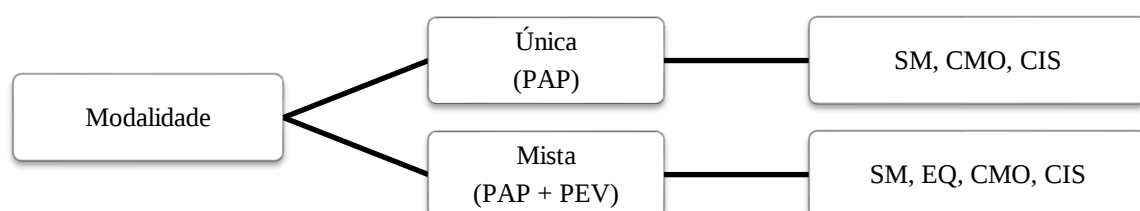


Fonte: O Autor (2020).

Legenda: CV – Custo variável [R\$.km⁻¹]; SM – Sistema modal; CC – Custo do combustível [R\$.km⁻¹]; COL – Custo do óleo lubrificante [R\$.km⁻¹]; CPR – Custo do pneu e recauchutagem [R\$.km⁻¹]; CMV – Custo de manutenção do veículo coletor [R\$.km⁻¹]; CF – Custo fixo [R\$.mês⁻¹]; CDV – Custo de depreciação do veículo coletor [R\$.mês⁻¹]; CTI – Custo referente aos tributos incidentes sobre o veículo coletor [R\$.mês⁻¹]; EQ (PEV) – Custo do equipamento [R\$.mês⁻¹]; CDE – Custo de depreciação do equipamento [R\$.mês⁻¹]; CME – Custo de manutenção do equipamento [R\$.mês⁻¹]; CMO – Custo da mão de obra [R\$.mês⁻¹]; CIS – Custo dos insumos e serviços de apoio à operação [R\$.mês⁻¹].

É importante ressaltar que a composição dos custos para os modelos propositivos de coleta seletiva buscou atender às particularidades de dois elementos importantes na elaboração de um modelo seletivo: a modalidade e o agente de coleta responsável pelo serviço. Desta maneira, para os modelos propositivos pautados exclusivamente na coleta porta a porta, considerou-se os custos do sistema modal, da mão de obra e dos insumos e serviços de apoio à operação. Já para as modalidades mistas (porta a porta e ponto de entrega voluntária), além das variáveis mencionadas, foi compreendido os custos relativos aos equipamentos (instalação dos PEV) (Figura 14).

Figura 14 - Composição dos custos utilizada quanto ao tipo de modalidade empregada



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: SM – Sistema modal; CMO – Custo da mão de obra [R\$.mês⁻¹]; CIS – Custo dos insumos e serviços de apoio à operação [R\$.mês⁻¹]; EQ (PEV) – Custo do equipamento [R\$.mês⁻¹].

3.3.5.2 Custo variável

Os custos variáveis contemplados na pesquisa foram relacionados exclusivamente ao sistema modal. Assim, utilizou-se os valores médios mensais de quilometragem percorrida pelo veículo coletor nos setores representativos como elemento crucial na composição dos custos variáveis. Para fins de cálculo, utilizou-se o caminhão da marca Mercedes-Benz, modelo Atego 1729 2p (diesel), pneus: 275/80R22.5, com carroceria do tipo baú de 30 m³, modelo semelhante ao utilizado na frota da coleta seletiva do Sistema de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SLU/DF, 2018) e de Recife (EMLURB, 2019). As variáveis utilizadas na composição destes custos estão apresentadas no formato de dados de entrada (Quadro 13) e de saída (Quadro 14).

Quadro 13 - Dados de entrada utilizados na composição dos custos do sistema modal

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
Hm ¹	Número de horas trabalhadas no mês	h.mês ⁻¹	Hm = Ncm * J	-
RM ¹	Rendimento médio do veículo	km.L ⁻¹	2,50	Emlurb (2019)
VC ¹	Volume do cárter ou litros de troca por óleo	L	29,30	M.V.
QM ¹	Quilometragem de troca de óleo do motor	Km	60.000	M.V.
NP ¹	Número de pneus	Und	4	M.V.
NR ¹	Número de recapagens	Und	2	M.V.
VP ¹	Vida útil do pneu novo	Km	5.000	M.V.
VR ¹	Vida útil do pneu recapado	Km	30.000	M.V.
CMvc ¹	Custo de manutenção do veículo coletor por quilômetro percorrido	R\$.km ⁻¹	0,79	Augusto Pestana (2019)
VN ²	Valor de aquisição do veículo novo	R\$	294.215,00	Sinapi (2020); Fipe (2020a)
VR ²	Valor residual do veículo	R\$	VR = VN * 0,40	Sinapi (2020)
VUvc ²	Vida útil do veículo coletor	mês	60	Emlurb (2019)
Cipva ²	Custo do IPVA do veículo	R\$.ano ⁻¹	2.942,15	Fipe (2020b)
Cdpvat ²	Custo do DPVAT do veículo	R\$.ano ⁻¹	5,78	Detran/PE (2020a)
Clic ²	Custo do licenciamento do veículo	R\$.ano ⁻¹	90,20	Detran/PE (2020b)
PC ²	Preço do combustível	R\$.L ⁻¹	3,211	ANP (2020)
PLM ²	Preço do óleo de lubrificação	R\$.L ⁻¹	21,00	V.M.
PP ²	Preço do pneu novo	R\$	1.500,00	V.M.
PR ²	Preço da recapagem	R\$	500,00	V.M.

Fonte: O Autor (2020).

¹Dados do veículo; ²Dados de mercado; VN – Este valor inclui o custo do chassi, a carroceria do tipo baú de 30m³, bem como estrutura de braço hidráulico para coleta do PEV, quando necessário; M.V. – Manual do veículo; V.M. – Valor de mercado.

Quadro 14 - Dados de saída referentes ao custo variável do sistema modal

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
CC	Custo de combustível	R\$.mês ⁻¹	$CC = \left(\frac{PC}{RM}\right) * Dm$	Insea (2013); ANTT (2015)
COL	Custo do óleo lubrificante	R\$.mês ⁻¹	$COL = \left(\frac{PLM*VC}{QM}\right) * Dm$	Insea (2013); ANTT (2015)
CP	Custo dos pneus e recauchutagem	R\$.mês ⁻¹	$CP = \left(\frac{NP*PP+NR*PR}{VP+NR*VR}\right) * Dm$	Insea (2013); ANTT (2015)
CMV	Custo de manutenção do veículo coletor	R\$.mês ⁻¹	$CMV = CMvc * Dm$	Augusto Pestana (2019)
CVsm	Custo variável do sistema modal	R\$.mês ⁻¹	$CVsm = CC + COL + CP + CMV$	Insea (2013); ANTT (2015)

Fonte: O Autor (2020).

3.3.5.3 Custos fixos

Os custos fixos determinados nesta etapa estão relacionados ao sistema modal, aos equipamentos utilizados, à mão de obra da equipe de trabalho e aos insumos e serviços de operação. Diferentemente dos custos variáveis, cuja base de cálculo foi quilometragem percorrida, neste caso considerou o número de horas trabalhadas por mês como elemento chave na composição do custeio dos serviços.

3.3.5.3.1 Sistema modal

A composição do custo fixos do sistema modal foi feita por meio do somatório dos custos de depreciação do veículo coletor e dos tributos incidentes sobre o veículo de coleta relativos ao Imposto sobre propriedade de veículos automotores (IPVA), aos Danos pessoais causados por veículos automotores de via terrestre (DPVAT) e ao licenciamento do veículo (Quadro 15).

Quadro 15 - Dados de saída referentes ao custo fixo do sistema modal

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
CDV	Custo de depreciação do veículo coletor	R\$.mês ⁻¹	$CDV = \frac{VN-VR}{VUvc}$	Insea (2013); ANTT (2015)
CTI	Custo de tributos incidentes sobre o veículo coletor	R\$.mês ⁻¹	$CTI = \frac{Cipva+Cdpvat+Clic}{12}$	Insea (2013); SLU/DF (2017, 2018)
CFsm	Custo fixo do sistema modal	R\$.mês ⁻¹	$CFsm = CDV + CTI$	Insea (2013)

Fonte: O Autor (2020).

3.3.5.3.2 Equipamentos

Os equipamentos utilizados neste cálculo foram os contêineres para armazenamento de

resíduos recicláveis (PEV). Os custos desta etapa foram incluídos em modelos propositivos de coleta seletiva pautados na coleta mista (PAP+PEV). Para fins de cálculo, utilizou-se o modelo de PEV Ecolix de 2.500 litros, o mesmo adotado na coleta seletiva da cidade de Recife pela Emlurb (2019). Outras informações técnico-operacionais relativas à modalidade PEV foram utilizadas no cálculo com referência ao *case* realizado pela concessionária (Quadro 16).

Quadro 16 - Dados de entrada e saída utilizadas no cálculo dos custos fixos dos equipamentos

Dados	Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas	Referências
Entrada	V _{pev}	Valor de aquisição do PEV	R\$	4.812,81	Emlurb (2019)
	VR _{pev}	Valor residual do PEV	R\$	0,00	Emlurb (2019)
	VU _{pev}	Vida útil do PEV	mês	24	Emlurb (2019); SLU/DF (2017, 2018)
	N _{pev}	Número de PEV necessário	und	$N_{pev} = \frac{V_{rpev}}{C_{efpev} * N_{cm}}$	Insea (2013); SLU/DF (2017, 2018)
	CMP	Custo de manutenção do PEV	R\$.mês ⁻¹	11,47	Emlurb (2019)
Saída	CDP	Custo de depreciação do PEV	R\$.mês ⁻¹	$CDP = \frac{V_{pev} - VR_{pev}}{VU_{pev}}$	SLU/DF (2017, 2018)
	CFe	Custo fixo do equipamento	R\$.mês ⁻¹	CFe = CMP + CDP	SLU/DF (2017, 2018)

Fonte: O Autor (2020).

3.3.5.3.3 Mão de obra

A composição dos custos da mão de obra buscou atender as particularidades dos modelos propositivos de coleta seletiva quanto ao tipo de agentes de coleta contratados, seja empresas terceirizadas, seja organizações de catadores de materiais recicláveis. Para os modelos pautados por agentes terceirizados foram utilizados os valores disponibilizados pela Emlurb (2019) referentes ao atual serviço de coleta seletiva prestado pelas empresas terceirizadas na cidade de Recife. Em contrapartida, para os modelos de coleta solidários, caracterizados pela inserção remunerada de organizações de catadores, a composição dos custos atendeu às recomendações propostas pela Lei nº 12.690 (BRASIL, 2012), referente à Lei do Cooperativismo - a qual dispõe sobre a organização e o funcionamento de cooperativas de trabalho - bem como seguiu as orientações práticas da coleta seletiva solidária em operação no Distrito Federal (SLU/DF, 2017, 2018).

Neste sentido, a composição do custo da mão de obra das organizações de catadores de materiais recicláveis abrangeu os seguintes componentes: remuneração base da categoria, adicional de insalubridade, encargos sociais e benefícios trabalhistas. No tocante à remuneração base da categoria, utilizou-se como referência o valor proposto pelo Sindicato de Empresas de

Asseio e Conservação do Estado de Pernambuco (SEAC/PE, 2020), o qual estabelece os valores correspondentes para os coletores, motoristas e fiscais vinculados ao serviço de limpeza urbana. Quanto ao adicional de insalubridade, foi utilizado o percentual de 40% para os coletores catadores e de 20% para os motoristas e fiscais catadores, conforme sugere o Sindicato de Limpeza Urbana do Distrito Federal (SINDLURB/DF, 2019), proporções também utilizadas na coleta solidária do Distrito Federal (SLU/DF, 2017; 2018). Já em relação aos encargos sociais, adotou-se às recomendações da Lei nº 12.690 (BRASIL, 2012) para cooperativas de trabalho, a saber: repouso semanal remunerado, INSS do catador motorista e/ou coletor, provisão de descanso remunerado e provisão seguro acidente de trabalho. Por fim, os benefícios trabalhistas considerados foram o adicional noturno - para os setores com coleta noturna - o vale transporte e o auxílio alimentação segundo os dias trabalhados. Com base nisto, os dados de entrada (Quadro 17) e de saída (Quadro 18) utilizadas na composição dos custos de mão de obra dos diferentes agentes de coleta estão apresentadas a seguir.

Quadro 17 - Dados de entrada utilizados na composição dos custos da mão de obra

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
SM	Salário mínimo em 2020	R\$.mês ⁻¹	1.045,00	Brasil (2020)
VH ¹	Valor pago por hora aos agentes terceirizados	R\$.h ⁻¹	18,23 (coletor e fiscal); 26,56 (motorista)	Emlurb (2019)
Rb ²	Remuneração base dos catadores	R\$.h ⁻¹	5,55 (coletor e fiscal); 11,27 (motorista)	SEAC/PE (2020)
Ti	Taxa de insalubridade dos catadores	%	40% (coletor); 20% (motorista e fiscal)	SLU/DF (2017, 2018); SINDLURB/DF (2020)
J	Jornada de trabalho por dia	h.dia ⁻¹	8	Emlurb (2019)
Ntm	Número de dias trabalhados no mês	dia.mês ⁻¹	$Ntm = Ncs * Nm$	SLU/DF (2017, 2018)
Jm	Jornada de trabalho mensal	h.mês ⁻¹	$Jm = J * Ntm$	SLU/DF (2017, 2018)
Vto	Valor unitário da tarifa A dos ônibus de Recife	R\$	3,45	Grande Recife (2020)
Niv	Número médio de ida e volta para um dia de trabalho	und	2	V.A.
AAd	Valor diário do auxílio alimentação em Recife	R\$.dia ⁻¹	20,88	SEAC/PE (2020)
Tcs	Turnos da coleta seletiva	-	Diurno (CMBC e CB); noturno (CAV, CMAC e SC)	Emlurb (2019)
Npvc	Número de pessoas por veículo coletor (guarnição)	und	NC = 3; NM = 1; NF = 1	Emlurb (2019)

Fonte: O Autor (2020).

¹ Valor correspondente ao salário mensal bruto de R\$ 3.500,00.mês⁻¹ para o coletor e o fiscal, e de R\$ 5.100,00.mês⁻¹ para o motorista, os quais estão inclusos a remuneração base, o adicional de insalubridade e os encargos sociais dos trabalhadores; ² Valor correspondente à remuneração base de R\$ 1.065,22.mês⁻¹ para o coletor e o fiscal, e de R\$ 2.163,48.mês⁻¹ para o motorista. Todos os valores apresentados consideram jornada mensal de 192 h.mês⁻¹. V.A. – Valor adotado; NC – Número de coletor; NM – Número de motorista; NF – Número de fiscal.

Quadro 18 - Dados de saída utilizados na composição dos custos fixos da mão de obra

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
RB ¹	Remuneração base do catador	R\$.mês ⁻¹	$RB = Rb * Jm$	SEAC/PE (2020)
AI ¹	Adicional de insalubridade do catador	R\$.mês ⁻¹	$AI = SM * Ti$	Insea (2013)
RSR ¹	Repouso semanal remunerado do catador	R\$.mês ⁻¹	$RSR = RB * 0,13$	Insea (2013)
INSS ¹	INSS do catador	R\$.mês ⁻¹	$INSS = (RB + AI + RSR) * 0,11$	Insea (2013)
DAR ¹	Descanso anual remunerado do catador	R\$.mês ⁻¹	$DAR = (RB + AI + RSR) * 1/12$	
SAT ¹	Seguro acidente de trabalho do catador	R\$.mês ⁻¹	$SAT = (RB + AI + RSR) * 0,03$	Insea (2013)
AN ¹	Adicional noturno do catador	R\$.mês ⁻¹	$AN = RB * 0,20$	SLU/DF (2017, 2018)
VT ¹	Vale transporte	R\$.mês ⁻¹	$VT = Ntm * Vto * Niv$	-
AA ¹	Auxílio alimentação	R\$.mês ⁻¹	$AA = Ntm * AAd$	-
CMOtc ¹	Custo da mão de obra dos agentes terceirizados	R\$.mês ⁻¹	$CMO = (VH * Jm) + VT + AA$	-
CMOct ¹	Custo da mão de obra dos catadores	R\$.mês ⁻¹	$CMO = RB + AI + RSR + INSS + DAR + SAT + NA + VT + AA$	Brasil (2012); Insea (2013)
CMO ²	Custo fixo da mão de obra total	R\$.mês ⁻¹	$CMOt = CMOc + CMOf + CMOf$	Insea (2013)

Fonte: O Autor (2020).

¹Variáveis que devem ser calculadas de maneira individualizada para a seguinte guarnição: coletor, motorista e fiscal; ²CMO consiste no somatório dos custos da mão de obra para os coletores, motoristas e fiscais, tanto para os agentes terceirizados quanto para os catadores de materiais recicláveis.

Fonte: O Autor (2020).

3.3.5.3.4 Insumos e serviços de apoio à operação

Nesta etapa foram calculados os custos relativos aos equipamentos de proteção individual (EPI) utilizados pela guarnição: coletores, motorista e fiscal, responsável pelo serviço de coleta dos resíduos recicláveis. A composição destes custos considerou os EPI comumente utilizados durante a operação deste serviço, bem como o consumo mensal por cada integrante da guarnição de acordo com as recomendações da SLU/DF (2017, 2018) (Quadro 19).

Quadro 19 - Dados de entrada utilizados na composição dos custos do EPI

Variáveis	Descrição	Unidade	Valor unitário	Consumo/mês	Referências
Cbr	Calça brim	R\$.und ⁻¹	59,47	0,33 (C e F); 0,25 (M)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Ca	Camisa	R\$.und ⁻¹	32,00	0,33 (C e F); 0,25 (M)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Cc	Calçados de couro	R\$.par ⁻¹	52,51	0,33 (C e F); 0,17 (M)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Pa	Protetor auricular	R\$.und ⁻¹	1,99	1,00 (C, M e F)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Bn	Boné	R\$.und ⁻¹	7,30	0,25 (C, M e F)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Cch	Capa de chuva	R\$.und ⁻¹	11,90	0,25 (C); 0,17 (M e F)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Lr	Luvas de raspa	R\$.par ⁻¹	12,72	2,50 (C)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Cr	Colete reflexivo	R\$.und ⁻¹	15,15	0,25 (C); 0,17 (F)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
Os	Protetor solar	R\$.und ⁻¹	15,02	2,00 (C, M e F)	V.M.; SLU/DF (2017, 2018)
C	Número de coletores	und	3	-	Emlurb (2019)
M	Número de motorista	und	1	-	Emlurb (2019)
F	Número de fiscal	und	1	-	Emlurb (2019)

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: V.M. – Valor médio de mercado.

É importante ressaltar que os custos dos insumos e serviços de apoio considerados no modelo foi o mesmo para todos os setores de coleta representativos e modelos seletivos propositivos, independente do turno no qual a coleta foi realizada. Desta maneira, as variáveis utilizadas no cálculo destes custos estão apresentadas abaixo (Quadro 20).

Quadro 20 - Dados de saída utilizados na composição dos custos fixos dos EPI

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
CISc	Custo de EPI para coletor	R\$.mês ⁻¹	$CISc = C * (Cbr + Ca + Cc + Pa + Bn + Cch + Lr + Cr + Ps)$	SLU/DF (2017, 2018)
CISm	Custo de EPI para motorista	R\$.mês ⁻¹	$CISm = C * (Cbr + Ca + Cc + Pa + Bn + Cch + Ps)$	SLU/DF (2017, 2018)
CISf	Custo de EPI para fiscal	R\$.mês ⁻¹	$CISf = C * (Cbr + Ca + Cc + Pa + Bn + Cch + Cr + Ps)$	SLU/DF (2017, 2018)
CIS	Custo fixo dos insumos e serviços de apoio	R\$.mês ⁻¹	$CIS = CISc + CISmt + CISf$	SLU/DF (2017, 2018)

Fonte: O Autor (2020).

3.3.5.4 Custo do modelo de coleta seletiva propositivo

O custo do modelo propositivo de coleta seletiva foi o somatório dos custos variável e fixo calculados. Neste sentido, o valor obtido foi resultante da soma dos custos variáveis do

sistema modal, bem como dos custos fixos do sistema modal, dos equipamentos, da mão de obra e dos insumos e serviços de apoio à operação (Quadro 21).

Quadro 21 - Dados de saída utilizados na composição de custos do modelo propositivo de coleta seletiva

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
CV	Custos variáveis	R\$.mês ⁻¹	$CV = CV_{sm}$	Insea (2013); SLU/DF (2017, 2018)
CF	Custos fixos	R\$.mês ⁻¹	$CF = CF_{sm} + CF_e + CMO + CIS$	Insea (2013); SLU/DF (2017, 2018)
CMS	Custo do modelo seletivo propositivo	R\$.mês ⁻¹	$CMS = CV + CF$	Insea (2013); SLU/DF (2017, 2018)

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: CV_{sm} – Custo variável do sistema modal [R\$.mês⁻¹]; CF_{sm} – Custo fixo do sistema modal [R\$.mês⁻¹]; CF_e – Custo fixo dos equipamentos [R\$.mês⁻¹]; CMO – Custo fixo da mão de obra resultante do somatório dos custos dos coletores, motorista e fiscal [R\$.mês⁻¹]; CIS – Custo fixo dos insumos e serviços de apoio à operação [R\$.mês⁻¹].

3.3.5.5 Custos unitários complementares

Os custos unitários complementares foram calculados em função da quantidade de resíduos reciclável coletada, da distância percorrida pelo veículo de coleta e de acordo com a adesão da população ao modelo seletivo proposto (Quadro 22). Os valores obtidos, sobretudo em relação ao custo por tonelada de resíduo coletada, foram avaliados quanto ao valor da coleta convencional e seletiva empregados na cidade de Recife, segundo dados fornecidos pela Emlurb (2019).

Quadro 22 - Dados de entrada e saída utilizadas no cálculo dos custos unitários complementares

Dados	Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas	Referências
Entrada	Qcm	Quantidade de resíduos recicláveis coletados	t.mês ⁻¹	$Q_{cm} = GR_m * CG_{rec} * Adc$	-
	Dm	Distância média mensal percorrida pelo veículo coletor	km	$D_m = Dvg * N_{cm} * Nvg * Nvc$	SLU/DF (2017, 2018)
	POPsr	População estimada do setor representativo para 2018	hab	6.904 (CAV); 3.816 (CMBC); 11.420 (CMAC); 32.488 (CB); 4.787 (SC)	IBGE (2018)
Saída	CMS _t	Custo do modelo seletivo por tonelada	R\$.t ⁻¹	$CMS_t = \frac{CMS}{Q_{cm}}$	Teixeira et al. (2014); Boskovic et al. (2016)
	CMS _{km}	Custo do modelo seletivo por quilômetro percorrido	R\$.km ⁻¹	$CMS_{km} = \frac{CMS}{D_m}$	D’Onza et al (2016)
	CMS _{hab}	Custo do modelo seletivo por habitante		$CMS_{hab} = \frac{CMS}{POP_{cd} * Adc}$	Greco et al. (2015)

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: GRm – Quantidade média mensal de resíduo domiciliar gerada pelos setores representativos de janeiro a dezembro de 2018 [t.mês⁻¹]; CGrec – Composição gravimétrica dos resíduos recicláveis domiciliares dos setores representativos [%]; Adc – Taxa de adesão da população à coleta seletiva [%]; Dvg – Distância média percorrida pelo veículo coletor em uma viagem de coleta [km]; Ncm – Número de dias de coletas realizadas em um mês [dia.mês⁻¹]; Nvg – Número de viagens por jornada de trabalho [vg.dia⁻¹]; Nvc – Número de veículos coletores necessários para a demanda prevista [und]; CMS – Custo do modelo seletivo propositivo [R\$.mês⁻¹].

3.3.5.6 Avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva

O estudo de avaliação ambiental foi realizado com base no conceito de mineração urbana de resíduos. A mineração urbana refere-se ao processo de recuperação de compostos, elementos e energia de estoques antropogênicos, os quais representam uma fonte significativa de recursos com concentrações de elementos frequentemente comparáveis ou excedentes aos estoques naturais (COSSU; WILLIAMS, 2015; KOUTSMANIS et al., 2018; ZHANG et al., 2019). Segundo Hu e Poustie (2018), a mineração urbana consiste na extração de recursos secundários de materiais obsoletos, por meio de processos como reutilização ou reciclagem.

Com base nisto foi possível determinar indicadores como a matéria-prima poupada, a energia evitada, os gases de efeito estufa (GEE) não emitidos e a economia de água para cada sistema de tratamento e disposição final utilizados na gestão de resíduos, como reciclagem, compostagem, incineração e aterro sanitário. Nesta pesquisa, utilizou a metodologia proposta por Zaman e Lehmann (2013), a qual foi empregada em outros trabalhos (ZAMAN, 2014; CARDOSO, 2016; SOUZA et al., 2016; ZAMAN, 2016; ZAMAN; SWAPAN, 2016), para estudar a avaliação ambiental de modelos propositivos de coleta seletiva, tanto em relação ao potencial de conservação da quantidade de resíduos recicláveis desviada pelos modelos seletivos e aproveitada em processos de reciclagem, quanto em função do quantitativo destinado ao aterro, resultante da quantidade de resíduos não coletado pelo modelo seletivo e pelo rejeito gerado nas organizações de catadores de materiais recicláveis.

Deste modo, os indicadores de avaliação ambiental utilizados para o cálculo dos aspectos ambientais foram: matéria-prima poupada, energia evitada, GEE não emitido e economia de água (Equação 4), com base nos valores-referência de substituição dos recursos recuperados para cada tipo de sistema adotado (Tabela 4). Para fins de cálculo, utilizou-se os valores médios dos intervalos apresentados para cada tipo de sistema de gestão de acordo com as categorias de resíduos, salvo para os aterros – sendo empregado os valores mínimos para os cálculos realizados, conforme realizado por Zaman e Lehmann (2013).

$$IND = \sum QRD * FSR \quad (4)$$

Onde: IND = Indicadores estudados (matéria-prima poupada, energia evitada, GEE não emitido e economia de água); QRD = Quantidade de resíduos desviados do aterro sanitário com potencial de reciclagem; e FSR = Fator de substituição para cada tipologia de resíduo desviado.

Tabela 4 - Valores de substituição para o cálculo dos indicadores ambientais

TGR	CRS	MPP	EE	EGEE	EA
SREC	P	0,84 – 1,00	6,33 – 10,76	0,60 – 3,20	2,91
SREC	V	0,90 – 1,00	6,07 – 6,85	0,18 – 0,62	2,30
SREC	M	0,79 – 0,96	36,09 – 91,42	1,40 – 17,8	5,97 – 181,77
SREC	PL	0,90 – 0,97	38,81 – 64,08	0,95 – 1,88	(-) 11,37
SREC	MT	0,25 – 0,45	5,00 – 15,00	1,15	2,0 – 10,00
COMP	ORG	0,60 – 0,65	0,18 – 0,47	0,25 – 0,75	0,44
AS	MT	0,00	0,00 – 0,84	(-) 0,42 – 1,2	0,00

Fonte: Adaptado de Zaman e Lehmann (2013).

Legenda: TGR – Tecnologia de gerenciamento de resíduos; SREC – Sistemas de reciclagem; COMP – Compostagem; AS – Aterro sanitário; CRS – Categoria do resíduo sólido; P – Papel; V – Vidro; M – Metal; PL – Plástico; MT – Misto; ORG – Orgânico; MPP – Matéria-prima evitada [$t.t^{-1}$]; EE – Energia evitada [$GJ_{LHV}.t^{-1}$]; EGEE – Emissões de gases de efeito estufa [$CO_2e.t^{-1}$]; EA – Economia de água [$kL.t^{-1}$].

A massa de resíduos, potencialmente reciclável, coletada pelos modelos propositivos de coleta seletiva e recuperada para processos de reciclagem foi estimada por meio da eficiência de cada modelo seletivo. Devido às limitações de pesquisas nacionais voltadas para esta temática e à ausência de valores representativos e consolidados dos modelos de coleta seletiva da cidade de Recife, foi necessário determinar a eficiência média nacional de modelos de coleta seletiva. Para tanto, analisou-se os dados de municípios brasileiros que alegaram realizar coleta seletiva, com base nas informações disponíveis no SNIS (2018). Este procedimento foi feito em seis etapas, a saber: *download* das planilhas do SNIS (2018); seleção dos códigos relevantes para o estudo; refinamento das informações; agrupamento dos dados de acordo com os modelos de coleta seletiva; emprego de indicador de eficiência; determinação da eficiência média dos modelos seletivos.

Inicialmente, os arquivos referentes à área temática de resíduos sólidos publicados pelo SNIS (2018) foram baixados, previamente analisados e, desta forma, selecionadas as planilhas de informações “Planilhas_Informações_RS_2018” e de indicadores “Planilhas_Indicadores_RS_2018”. Com base nestas planilhas, foram identificados os códigos relevantes para o desenvolvimento do estudo. Neste sentido, delimitou-se, à priori, os municípios que alegaram realizar alguma iniciativa de coleta seletiva, por meio do código Cs001 presente na “Planilha_Informações_RS_2018”. Em seguida, foi identificado as

modalidades (Cs027, Cs042, Cs045, Cs031, Cs043, Cs046 – “Planilha_Informações_RS_2018”) e os agentes de coleta (Cs023, Cs024, Cs048, Cs050, Cs053, Cs054, Cs055, Cs057, Cs058 e Cs059 – “Planilha_Informações_RS_2018”) empregados por cada administração municipal com coleta seletiva. Por fim, foi estabelecido o indicador Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de resíduos domiciliares e públicos, código IN031 da “Planilha_Indicador_RS_2018”, como parâmetro avaliativo para determinar a eficiência do modelo seletivo (Quadro 23).

Quadro 23 - Descrição das variáveis que auxiliaram no estudo de eficiência dos modelos de coleta seletiva

Códigos	Correspondentes	Códigos	Correspondentes
Cs001	Existência de coleta seletiva	Cs048	Quantidade de resíduo reciclável recolhida (exceto matéria orgânica) por catadores com apoio da prefeitura
Cs023	Quantidade de resíduo reciclável recolhida (exceto matéria orgânica) pela prefeitura ou pelo sistema de limpeza urbana	Cs050	População urbana com coleta seletiva porta a porta
Cs024	Quantidade de resíduo reciclável recolhida (exceto matéria orgânica) por empresas contratadas	Cs053	Existência de empresas contratadas responsáveis pela coleta seletiva municipal
Cs027	Forma de execução, porta a porta em dias específicos pela prefeitura ou empresa contratada	Cs054	Valor contratual do serviço de coleta seletiva pago às empresas contratadas
Cs031	Forma de execução, postos de entrega voluntária pela prefeitura ou empresa contratada	Cs055	O valor contratual das empresas contratadas inclui o valor do serviço de triagem?
Cs042	Forma de execução, porta a porta em dias específicos por catadores com apoio	Cs057	Existência de associações ou cooperativas de catadores responsáveis pela coleta seletiva municipal
Cs043	Forma de execução, postos de entrega voluntária por catadores com apoio	Cs058	Valor contratual do serviço de coleta seletiva pago às associações ou cooperativas de catadores
Cs045	Forma de execução, porta a porta em dias específicos por catadores sem apoio	Cs059	O valor contratual das associações ou cooperativas inclui o valor do serviço de triagem?
Cs046	Forma de execução, postos de entrega voluntária por catadores sem apoio	IN031	Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de resíduo domiciliar e público

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: Cs023 [t.ano⁻¹]; Cs024 [t.ano⁻¹]; Cs048 [t.ano⁻¹]; Cs050 [hab]; Cs054 [R\$.t⁻¹]; Cs058 [R\$.t⁻¹]; IN031 [%]

Posteriormente, os dados municipais foram analisados de maneira pormenorizada, sendo excluído do recorte aqueles com informações conflitantes, incoerentes e/ou incompletas. Deste modo, os municípios foram avaliados individualmente e, assim, descrito o modelo seletivo adotado em cada administração municipal. É salutar ressaltar que foram contemplados no

estudo apenas os municípios que alegaram utilizar agentes de coleta de maneira remunerada, seja o pagamento feito pela prefeitura ou pelo sistema de limpeza urbana. Após este refinamento, organização das informações e ordenamento dos modelos seletivos, analisou-se o emprego do indicador de eficiência e foi obtido a eficiência média dos modelos de coleta seletiva por meio da média aritmética das informações municipais apresentadas.

3.3.5.7 Avaliação social dos modelos propositivos de coleta seletiva

A Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010a), que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, incentiva a criação e a integração de organizações de catadores de materiais recicláveis (cooperativas ou associações) em atividades vinculadas ao serviço de coleta de resíduos sólidos em busca de promover a efetivação da responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida destes materiais. Também estimula a inclusão social e a emancipação econômica dos catadores, bem como prioriza-os na contratação da prestação de serviços voltados à coleta de resíduos sólidos.

Diante das instruções legais preconizadas pela PNRS (BRASIL, 2010a), o estudo de avaliação social priorizou a responsabilidade socioambiental de modelos seletivos pautados pela coleta seletiva solidária. Deste modo, modelos de coleta seletiva caracterizados pela inclusão remunerada de organizações de catadores de materiais recicláveis receberam pontuação máxima no estudo (pontuação igual a 1,0), face aos modelos seletivos formatados por agentes terceirizados (pontuação igual a 0,75). Com base neste entendimento, espera-se atender à demanda proposta pela PNRS, bem como fomentar a adoção de modelos seletivos socialmente justos.

3.3.5.8 Determinação da avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva

A determinação da avaliação dos modelos propositivos por perfil socioeconômico foi realizada com base na utilização de índices de avaliação (IA), o qual foi resultante da média ponderada dos índices econômico (Ie), ambiental (Ia) e social (Is). O Ie foi obtido por meio do custo do modelo seletivo propositivo por tonelada. Já o Ia foi calculado mediante o Índice de Resíduos Zero (*Zero Waste Index* – ZWI). Por fim, o Is foi encontrado por intermédio do tipo de agente de coleta seletiva responsável pela execução do serviço (Quadro 24). A atribuição de

pesos para as dimensões supracitadas foi feita por meio da Análise Delphi⁸. Além disso, a avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva contemplou a premissa do maior valor obtido de IA, o qual variou de -1,0 a 1,0.

Quadro 24 - Dados utilizados para a determinação da avaliação do modelo propositivo de coleta seletiva

Variáveis	Descrição	Unidade	Fórmulas ou valor	Referências
Ie	Índice econômico	-	$Ie = 1 - \frac{CMS}{C_{macs}}$	-
Ia	Índice ambiental	-	$Ia = ZWI = \frac{\sum_1^n QRG_i \cdot FSi}{\sum_1^n QTR}$	Zamon e Lehmann (2013)
Is	Índice social	-	$Is = 0,75 \text{ (TC)}$ $Is = 1,00 \text{ (CT)}$	-
IA	Índice de avaliação	-	$IA = \frac{(Ie \times Pe) + (Ia \times Pa) + (Is \times Ps)}{Pe + Pa + Ps}$	-

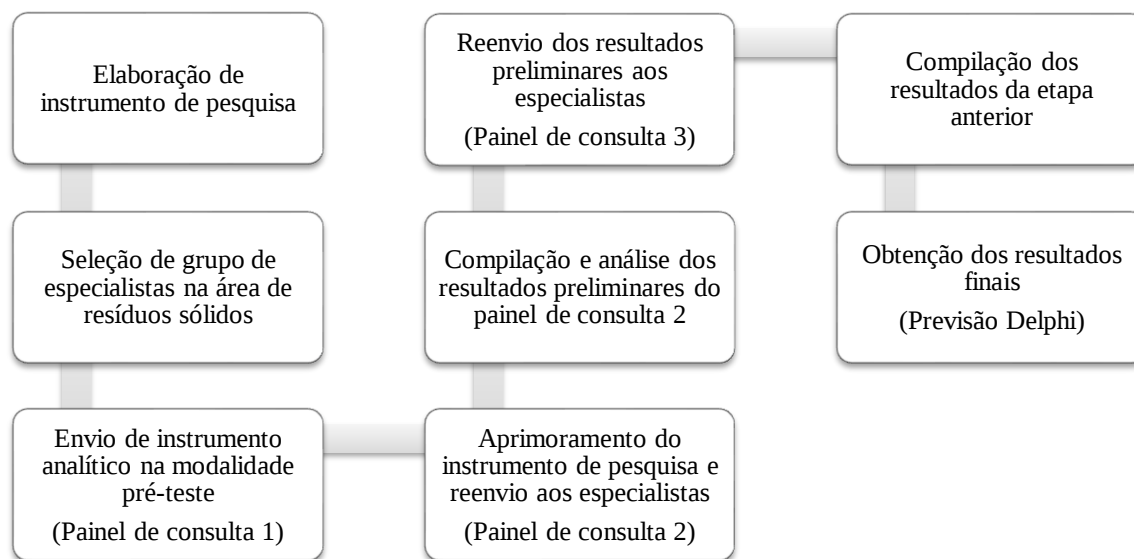
Fonte: O Autor (2020).

Legenda: CMS – Custo do modelo propositivo de coleta seletiva [R\$.mês⁻¹]; C_{macs} – Custo do modelo atual de coleta seletiva [R\$.mês⁻¹]; ZWI – Índice de avaliação ambiental quanto ao desempenho do modelo seletivo propositivo; QRG – Quantidade de resíduos gerenciados pelo sistema i [t.mês⁻¹]; FS – Fator de substituição para diferentes sistemas de gestão de resíduos com base na eficiência de substituição de material virgem; QTR – Quantidade total de resíduos gerados [t.mês⁻¹]; TC – Empresas terceirizadas; CT – Organizações de catadores de materiais recicláveis; Pe – Peso para a dimensão econômica; Pa – Peso para a dimensão ambiental; Ps – Peso para a dimensão social.

A análise Delphi foi realizada em oito etapas: elaboração do instrumento de pesquisa; seleção de um grupo de especialistas na área de resíduos sólidos; envio do instrumento analítico como etapa pré-teste (painel de consulta 1); ajustes/aprimoramento do instrumento de pesquisa e reenvio aos especialistas (painel de consulta 2); compilação e análise dos resultados preliminares obtidos no painel de consulta 2; reenvio dos resultados preliminares ao grupo de especialistas participante para concordância/discordância (painel de consulta 3); compilação dos resultados da etapa anterior; e, por fim, obtenção dos resultados finais (previsão Delphi) (Figura 15).

⁸ A Análise Delphi é uma técnica de previsão qualitativa desenvolvida por Dalkey e Helmer (1963) na *Rand Corporation* na década de 1950. Este método é baseado no julgamento de um grupo de especialistas, selecionados por sua proficiência no tema de estudo, os quais são solicitados a indicar a probabilidade de ocorrência ou a concordância/discordância de determinadas afirmações apresentadas (HARRILLO et al., 2016). Segundo Hsu et al. (2010), esta análise apresenta três características básicas: resposta anônima, iteração e feedback controlado, bem como resposta de grupo estatístico.

Figura 15 - Etapas para obtenção dos pesos das dimensões por meio do método Delphi



Fonte: O Autor (2020).

O instrumento de pesquisa foi elaborado por meio do *Google Forms* (Apêndice B), com o objetivo de auxiliar na atribuição de pesos para os índices econômico, ambiental e social dos múltiplos perfis socioeconômicos de setores representativos. Este processo analítico foi ancorado na lógica conceitual do *Triple Bottom Line*, conhecido como Tripé da sustentabilidade (WCED, 1987; CMMAD, 1991), no intuito de promover sustentabilidade aos modelos de coleta seletiva mais bem avaliados dos setores representativos. Alguns estudos também utilizaram o método Delphi nesta perspectiva (ROY et al., 2014; ALVAREZ et al., 2015; BOUZON et al., 2016; JÓNSSON et al., 2016; MAPAR et al., 2017; NHEM et al., 2017; DE FEO et al., 2018; ESCRIBANO et al., 2018).

Em seguida, foi selecionado um grupo de especialistas na área de resíduos sólidos com expertise nos vieses técnico, científico e de gestão, advindos de diferentes estados do Brasil, a fim de obter uma amostragem diversificada e com diferentes perspectivas teórico-prática acerca do problema estudado. A partir do *feedback* do grupo pré-teste, o instrumento de pesquisa foi ajustado, aprimorado e reenviado aos especialistas.

Os especialistas foram convidados para atribuir níveis de prioridades (baixo, médio e alto) às dimensões ambiental, econômica e social para cada perfil socioeconômico de Recife: classe alta verticalizada, classe média com alta e baixa concentração populacional, classe baixa e comercial, de modo que contribuísse na adoção de políticas públicas direcionadas, bem como fomentasse a sustentabilidade do modelo de coleta seletiva adotado. Deste modo, os níveis de prioridade (baixo, médio e alto) apresentaram respectivas ponderações de 0,20, 0,30 e 0,50, as

quais resultaram no peso total igual a 1, como proposto por Bouzon et al. (2016). O primeiro painel de consulta ocorreu no período de 28 a 31 de agosto de 2018, o segundo entre os dias 03 a 06 de setembro de 2018, e o terceiro de 10 a 13 de setembro de 2018.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 DIAGNÓSTICO DOS SETORES REPRESENTATIVOS

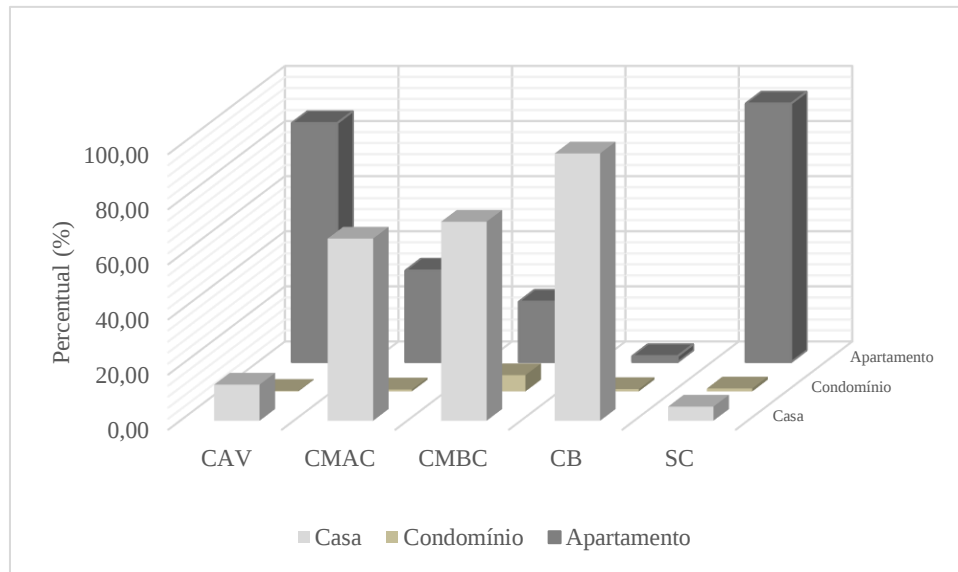
A geração e composição gravimétrica dos resíduos sólidos podem ser influenciadas por diversos fatores socioeconômicos, como tipo de habitação, densidade populacional, sexo, faixa etária, cor ou raça, renda, dentre outros, conforme relatado em diversas pesquisas (KHAN et al., 2016; MAA; HIPELB, 2016; TRANG et al., 2017; ZIA et al., 2017; VIEIRA; MATHEUS, 2018; VETTER-GINDELE et al., 2019; TORRENTE-VELÁSQUEZA et al., 2020; VILLALBAA et al., 2020). Neste sentido, os resultados referentes ao diagnóstico dos setores representativos foram apresentados inicialmente por indicadores socioeconômico, demográfico e de gestão de resíduos, a saber: tipos de edificação, população e densidade demográfica, sexo e faixa etária, cor ou raça e renda, e geração e composição dos resíduos domiciliares. Por fim, foi feita uma discussão contextualizada dos dados socioeconômicos com os indicadores quantitativos e qualitativos dos resíduos sólidos domiciliares.

4.1.1 Tipos de edificação

A análise dos perfis socioeconômicos dos setores representativos no que tange à tipologia das edificações (Figura 16) indicou a predominância de moradias do tipo apartamento nos setores de classe alta (86,72%) e comercial (93,81%), bem como do tipo casa no setor de classe baixa (97%). Esta lógica foi observada em estudos semelhantes realizados em Tambáú/PB (SILVEIRA; SILVEIRA, 2014), Casa Caiada/PE (SANTOS, 2016), São Luís/MA (SANTOS, 2015), Recife (ALMEIDA; ARAÚJO, 2017), Ijuí/RS (OLIVEIRA et al., 2018) e Uberlândia (LOMOLINO, 2019).

De acordo com Silveira e Silveira (2014), a escolha dos padrões construtivos é reflexo da estratificação socioeconômica das cidades, uma vez que revela a polarização socioespacial derivada da concentração de renda, da segmentação dos padrões de consumo e espaços de vida, bem como reflete a valorização imobiliária da área. Neste sentido, os autores relatam a crescente concentração de empreendimentos verticalizados, sobretudo nas áreas nobres das cidades, e a formação de favelas, com edificações predominantemente do tipo casa, em áreas de classe baixa, como resultado de um processo de urbanização estratificada e heterogênea.

Figura 16 - Características dos setores de coleta representativos em função da tipologia da edificação



Fonte: O Autor (2020).

Almeida e Araújo (2017), ao estudarem a relação da arquitetura com o mercado imobiliário de Recife, pontuaram que o processo de verticalização da capital pernambucana iniciou a partir de 1930 nas áreas comerciais, sendo impulsionado a partir da década de 1980 nas áreas nobres da cidade, como nos bairros da Zona Norte, que margeiam o Rio Capibaribe, e nas áreas litorâneas da Zona Sul, como Boa Viagem e Pina, por exemplo. Nesta perspectiva, Alves (2009) aponta três cenários referentes às edificações verticais multifamiliares de Recife a partir de 1980: o primeiro formado por famílias de classe C que viviam em moradias de até 4 pavimentos; o segundo relacionado à população de classe B instalados em prédios de 4 a 10 pavimentos; e, por fim, o terceiro voltado para famílias de classe A residentes em prédios luxuosos com mais de 10 pavimentos.

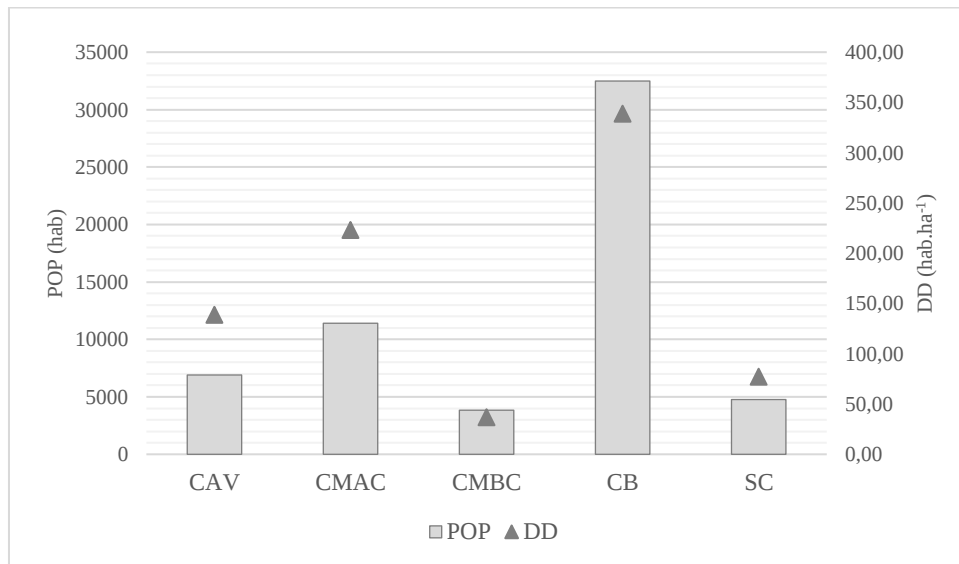
Quanto à realidade das famílias de classe baixa, Ximenes (2016) afirma que a concentração da população de menor poder aquisitivo em regiões aleijadas ou em microáreas formadas dentro de áreas nobres, formando o que se entende por favelas ou comunidades, foi resultado de um processo de urbanização desordenado e insustentável. Deste modo, a utilização do padrão construtivo de casas amontoadas reflete a feição da periferização destas áreas.

4.1.2 População e densidade demográfica

Quanto à análise da densidade demográfica dos setores representativos (Figura 17), notou-se que as maiores concentrações populacionais foram registradas nos setores de classe

baixa (338,79 hab.ha⁻¹) e média com alta concentração populacional (223,33 hab.ha⁻¹) frente aos setores de classe média com baixa concentração populacional (37,21 hab.ha⁻¹) e comercial (77,23 hab.ha⁻¹).

Figura 17 - Características dos setores de coleta representativos em função da população e da densidade demográfica



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: POP – População estimada para 2018 [hab.], DD – Densidade demográfica com população estimada para 2018 [hab.ha⁻¹].

Estes resultados foram coerentes com os valores de densidade demográfica obtidos para os bairros da cidade de Recife, advindos do último Censo Demográfico (IBGE, 2010), no qual foram notificados maiores quantitativos médios nas áreas de classe baixa (178,29 hab.ha⁻¹) e média baixa (130,90 hab.ha⁻¹), com destaque para os seguintes bairros: Mangueira (269,45 hab.ha⁻¹), Morro da Conceição (265,24 hab.ha⁻¹) e Alto Santa Isabel (245,74 hab.ha⁻¹). Por outro lado, os menores resultados foram verificados nas áreas comerciais (25,01 hab.ha⁻¹) e de classe média alta (104,08 hab.ha⁻¹), como observado nos bairros comerciais da Boa Vista (2,40 hab.ha⁻¹) e de Santo Antônio (3,53 hab.ha⁻¹).

Nesta perspectiva, a Codeplan (2017), ao estudar os dados socioeconômicos e demográficos das Regiões Administrativas (RA) da cidade de Brasília, constatou maiores densidades populacionais nas RA que compreendiam bairros de renda média baixa (93,86 hab.ha⁻¹) e de renda baixa (93,15 hab.ha⁻¹), frente às áreas de renda alta (25,74 hab.ha⁻¹). No entanto, Ferreira e Menezes (2017) identificaram maiores densidades demográficas médias em áreas de classe alta (6,85 hab.ha⁻¹) e média alta (6,12 hab.ha⁻¹) da cidade de Porto Alegre, ao passo que nos bairros de classe média baixa (3,54 hab.ha⁻¹) e baixa (2,12 hab.ha⁻¹) foram

registrados os menores valores.

De acordo com o Ipea (2018), as áreas de classe baixa são comumente mais densas que regiões de alto poder aquisitivo, devido às questões históricas e socioeconômicas. Para o Ministério do Meio Ambiente (2015), a densidade demográfica nas áreas mais pobres e periféricas tendem a crescer nos últimos anos, em razão da desvalorização imobiliária destas áreas, o que torna uma alternativa plausível para a população de baixa renda, realimentando ciclos de exclusão, expansão, adensamento e degradação urbano-ambiental.

No que tange às áreas comerciais, Nadalin et al. (2018) esclarecem que os baixos valores de densidade demográficas relacionam-se à própria dinâmica dos centros comerciais, caracterizada pela concentração de atividades econômicas e de mobilidade populacional no período diurno, e pelo esvaziamento das ruas durante a noite, tornando um fator limitante para a ocupação de residentes nestas áreas.

No entanto, para a Codeplan (2017) não há uma relação consolidada entre níveis de renda e verticalização de áreas com a densidade demográfica. Ademais, o autor sugere que a densidade demográfica seja analisada em conjunto com outros indicadores socioeconômicos, a fim de proporcionar uma compreensão holística e integrada da performance urbana.

4.1.3 Sexo e faixa etária

No tocante às variáveis sexo e faixa etária (Tabela 5), notou-se que a proporção de mulheres (55,12%) nos setores representativos foi superior à de homens (44,88%), sobretudo nos setores comercial (56,09%) e de classe alta (55,87%). Os maiores percentuais médios de mulheres foram verificados nas populações adultas (54,78%) e idosas (65,01%). Em consonância aos resultados apresentados, dados socioeconômicos do Censo Demográfico 2010 (IBGE, 2010) indicaram maior percentual médio de mulheres (53,71%) frente ao de homens (46,29%) na cidade de Recife, exceto nos bairros de Santo Antônio (44,21%) e da Cidade Universitária (48,78%). Em contrapartida, os bairros do Derby (58,72%), da Boa Vista (58,29%), da Soledade (58,28%), do Espinheiro (57,22%) e de Paissandu (57,00%) sinalizaram as maiores proporções de mulheres na capital pernambucana.

Tabela 5 - Características dos setores de coleta representativos em função do sexo e da faixa etária

PSE	SCR	SP		FE		
		M	F	J	AD	ID
CAV	3-06	44,13	55,87	22,14	60,75	17,11
CMAC	3-15	44,88	55,12	21,88	58,83	19,29
CMBC	2-18	45,44	54,56	29,56	60,36	10,08
CB	3-01	46,05	53,95	34,71	55,08	10,21
SC	5-07	43,91	56,09	16,52	65,72	17,77

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: SCR - Setores de coleta representativos; SP – Sexo da população: M - População do sexo masculino [%], F - População do sexo feminino [%]; FE – Faixa etária: J – Jovens [%], AD – Adultos [%], ID – Idosos [%].

Estudo apresentado pela PNAD (2019) corrobora os resultados obtidos nesta pesquisa, ao registrar maior concentração de mulheres (51,70%) nos domicílios particulares residenciais da população brasileira no ano de 2018. De acordo com Campos e Gonçalves (2018), os altos percentuais de mulheres no Brasil foi reflexo da sobremortalidade masculina, especialmente nas faixas etárias jovens e adultas, decorrentes da elevada incidência de óbitos por causas violentas, sendo esta relação mais evidente nas populações idosas.

No entanto, em termos mundiais, o percentual de homens mostrou-se superior ao de mulheres (WORLD..., 2015). O estudo sinalizou diversas razões que justificam esta lógica, como a elevada concentração de homens em países como China e Índia - que compreendem 36,6% da população em conjunto; a adoção de políticas populacionais, como a política do filho único implantado na China, por exemplo; fatores externos, como guerra ou desastres ambientais; e a razão do sexo ao nascer, quando o nascimento de pessoas de um determinado sexo é maior do que o outro.

Os dados dos setores representativos relevaram maior proporção de jovens no setor de classe baixa (34,71%) e média com baixa concentração populacional (29,56%). A população adulta foi a faixa etária mais representativa do estudo (60,15%), com destaque para os setores comercial (65,72%) e de classe alta (60,75%). Por fim, os maiores percentuais de idosos foram registrados nos setores de maior renda domiciliar, como observado nos perfis de classe média com alta concentração (19,29%), comercial (17,77%) e alta (17,11%).

Este recorte foi condizente com os dados socioeconômicos dos bairros de Recife apresentados pelo Censo demográfico 2010 (IBGE, 2010), cuja proporção de adultos mostrou-se em maior concentração no estudo (49,79%), especialmente nos bairros de classe alta (52,05%) e comercial (50,81%). A maior concentração de jovens foi verificada nas áreas de classe baixa (43,17%), destacando-se os bairros de Joana Bezerra (50,92%), de Peixinhos (46,42%) e de Guabiraba (45,37%). Por fim, os maiores percentuais de idosos foram oriundos

da classe alta (16,33%) e comercial (14,88%), com ênfase para os bairros de Santo Antônio (21,06%), da Jaqueira (20,61%), do Derby (20,29%), do Espinheiro (19,64%) e da Boa Vista (19,34%).

Em termos regionais, dados da PNAD (2019) registraram maiores percentuais de jovens nas regiões mais pobres do Brasil, como verificado no Norte (34,80%) e no Nordeste (30,70%). Por outro lado, nas regiões mais ricas e de maior PIB do país, como o Sudeste (17,10%) e o Sul (16,90%), foram notificadas maiores proporções de idosos. Alinhado a esta perspectiva, dados internacionais revelaram que países desenvolvidos caracterizam-se pela maior concentração de idosos quando comparados com países subdesenvolvidos ou em desenvolvimento, caracterizados por possuir uma população mais jovem (WORLD..., 2015).

Para Campos e Gonçalves (2018), padrões de natalidade em áreas pobres e de envelhecimento da população em áreas nobres estão relacionados às questões socioeconômicas. Segundo as autoras, os níveis de fecundidade são mais altos nas áreas mais pobres, o que implica na composição de uma população mais jovem. Em contrapartida, o envelhecimento da população é comumente observado nas áreas de alto e médio poder aquisitivo, por serem mais estruturadas e por promoverem melhores condições de saneamento básico e de qualidade de vida aos moradores (CAMPOS; GONÇALVES, 2018).

Os resultados dos setores representativos também revelaram maiores percentuais de jovens do sexo masculino no setor de classe alta (51,13%) e de jovens do sexo feminino nos setores de classe média com baixa concentração populacional (50,93%) e baixa (50,47%). Ademais, se verificou a predominante concentração de mulheres nas faixas etárias adulta (54,78%) e idosa (64,46%) do estudo (Tabela 6).

Tabela 6 - Característica dos setores representativos quanto à faixa etária por sexo da população

PSE	SCR	FESP								
		J	AD	ID	JM	JF	ADM	ADF	IDM	IDF
CAV	3-06	22,14	60,75	17,11	51,13	48,87	43,55	56,45	36,50	63,50
CMAC	3-15	21,88	58,83	19,29	50,44	49,56	45,56	54,44	36,60	63,40
CMBC	2-18	29,56	60,36	10,08	49,07	50,93	45,47	54,53	34,56	65,44
CB	3-01	34,71	55,08	10,21	49,53	50,47	46,02	53,98	34,51	65,49
SC	5-07	16,52	65,72	17,77	50,00	50,00	45,50	54,50	32,80	67,20

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: SCR - Setores de coleta representativos; FESP - Faixa etária por sexo da população: J - Jovens [%], AD - Adultos [%], ID - Idosos [%], JM - Número de jovens do sexo masculino [%], JF - Número de jovens do sexo feminino [%], ADM - Número de adultos do sexo masculino [%], ADF - Número de adultos do sexo feminino [%], IDM - Número de idosos do sexo masculino [%], IDF - Número de idosos do sexo feminino [%].

Segundo a PNAD (2019), a população masculina (18,20%) apresentou padrão mais jovem que a feminina (17,50%) em 2018. Por outro lado, a proporção de mulheres idosas (8,60%) foi superior à de homens (6,80%). De acordo com o IBGE (2016), a mortalidade de homens é geralmente maior que a de mulheres, desta forma, a razão de sexo tende a diminuir nas fases adulta e idosa da população, implicando, portanto, em maiores proporções de mulheres.

4.1.4 Cor ou raça e renda

Os resultados relativos à cor e renda dos setores representativos analisados (Tabela 7) apontaram a predominância de pessoas de cor branca (73,39%) no setor de classe alta, o qual apresentou a maior renda *per capita* média (R\$ 2.107,16 hab⁻¹.mês⁻¹) dentre os perfis socioeconômicos analisados. Em contrapartida, o somatório da população de cor preta, parda e amarela foi preponderante no setor de classe baixa (72,67%), cuja renda *per capita* (R\$ 196,89 hab⁻¹.mês⁻¹) foi 10 vezes inferior ao valor encontrado na classe alta.

Tabela 7. Características dos setores de coleta representativos em relação da cor e renda domiciliar da população

PSE	SCR	C			RD	
		CBR	CPAP	CI	RDM	RPC
CAV	3-06	73,39	26,41	0,20	6.302,75	2.107,16
CMAC	3-15	49,21	50,51	0,28	1.685,37	518,42
CMBC	2-18	35,19	64,41	0,40	1.123,98	362,01
CB	3-01	26,94	72,67	0,38	674,60	196,89
SC	5-07	55,18	44,73	0,09	2.221,14	927,89

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: SCR - Setores de coleta representativos; C - Cor: CBR - População de cor branca [%], CPAP - Somatório da população de cor preta, amarela e parda [%], CI - População indígena [%]; RD - Renda domiciliar, RDM - Renda domiciliar média mensal para 2018 [R\$.mês⁻¹], RPC - Renda *per capita* média para os meses de 2018 [R\$.hab⁻¹.mês⁻¹].

Este recorte foi uma máxima nos bairros da cidade de Recife, conforme dados apresentados pelo último Censo Demográfico (IBGE, 2010). Neste sentido, verificou-se maior concentração de população branca (64,73%) nos bairros nobres da cidade, como observado em Casa Forte (77,41%), Graças (76,68%), Aflitos (76,11%), Espinheiro (70,56%), Jaqueira (68,82%) e Poço da Panela (69,25%), por exemplo. Por outro lado, a predominância de população de cor preta foi registrada nas áreas de baixa renda da cidade, como nos bairros de Peixinhos (76,31%), de Joana Bezerra (75,17%), do Alto Santa Isabel (75,34%), do Alto José Bonifácio (74,38%), de Nova Descoberta (69,18%) e do Morro da Conceição (69,22%).

Em termos nacionais, a PNAD (2019) indicou aumento da população de cor preta e parda

nos anos de 2012 (53,10%) a 2018 (55,80%), e diminuição da população de cor branca (46,60%; 43,10%, respectivamente) neste mesmo período. No que tange à distribuição da população brasileira por cor ou raça, os dados apontam predominância de população autodeclarada de cor preta e parda nas regiões de menor PIB do país, Norte (78,90%) e Nordeste (73,00%), e maiores percentuais de pessoas autodeclaradas de cor branca nas regiões de maior PIB do Brasil, como visto no Sul (73,90%) e Sudeste (50,70%).

De acordo com o IPEA (2017), a distribuição da população preta e parda em áreas mais pobres é reflexo das desigualdades socioeconômicas geradas desde o período de escravidão do povo africano, ocasionando um sistema de exclusão da população negra pautado na ideologia de supremacia branca e europeia. Para Rocha (2016), este cenário corroborou para a sobre-representação da população de cor preta e parda nos índices socioeconômicos negativos do Brasil, implicando em condições de acesso restrito e limitado de educação, saúde, habitação, saneamento, expectativa de vida e de mercado de trabalho (LIMA, 2012).

4.1.5 Geração e composição dos resíduos sólidos domiciliares

No tocante ao quantitativo de resíduos domiciliares do estudo (Tabela 8), os resultados revelaram maiores gerações *per capita* nos setores representativos dos perfis comercial (2,17 kg.hab⁻¹.dia⁻¹) e de classe alta (1,22 kg.hab⁻¹.dia⁻¹). Já o setor representante da classe baixa anotou o menor valor da pesquisa (0,16 kg.hab⁻¹.dia⁻¹). Este recorte está alinhado aos estudos realizados por Silva (2015), que analisou 31 setores de coleta da cidade de Recife e constatou maiores valores de geração de resíduos *per capita* nos domicílios de áreas comerciais (2,13 kg.hab⁻¹.dia⁻¹) e de classe alta (0,89 kg.hab⁻¹.dia⁻¹), frente às áreas de classe baixa (0,50 kg.hab⁻¹.dia⁻¹). Segundo Torrente-Velásquez et al. (2020), a renda é responsável por 86% da geração de resíduos domiciliares, desta forma, o aumento do rendimento domiciliar familiar implica em mudanças de padrões de consumo das famílias e, conseqüentemente, na crescente geração de resíduos domiciliares. Outras pesquisas corroboram com esta lógica (ANILKUMAR; CHITHRA, 2016; VIEIRA; MATHEUS, 2018; LIU et al., 2019; NAMLIS; KOMILIS, 2019).

Por outro lado, resultados apresentados por Khan et al. (2016) referentes à cidade de Dhanbad na Índia apontaram maiores gerações *per capita* de resíduos provenientes de áreas de classe média baixa (0,46 kg.hab⁻¹.dia⁻¹), média (0,42 kg.hab⁻¹.dia⁻¹) e baixa (0,40 kg.hab⁻¹.dia⁻¹), frente áreas nobres (0,38 kg.hab⁻¹.dia⁻¹). Achados semelhantes foram constatados em estudos realizados na cidade de Thu Dau Mot no Vietnã (TRANG et al., 2017) e em Ahvaz no Irã

(MONAVARI et al., 2012). Segundo Khan et al. (2016), a presença de estabelecimentos comerciais, independente da formalidade ou porte, nas áreas de baixo rendimento domiciliar interferem diretamente nos elevados quantitativos dos resíduos gerados. No entanto, outros estudos devem ser realizados a fim de consolidar esta relação (TRANG et al., 2017).

Tabela 8 - Geração de resíduos sólidos domiciliares e gravimetria dos setores de coleta representativos

PSE	SCR	GR		CG		
		GRT	GRPC	REC	PUT	OR
CAV	3-06	3.028,64	1,22	43,61	28,85	27,54
CMAC	3-15	2.007,98	0,49	46,98	32,48	20,54
CMBC	2-18	1.558,41	1,13	44,56	36,95	18,50
CB	3-01	1.855,31	0,16	37,25	44,86	17,89
SC	5-07	3.742,38	2,17	54,77	30,15	15,08

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: SCR – Setor de coleta representativo; GR – Geração de resíduos; GRT – Somatório da geração de resíduos de janeiro a dezembro para o ano de 2018 [t]; GRPC – Geração de resíduos per capita com base na população estimada para 2018 [kg.hab-1.dia-1]; CG – Composição gravimétrica: REC – Resíduos potencialmente recicláveis [%], PUT – Resíduos putrescíveis [%]; OR – Outros resíduos [%].

Diversas pesquisas apontam correlação positiva entre a geração de resíduos domiciliares com o rendimento domiciliar per capita, como verificado por Jadoon et al. (2014) em Lahore no Paquistão, por Buenrostro-Delgado et al. (2015) no México, por Chu et al. (2016) na China, por Medeiros et al. (2015) em João Pessoa e por Cardoso (2016) no Distrito Federal. No entanto, pesquisas realizadas por Saladié (2016) na Região da Catalunha na Espanha e por Xu et al. (2016) na ilha de Xiamen na China não encontraram correlação positiva significativa entre essas variáveis. Para esses autores, não há um consenso que o aumento da renda implique em taxas mais elevadas de geração de resíduos, uma vez que esta relação depende de outros determinantes, como o grau de urbanização da área estudada. Nesta perspectiva, nos estágios iniciais de urbanização, a ascensão da renda familiar estimularia o consumo e, por consequência, aumentaria a produção de RSD. Contudo, os efeitos positivos do nível de renda sobre o consumo diminuiriam gradualmente conforme avanço do processo de urbanização. Assim, nos estágios mais avançados, o aumento da renda provocaria a redução da geração de RSD, devido à difusão da consciência ambiental da população. Esta lógica foi verificada por Xu et al. (2016) na Ilha de Xiamen na China.

No que tange aos aspectos qualitativos dos resíduos domiciliares gerados pelos setores representativos, constatou-se maiores percentuais de resíduos potencialmente recicláveis nos setores de maior geração *per capita*, como observado nos perfis comercial (54,77%), de classe média (45,77% - valor médio para os perfis de alta e baixa concentração populacional) e de classe alta (43,61%). Por outro lado, os resíduos putrescíveis foram predominantes no setor de

classe baixa (44,86%), o qual apresentou a menor geração *per capita* do estudo (0,16 kg hab⁻¹dia⁻¹).

Os resultados dos resíduos potencialmente recicláveis estão coerentes com o estudo realizado por Villalba et al. (2020) que avaliaram a geração e composição de resíduos domiciliares na cidade de Tandil na Argentina e constataram maiores proporções de resíduos potencialmente recicláveis em áreas de classe alta (28,23%) e menor percentual em bairros de classe baixa (22,45%). Nesta perspectiva, Monavari et al. (2012) notaram porcentagens elevadas de resíduos potencialmente recicláveis nas regiões de classe alta (25,43%) e média alta (23,15%) da cidade de Ahvaz, no Irã. Segundo estes autores, as áreas de classe baixa (14,10%) e média baixa (14,10%) da cidade apresentaram os menores valores deste material. Achados semelhantes foram constatados por Thang et al. (2017) na cidade de Thu Dau Mot no Vietnã. Para Khan et al. (2016), há uma predisposição de maior geração de resíduos potencialmente recicláveis em áreas nobres e comerciais frente áreas pobres e/ou de menor poder aquisitivo, uma vez que o consumo de produtos descartáveis tende a ser maior.

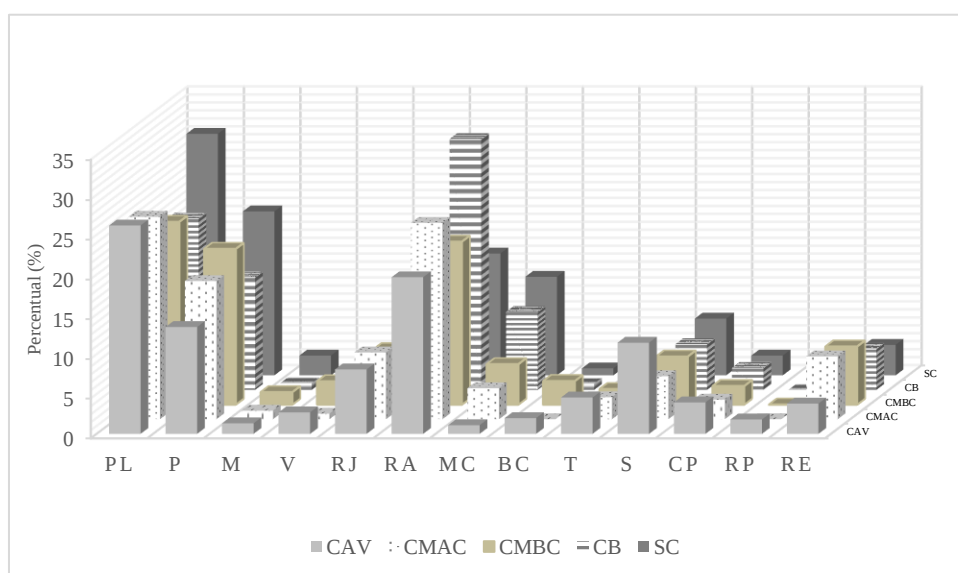
Em referência aos resíduos putrescíveis, Khan et al. (2016) registraram maiores percentuais destes materiais (chamados no artigo de biodegradáveis) em áreas de classe baixa e média baixa da cidade de Dhanbad na Índia, ao passo que nas regiões de classe alta foram observados os menores valores do estudo. Thang et al. (2017) relataram percentuais em torno de 70% de resíduos orgânicos advindos de áreas de classe baixa frente áreas de classe alta (65,50%) na cidade de Thu Dau Mot no Vietnã. Por fim, Villalba et al. (2020) apontaram maiores percentuais de resíduos putrescíveis em locais de classe alta (55,60%), baixa (56,29%) e média (57,36%) da cidade de Tandil na Argentina.

No que se refere às tipologias dos resíduos domiciliares (Figura 18), notou-se que os plásticos (25,28%), seguidos pelos resíduos alimentares (22,32%) e pelo papel (17,02%) foram as frações mais geradas nos cinco setores representativos. Na cidade de Tandil, na Argentina, Villalba et al. (2020) relataram maiores proporções de resíduos alimentares (53,94%), de plástico (9,77%) e de papel (7,30%).

Os resultados apontaram maiores percentuais de plásticos nos setores representativos comercial (30,33%) e de classe alta (26,17%), sendo os menores valores notificados no setor de classe baixa (21,52%). Alinhado ao resultado apresentado, Vetter-Gindele et al. (2019) relataram maiores percentuais de plásticos advindos de áreas comerciais (39,02%) da cidade de Da Nang, no Vietnã. Villalba et al. (2020) também notificaram que as áreas de classe alta (10,51%) apresentaram quantitativos de plásticos mais significativos do que em localidades de

rendas média (9,24%) e baixa (9,58%) da cidade de Tandil, na Argentina. Estudos semelhantes foram observados em Dhanbad na Índia (KHAN et al., 2016), em Thu Dau Mot no Vietnã (TRANG et al., 2017), e em Ahvaz no Irã (MONAVARI et al., 2012), cujas proporções de plástico nas áreas de classe alta foram em torno de 15%, 14% e de 7,95%, respectivamente.

Figura 18 - Composição gravimétrica dos setores de coleta representativos



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: PL – Plástico [%]; P – Papel [%]; M – Metal [%]; V – Vidro [%]; RJ – Resíduo de Jardim [%]; RA – Resíduos alimentares [%]; MC – Madeira e coco [%]; BC – Borracha e couro [%]; T – Têxtil [%]; S – Sanitários [%]; CP – Compósitos [%]; RP – Resíduos perigosos [%]; RE – Rejeito [%].

No que diz respeito aos resíduos alimentares, os resultados apontaram predominância nos setores representativos de classe baixa (31,52%) frente ao comercial (25,30%) e de classe alta (19,67%). Este recorte alinhou-se aos estudos de Vetter-Gindele et al. (2019) na cidade de Da Nang, no Vietnã, ao registrarem maior quantidade de resíduos alimentares advindos de áreas mais pobres (65,46%). Estes resultados estão coerentes aos resultados obtidos por Villalba et al. (2020) em Tandil na Argentina e por Monavari et al. (2012) em Ahvaz no Irã, cujos maiores percentuais foram registrados em áreas de baixo poder aquisitivo, com valores em torno de 55,20% e de 83,50%, respectivamente. Por outro lado, Khan et al. (2016) relataram maior geração de resíduos alimentares nas áreas de classe alta (38%) e menor valor nos bairros de classe baixa (28%) da cidade de Dhanbad na Índia.

Por fim, notou-se que a geração de papel destacou-se nos setores representativos comercial (20,59%) e de classe média (18,45%). Em contrapartida, Villalba et al. (2020) e Monavari et al. (2012) verificaram a predominância deste material em áreas de classe alta (8,87%; 15,70%, respectivamente), sendo os menores valores observados nas áreas de menor

rendimento domiciliar (6,25%; 5,20%, respectivamente).

4.1.6 Análise contextualizada dos indicadores socioeconômicos com a geração de resíduos

A análise contextualizada das características socioeconômicas com os resultados de geração e composição dos resíduos domiciliares dos setores representativos apontou dois padrões interpretativos: o primeiro voltado para os setores com altas rendas e o segundo para aqueles com rendimentos mais baixos. Neste sentido, constatou-se que os setores com renda mais elevadas (CAV, CMAC e SC) apresentaram maior geração de resíduos domiciliares, com destaque para os materiais potencialmente recicláveis, sobretudo plástico. No que tange aos atributos socioeconômicos, notou-se maior concentração de moradores idosos, predominantemente de cor branca, localizados em áreas de baixa densidade populacional, com exceção do setor representativo da CAV, e residindo em edificações do tipo apartamento.

Por outro lado, os setores com menores rendimentos domiciliares do estudo (CB e CMBC) revelaram baixos valores de geração de resíduos domiciliares, destacando-se os materiais putrescíveis, como os resíduos alimentares. Em referência aos dados socioeconômicos, verificou-se predominância de população de cor preta, parda e amarela, com perfil mais jovem, residindo em áreas densamente povoadas com domínio de edificações do tipo casa.

A quantidade e composição dos resíduos sólidos variam de acordo com o estilo de vida, hábitos de consumo, status socioeconômico e tradições das pessoas que vivem em diferentes cidades (VIEIRA; MATHEUS, 2018; KARPUŠENKAITĖ et al., 2018; CEYLAN, 2020). De fato, vários estudos apontam a renda como um fator crucial nesta estratificação dos padrões de geração de resíduos (GALLARDO et al., 2014), relevando maior geração de material potencialmente reciclável, como plásticos e papel, em áreas de alto poder aquisitivo, e predominância de resíduos orgânicos, com destaque para os alimentares, em áreas de baixa renda (KAMRAN et al., 2015). Além da renda, o crescimento populacional e a urbanização da cidade (CHHAY et al., 2018; CHENG et al., 2020; MUNYAI; NUNU, 2020) atrelada ao tamanho das famílias por domicílio (EDJABOU et al., 2016; HANSSEN et al., 2016; ZHANG et al., 2018) influenciam na dinâmica e nos níveis quantitativos e qualitativos dos resíduos domiciliares gerados.

Quanto aos resíduos putrescíveis, diversos fatores influenciam nos elevados quantitativos

deste material em áreas de menor rendimento domiciliar, como os hábitos alimentares dos familiares (STANCU et al., 2016; THYBERG; TONJES, 2016; HEBROK; BOKS, 2017; ROMANI et al., 2018), a rotina de preparação e manuseio dos alimentos (ROODHUYZEN et al., 2017), a utilização de técnicas inadequadas de armazenamento e de aproveitamento de resíduos orgânicos (VISSCHERS et al., 2016; JANSSEN et al., 2017); o número de membros das famílias (SETTI et al., 2018; MATTAR et al., 2018; ZHANG et al., 2018), a idade do consumidor (ASCHEMANN-WITZEL et al., 2015; GAIANI et al., 2018), o grau de escolaridade dos familiares (FLORKOWSKI et al., 2018), sobretudo das mulheres que são as principais geradoras de resíduos orgânicos nos domicílios (FAMI et al., 2019), dentre outras.

O tipo de edificação é um indicador que revela, de maneira indireta, os padrões de geração e composição de resíduos domiciliares. Vetter-Gindele et al. (2019) verificaram na cidade de Da Nang, no Vietnã, que a geração *per capita* foi maior em edificações do tipo apartamento ($0,51 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) do que em moradias do tipo casa ($0,17 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$). Estes achados foram ratificados por outras pesquisas realizadas neste segmento (JONES; LOMAS, 2015; ANILKUMAR; CHUTHRA, 2016; TUSTING et al., 2019).

Os indicadores sexo e faixa etária influem nos quantitativos de resíduos sólidos domiciliares. Para Munoz-Cadena et al. (2012) há semelhança na geração de resíduos domiciliares entre homens e mulheres. No entanto, estudos apontam que as mulheres estão mais dispostas a participar de campanhas de reciclagem e de coleta seletiva (BENCH et al., 2005; SAPHORES et al., 2006). Por outro lado, os homens estão mais interessados em contribuir no pagamento de sistemas de coleta de resíduos (EZEBILO, 2013). Quanto à faixa etária da população, pesquisas revelam que a população mais adulta tende a gerar mais resíduos domiciliares do que os jovens e idosos (SINGHIRUNNUSORN et al., 2012; AKIL et al., 2015). No entanto, tanto os adultos quanto os idosos apresentam maior disposição para participar e contribuir com sistemas de coleta seletiva e de reciclagem dos resíduos (CHU et al., 2013). Já os jovens estão mais interessados em contribuir com a oferta de sistemas eficientes de coleta de resíduos que os idosos (BERNAD-BELTRAN et al., 2014).

4.2 DETERMINAÇÃO DOS MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA

Este capítulo discorre sobre os resultados dos *benchmarkings* dos modelos de coleta seletiva do Brasil, bem como dos componentes mais recorrentes destes modelos conforme a tipologia do resíduo, a modalidade empregada e os agentes de coleta utilizados. Além disto,

apresenta os modelos de coleta seletiva propostos para os cinco setores representativos de coleta conforme os perfis socioeconômicos apresentados.

4.2.1 Definição de indicador de eficiência e tratamento dos dados

Os resultados relataram que dos 5.570 municípios brasileiros, cerca de 66% participaram da pesquisa realizada pelo SNIS (2016) enviando informações técnicas relativas à gestão de resíduos sólidos municipal. Deste, aproximadamente 33% alegaram realizar alguma iniciativa de coleta seletiva, o que correspondeu a 1.215 municípios. Deste modo, constatou-se que a maioria dos municípios brasileiros, em torno de 67%, não realizou ações mínimas de coleta seletiva em seu território no período estudado. Segundo Campos (2014), a coleta seletiva é tema recente no Brasil, o que implica nas limitações e ineficiências enfrentadas por muitos municípios que realizam o serviço. No entanto, há uma tendência de melhoria e expansão quanto à oferta da coleta seletiva nos municípios brasileiros, aumentando de 16,66% em 2014 (CEMPRE, 2014) para 22% em 2018 (CEMPRE, 2018).

Para Cardoso (2016), o aumento de iniciativas de coleta seletiva no Brasil pode ser justificado, dentre outros, por fatores econômicos, sobretudo pela prioridade dos municípios que executam este serviço ao acesso de recursos financeiros advindos da União. Entretanto, Rebehy et al. (2017) pontuaram que este aumento não implica, obrigatoriamente, na melhoria significativa do modelo seletivo municipal, já que a execução deste serviço sem planejamento adequado pode conduzir as baixas taxas de reciclagem e a ineficiência do serviço prestado.

Em termos de regionalização dos municípios com coleta seletiva no Brasil, notou-se que as Regiões Sudeste (35,61%) e Sul (26,76%) registraram a maior quantidade de municípios participantes do SNIS (2016), bem como os maiores percentuais de coleta seletiva municipal, com valores respectivos de 45,76% e de 42,14%. Estes resultados estão alinhados ao estudo desenvolvido pelo Cempre (2018), no qual verificou-se que as Regiões Sudeste (45%) e Sul (42%) concentraram as maiores iniciativas de coleta seletiva do país. Por outro lado, os menores registros foram constatados nas Regiões Norte e Nordeste do Brasil (Tabela 9).

Tabela 9 - Número de municípios com e sem coleta seletiva por região do Brasil

RB	NE	NM	NMNPS	NMPS	NMCCS	NMSCS	PMCS	PMCST
Norte	7	450	229	221	13	208	0,06	0,03
Nordeste	9	1794	923	871	68	803	0,08	0,04
Centro-Oeste	4	467	178	289	66	223	0,30	0,14
Sudeste	4	1668	361	1307	556	751	0,74	0,33
Sul	3	1191	209	982	512	470	1,09	0,43

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: RB – Regiões do Brasil; NE – Número de estados por região; NM - Número de municípios por região; NMNPS – Número de municípios que não participaram do SNIS (2016); NMPS – Número de municípios que participaram do SNIS (2016); NMCCS – Número de municípios que participaram do SNIS (2016) com coleta seletiva; NMSCS – Número de municípios que participaram do SNIS (2016) sem coleta seletiva; PMCS – Proporção dos municípios com coleta seletiva em relação aqueles sem coleta seletiva [adm.]; PMCST – Proporção dos municípios com coleta seletiva em relação ao número total de municípios na região [adm.].

Os resultados apontaram que os estados de São Paulo (25,68%), do Paraná (19,18%) e do Rio Grande Sul (14,65%) apresentaram os maiores percentuais de municípios com coleta seletiva frente ao número total de municípios que ofertam este serviço. Entretanto, os estados do Amapá e de Roraima, ambos localizados na Região Norte do Brasil, não registraram municípios com ações mínimas de coleta seletiva (Tabela 10).

Tabela 10 - Número de municípios com e sem coleta seletiva por estado do Brasil

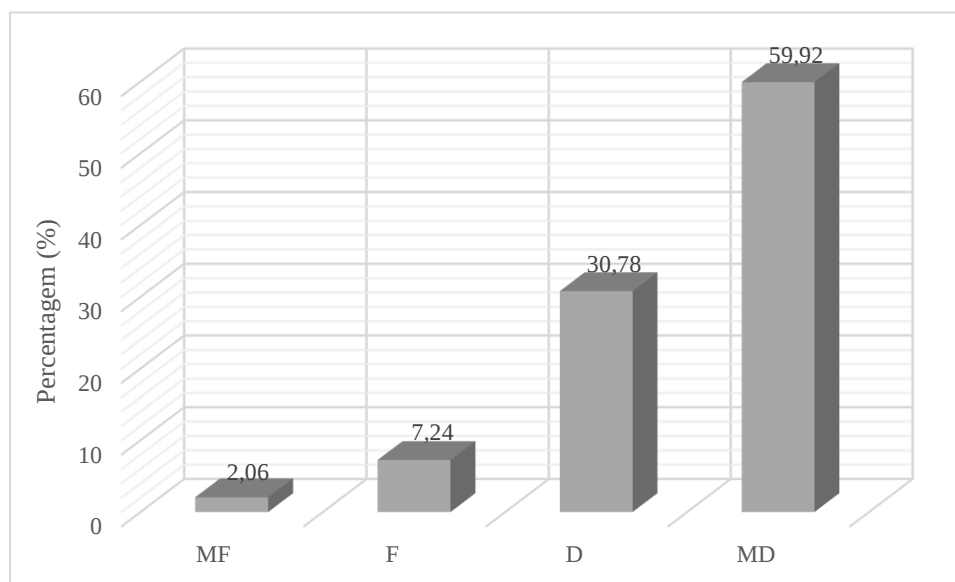
RB	EB	NM	NMPS	NMCCS	NMSCS
Norte	Acre	22	13	1	12
	Amapá	16	7	0	7
	Amazonas	62	27	2	25
	Pará	144	62	3	59
	Rondônia	52	29	4	25
	Roraima	15	5	0	5
	Tocantins	139	78	3	75
Nordeste	Alagoas	102	46	4	42
	Bahia	417	209	19	190
	Ceará	184	105	17	88
	Maranhão	217	72	2	70
	Paraíba	223	138	4	134
	Pernambuco	185	90	11	79
	Piauí	224	80	1	79
	Rio Grande do Norte	167	84	7	77
Centro-Oeste	Sergipe	75	47	3	44
	Distrito Federal	1	1	1	0
	Goiás	246	163	28	135
	Mato Grosso	141	70	12	58
	Mato Grosso do Sul	79	55	25	30
Sudeste	Espírito Santo	78	62	49	13
	Minas Gerais	853	627	169	458
	Rio de Janeiro	92	68	26	42
	São Paulo	645	550	312	238
Sul	Paraná	399	331	233	98
	Rio Grande do Sul	497	402	178	224
	Santa Catarina	295	249	101	148

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: RB – Regiões do Brasil; EB – Estados brasileiros; NM – Número de municípios [und.]; NMPS – Número de municípios que participaram do SNIS (2016) [und.]; NMCCS – Número de municípios que participaram do SNIS (2016) com coleta seletiva por estado [und.]; NMSCS – Número de municípios que participaram do SNIS (2016) sem coleta seletiva por estado [und.].

Nesta perspectiva, dentre os 1.215 municípios que alegaram realizar alguma iniciativa de coleta seletiva, cerca de 90% foram aproveitados para o estudo de proposição de modelos de coleta seletiva. Os demais foram excluídos do estudo por não apresentarem informações, coerentes e consistentes para o cálculo da TRMR. No tocante aos municípios que prestaram o serviço, notou-se que 59,92% foram qualificados como muito desfavorável frente aos 2,96% enquadrados como muito favoráveis (Figura 19). Este cenário pode ser justificado por diversas razões, dentre elas destacam-se a descontinuidade do serviço prestado; a falta de interesse político; o baixo investimento em infraestrutura; a falta de conhecimento acerca das propriedades dos resíduos e do seu potencial de aproveitamento; a baixa participação popular; a dificuldade de implementar ações pautadas em um planejamento estratégica em curto, médio e longo prazo, regido por metas e instrumentos que contribua para a expansão da coleta seletiva; entre outros (IPEA, 2013; LIMA; SILVA, 2013; IBÁÑEZ-FORÉS et al., 2018). Esta realidade requer ações prioritárias por parte dos gestores que fomentem a transição de um serviço ineficiente e limitado quanto à oferta (CONKE; NASCIMENTO, 2018) para a efetivação de um modelo seletivo pautado na universalidade, efetividade, viabilidade e responsabilidade socioambiental (BESEN et al., 2017).

Figura 19 - Níveis de eficiência dos modelos de coleta seletiva dos municípios brasileiros



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MF – Muito favorável [%]; F – Favorável [%]; D – Desfavorável [%]; MD – Muito desfavorável [%].

A análise inferiu que os modelos de coleta seletiva mais eficientes, enquadrados como muito favorável, foram observados nas Regiões Sul (56%) e Sudeste (36%). Por outro lado, além das Regiões Norte e Nordeste não sinalizarem modelos de coleta seletiva de referência,

constatou-se que os modelos seletivos mais ineficientes foram registrados nestas regiões, correspondendo a aproximadamente 85% e 81%, respectivamente (Tabela 11). Conke e Nascimento (2018) verificaram que as áreas com maior PIB tendem a apresentar os maiores casos de sucesso de coleta seletiva, assim como foi observado nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil. De acordo com Moutinho (2013), isto ocorre devido ao maior investimento e políticas públicas de incentivo para a valorização dos resíduos.

Tabela 11 - Enquadramento das regiões do Brasil quanto à eficiência dos modelos de coleta seletiva

Regiões	MF ¹	F ¹	D ¹	MF ¹	MF ²	F ²	D ²	MF ²
Norte	0,00	1,14	0,27	1,51	0,00	7,69	7,69	84,62
Nordeste	0,00	3,41	2,67	7,55	0,00	4,41	14,71	80,88
Centro-Oeste	8,00	2,27	4,28	6,32	3,03	3,03	24,24	69,70
Sudeste	36,00	29,55	34,49	53,85	1,62	4,68	23,20	70,50
Sul	56,00	63,64	58,29	30,77	2,73	10,94	42,58	43,75

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MF – Muito favorável [%]; F – Favorável [%]; D – Desfavorável [%]; MF – Muito desfavorável [%].

¹Refere-se à eficiência dos modelos de coleta seletiva em relação às categorias da TRMR; ²Relaciona-se à distribuição da eficiência dos modelos de coleta seletiva dentro de cada Região do Brasil.

No entanto, embora as Regiões Sul e Sudeste tenham se destacado por concentrar alguns casos de referência, a maioria dos municípios brasileiros apresentaram modelos de coleta seletiva ineficientes, fato evidenciado pelos elevados percentuais de municípios enquadrados nas categorias desfavorável e muito desfavorável, cerca de 92%, frente aos 8%, aproximadamente, que apresentaram modelos favoráveis ou muito favoráveis. De acordo com Nguyen et al. (2015) um dos grandes desafios enfrentados pelos países em desenvolvimento, como o Brasil, refere-se à ineficiência e à inviabilidade da coleta seletiva no contexto municipal.

Neste sentido, Oliveira e Galvão Júnior (2016) analisaram 17 planos de gestão integrada de resíduos sólidos de diferentes municípios brasileiros com população acima de 200.000 e constataram que constataram que muitos destes planos não atendiam aos requisitos mínimos da PNRS para o estabelecimento da coleta seletiva, o que pode implicar em ineficiência do serviço prestado. Os autores ainda reiteraram que a coleta seletiva é um grande desafio para os municípios brasileiros em virtude da baixa adesão popular, bem como dos limitados incentivos e investimentos financeiros para a qualidade do serviço prestado. Deste modo, estas razões tornam o cenário pouco atrativo para os gestores municipais, uma vez que o modelo seletivo oneroso (PEREIRA et al., 2015; AFFANDY et al., 2017; LIMA et al., 2017). No entanto, a participação efetiva da população (SINGH; ORDONEZ, 2015), além de uma infraestrutura adequada, atrelado à um planejamento urbano eficaz e de políticas públicas eficientes (BUQUE;

RIBEIRO, 2015) podem auxiliar na melhoria da coleta seletiva.

4.2.2 Seleção e avaliação dos benchmarkings municipais de coleta seletiva

Constatou-se que apenas 25 municípios brasileiros apresentaram modelos de coleta seletiva de referência, isto corresponde a aproximadamente 3% do número total de municípios que alegaram realizar alguma iniciativa seletiva (Tabela 12). Diante deste universo, destacou-se os estados do Rio Grande do Sul, o qual compreendeu 32% destes municípios, seguidos por Minas Gerais (28%) e pelo Paraná (16%).

Tabela 12 - Características dos *benchmarkings* municipais de coleta seletiva

Municípios	EB	POPT	POPU	QCR	QCS	QRR	TRMR
Alto Feliz	RS	3.032	848	555,6	555,6	307	27,63
Alto Paraíso	PR	3.037	1.679	80	60	44	31,43
Arvorezinha	RS	10.605	6.506	1.180	1.170	625	26,60
Braço do Trombudo	SC	3.682	2.022	535	366	300	33,30
Brasilândia do Sul	PR	2.990	2.031	294	170	160	34,48
Ceres	GO	22.034	21.043	27.410	12.176	12.175	30,76
Divisópolis	MG	10.382	7.408	1.000	480	416	28,11
Gonçalves	MG	4.401	1.214	600	600	350	29,17
Guaçuí	ES	30.946	24.890	1.800	1.800	1.000	27,78
Harmonia	RS	4.630	2.673	955	955	528	27,64
Ibitiúra de Minas	MG	3.528	2.472	540	420	251,8	26,23
Imigrante	RS	3.152	1.563	280	270	168	30,55
Itapiranga	SC	16.541	8.175	10.000	10.000	5.500	27,50
Marau	RS	40.629	35.259	10.160	8.160	4.700	25,66
Nova Roma do Sul	RS	3.584	1.699	430	223	189	28,94
Paraíso das Águas	MS	5.251	4.229	575	575	320	27,83
Paulo Bento	RS	2.302	623	250	250	145	29,00
Pirangi	SP	11.272	10.110	2.605	950	930	26,16
Roncador	PR	10.921	2.740	3.480	2.400	1.900	32,31
São Domingos do Prata	MG	17.792	10.768	890	890	503,2	28,27
São José da Mata	MG	2.810	1.803	75	40	35	30,43
São José do Goiabal	MG	5.653	3.700	430	430	258	30,00
Serranópolis do Iguaçu	PR	4.645	2.361	496	198	174	25,07
Tarumirim	MG	14.670	8.231	1.000	440	413	28,68
Tupandi	RS	4.421	3.066	911	911	546,6	30,00

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: EB – Estados brasileiros; RS – Rio Grande do Sul; PR – Paraná; SC – Santa Catarina; GO – Goiás; MG – Minas Gerais; ES – Espírito Santo; SP – São Paulo; POPT – População total do município [hab]; POPU – População urbana do município [hab]; QCR – Quantidade total de resíduos domiciliares e públicos coletados [t.ano⁻¹]; QCS – Quantidade total de resíduos recicláveis secos coletados pela coleta seletiva [t.ano⁻¹]; QRR – Quantidade de resíduos recicláveis recuperados pela coleta seletiva [t.ano⁻¹]; TRMR – Taxa de recuperação de materiais recicláveis [%].

Os resultados revelaram que os *benchmarkings* seletivos foram representados por municípios de pequeno porte com população inferior a 50.000 habitantes. Este cenário pode ser justificado pela facilidade quanto ao investimento, à implementação, à participação, ao monitoramento e à melhoria da coleta seletiva (GALLARDO et al., 2012; MARTINHO et al., 2017). No entanto, Conke e Nascimento (2018) ao analisarem várias fontes de pesquisa sobre coleta seletiva no Brasil constataram que os grandes centros urbanos foram responsáveis pela concentração deste serviço. Sendo assim, os autores verificaram que 97% dos municípios com mais de 500 mil habitantes e 82% dos que possuíam entre 100 e 500 mil afirmaram possuir coleta seletiva. Esse número chegou a 61% nos municípios entre 50 e 100 mil e diminuiu para 37% naqueles com até 50 mil habitantes.

Em síntese, os resultados apontaram que, embora a incidência de coleta seletiva seja maior nas grandes cidades, a eficiência deste serviço tende a diminuir. As principais razões para este insucesso centram-se na descontinuidade política, limitação de orçamentos, arrecadações insuficientes, tarifas/taxas desatualizadas, baixos investimentos em campanhas de educação ambiental, baixa adesão da população, ineficiência do modelo seletivo aplicado, entre outras (CAMPOS, 2014; SILVA; NASCIMENTO, 2017).

4.2.3 Sobreposição e determinação dos modelos e componentes recorrentes dos *benchmarkings* seletivos

Verificou-se que a coleta de resíduos recicláveis secos em fluxo único pela modalidade PAP e executada por empresas terceirizadas foi o modelo seletivo de referência mais utilizado em 28% dos municípios analisados. Desta forma, observou-se que o estado do Rio Grande do Sul abrangeu cinco dos sete municípios inseridos nesta categoria, sendo estes: Arvorezinha, Harmonia, Imigrante, Marau e Nova Roma do Sul (Quadro 25).

Quadro 25 - Sobreposição dos *benchmarks* municipais na matriz dos modelos de coleta seletiva

MP	Descrição	Municípios	NMR
1	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade PAP e executada pela prefeitura	Brasilândia do Sul, Pirangi, São Domingos da Prata, São João do Goiabal	4
4	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade PAP e executada por empresas terceirizadas	Arvorezinha, Braço do Trombudo, Harmonia, Imigrante, Marau, Nova Roma do Sul, Tarumirim	7
6	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis com potencial de mercado em fluxo único realizada pela modalidade PAP e executada por empresas terceirizadas	Paraíso das águas	1
13	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade PAP e executada pela prefeitura em parceria com organizações de catadores de materiais recicláveis	Gonçalves, Serranópolis do Iguaçu	2
37	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade mista (PAP + PEV) e executada pela prefeitura	Alto Paraíso, São João da Mata	2
40	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade mista (PAP + PEV) e executada por empresas terceirizadas	Alto Feliz, Paulo Bento, Tupandi	3
49	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade mista (PAP + PEV) e executada pela prefeitura em parceria com organizações de catadores de materiais recicláveis	Divisópolis, Guaçuí, Ibitiúra de Minas	3
51	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis com potencial de mercado em fluxo único realizada pela modalidade mista (PAP + PEV) e executada pela prefeitura em parceria com organizações de catadores de materiais recicláveis	Ceres	1
52	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade mista (PAP + PEV) e executada por empresas terceirizadas em parceria com organizações de catadores de materiais recicláveis	Roncador	1

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MP – Modelos propositivos; NMR –Recorrência dos *benchmarks* seletivos municipais

Além disso, constatou-se que a adoção do modelo seletivo pautado na coleta em fluxo único pela modalidade PAP e executada pela administração municipal, assim como a coleta mista realizada por empresas terceirizadas e pela parceria entre a prefeitura com organizações de catadores de materiais recicláveis também foram recorrentes no estudo (Quadro 26). Ademais, observou-se que nos municípios onde a modalidade mista foi empregada, a coleta PEV foi adotada como complemento à coleta PAP, com exceção ao município de Itapiranga, em Santa Catarina, no qual o PAP foi a principal modalidade adotada.

Quadro 26 - *Benchmarking* dos modelos de coleta seletiva mais recorrentes

MR	Descrição	NMR	Municípios
REC / PAP / TC	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade PAP e executada por empresas terceirizadas	7	Arvorezinha, Braço do Trombudo, Harmonia, Imigrante, Marau, Nova Roma do Sul, Tarumirim
REC / PAP / PF	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade PAP e executada pela prefeitura	4	Brasilândia do Sul, Pirangi, São Domingos da Prata, São João do Goiabab
REC / PAP + PEV / TC	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade mista (PAP + PEV) e executada por empresas terceirizadas	3	Alto Feliz, Paulo Bento, Tupandi
REC / PAP + PEV / PF + CT	Coleta seletiva dos resíduos recicláveis secos em fluxo único realizada pela modalidade mista (PAP + PEV) e executada pela prefeitura em parceria com organizações de catadores de materiais recicláveis.	3	Divisópolis, Guaçuí, Ibitiúra de Minas

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MR – Modelos de coleta seletiva de referência; REC – Coleta dos resíduos recicláveis secos em fluxo único; PAP – Porta a porta; PEV – Ponto de entrega voluntária; PAP + PEV – Coleta mista, formado pela combinação das duas modalidades anteriores; PF – Prefeitura; TC – Terceirizada; PF + CT – Agentes de coleta atuando em parceria; NMR – Recorrência dos *benchmarks* seletivos municipais.

Com relação aos componentes mais recorrentes dos *benchmarks* seletivos, verificou-se que a coleta de resíduos recicláveis misturados em fluxo único foi a tipologia predominante dos modelos de referência analisados (Quadro 27). De acordo com o Decreto Federal nº 7.404 (BRASIL, 2010b), a coleta seletiva municipal deve considerar pelo menos duas frações quanto a tipologia do resíduo adotada: seca e úmida. Esta lógica é reiterada por Dutra et al. (2018). Segundo Campos (2014), há uma tendência para que a coleta seletiva brasileira insira a segregação de multifrações desde a pré-coleta, a fim de atender as metas estabelecidas pelos planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos. No entanto, a autora pontua que esta é uma prática que demanda tempo, investimento e educação para que se torne eficaz.

Quadro 27 - Componentes mais recorrentes dos *benchmarks* municipais de coleta seletiva

Modelo de coleta seletiva	Componentes	Total	Modelos propositivos contemplados
Tipologia	REC	8	1, 4, 13, 22, 37, 40, 49, 52
Modalidades	PAP + PEV	5	37, 40, 49, 51, 52
	PAP	4	1, 4, 6, 13
Agentes de coleta	TC	4	4, 6, 22, 40
	PF + CT	3	13, 49, 51

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: REC – Coleta dos resíduos recicláveis secos em fluxo único; PAP – Porta a porta; PEV – Ponto de entrega voluntária; PAP + PEV – Coleta mista, formado pela combinação das duas modalidades anteriores; PF – Prefeitura; TC – Terceirizada; PF + CT – Agentes de coleta atuando em parceria

Deste modo, com base nos elementos mais recorrentes dos *benchmarks* municipais, os modelos propositivos de coleta seletiva estudados pela presente pesquisa foram pautados na combinação entre as modalidades porta a porta e mista com os agentes de coleta, tanto por empresas terceirizadas quanto pela parceria entre a prefeitura com as organizações de catadores de materiais recicláveis. Nesta vertente, os resultados sinalizaram a proposição de quatro modelos de coleta seletiva, a saber: REC / PAP / TC; REC / PAP / PF + CT; REC / PAP + PEV / TC; e REC / PAP + PEV / PF + CT. É salutar ressaltar que para fins desta pesquisa, a parceria estabelecida entre a prefeitura e a organização de catadores foi pautada na formalização e contratação remunerada do serviço prestado conforme a lógica de pagamento por serviços ambientais. Também é importante pontuar que todos os modelos propositivos foram avaliados para cada setor de coleta representativo mediante perfil socioeconômico apresentado.

4.3 AVALIAÇÃO DOS MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA

O capítulo em questão apresenta os resultados da avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva. Deste modo, detalha os resultados da avaliação econômica, ambiental e social dos modelos seletivos, bem como determina os modelos seletivos mais bem avaliados para cada perfil socioeconômico segundo a metodologia adotada na pesquisa. Também discorre acerca da eficiência dos modelos seletivos e sobre a determinação dos pesos das dimensões econômica, ambiental e social empregados ao índice de avaliação.

4.3.1 Avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva

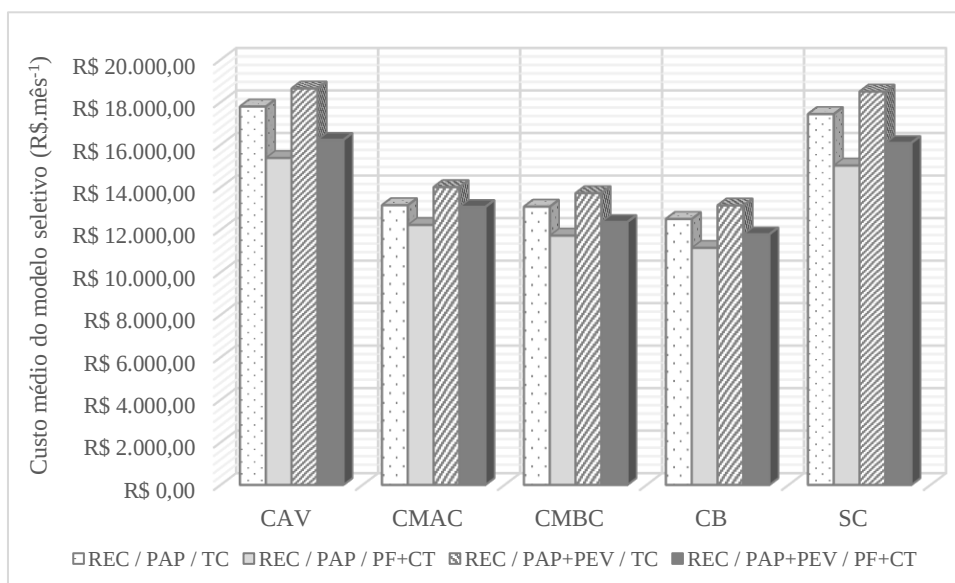
Os resultados da avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva foram apresentados conforme a seguinte ordem: custo médio mensal do modelo seletivo (R\$.mês⁻¹) e custos unitários, os quais foram decupados em custo por tonelada (R\$.t⁻¹), custo por quilômetro percorrido (R\$.km⁻¹) e custo por habitante (R\$.hab⁻¹). O detalhamento destes resultados consta na memória de cálculo (Apêndice C).

4.3.1.1 Custo dos modelos propositivos de coleta seletiva

Verificou-se que o custo médio mensal do modelo propositivo de coleta seletiva (Figura 20) foi superior nos setores representativos dos perfis de classe alta verticalizada (R\$ 17.012,86 mês⁻¹) e comercial (R\$ 16.762,65 mês⁻¹). Em contrapartida, os menores registros foram feitos

nos perfis de classe baixa (R\$ 12.147,55 mês⁻¹) e de classe média com baixa concentração populacional (R\$ 12.725,45 mês⁻¹).

Figura 20 - Custo médio mensal dos modelos propositivos de coleta seletiva por perfil socioeconômico



Fonte: O Autor (2020).

Quanto ao custo médio mensal dos modelos seletivos propositivos, observou-se que os modelos pautados na inclusão remunerada de organizações de catadores em parceria com a prefeitura foram menos onerosos, independente da modalidade adotada, seja pela coleta porta a porta (R\$ 13.100,85 mês⁻¹), ou pela coleta mista (R\$ 13.906,47 mês⁻¹). Nesta perspectiva, os modelos de coleta seletiva formados pela incorporação de agentes terceirizados foram mais dispendiosos, sobretudo quando composto pela modalidade mista (R\$ 15.605,02 mês⁻¹).

No tocante à análise dos custos do modelo de coleta seletiva por perfil socioeconômico, constatou-se que o modelo REC / PAP + PEV / TC nos perfis de classe alta (R\$ 18.647,03 mês⁻¹) e comercial (18.502,82 mês⁻¹) foram os mais caros do estudo. No entanto, o modelo REC / PAP / PF + CT para a classe baixa (R\$ 11.149,46 mês⁻¹) e para a classe média com baixa concentração (R\$ 11.727,36 mês⁻¹) assinalaram os menores valores dentre os modelos seletivos e perfis socioeconômicos estudados.

Diversos fatores podem interferir na composição dos custos de um modelo seletivo, implicando no valor final obtido, como as características socioeconômicas e demográficas, culturais, aspectos geográficos, logísticos, operacionais e quali-quantitativos dos resíduos coletados, entre outros (GAMBERINI et al., 2013; GRECO et al., 2015; BOSKOVIC et al., 2016; FERNÁNDEZ-ARACIL et al., 2018). Neste sentido, estudo realizado por Fernández-Aracil et al. (2018), com base nos municípios do Arco Mediterrâneo Espanhol e com a cidade

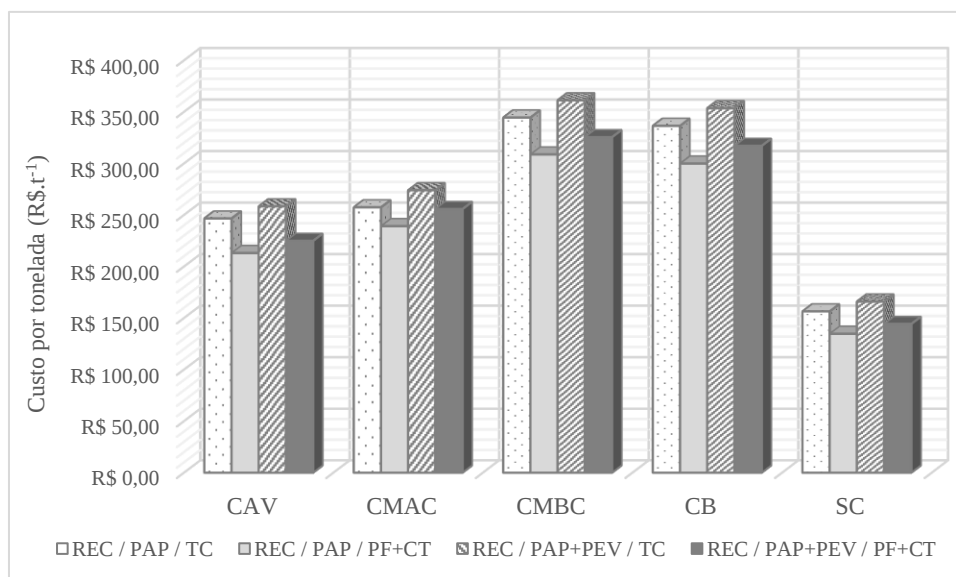
de Madri, verificaram custos mais elevados de coleta de resíduos em áreas de alto poder aquisitivo, áreas turísticas e costeiras, bem como comerciais. Por outro lado, os pesquisadores constataram que os menores valores foram registrados nas áreas de maior densidade populacional. Em contrapartida, Teixeira et al. (2014a) relataram que o custo da coleta seletiva pode ser maior em áreas mais longínquas e com menor taxa de geração e coleta de resíduos recicláveis.

Quanto à modalidade adotada, Gil et al. (2019) relataram que apesar do custo da modalidade porta a porta ser mais elevado, proporciona maior comodidade à população, o que favorece o engajamento e, consequentemente, a maior participação da população nos programas municipais de coleta seletiva. Seyring et al. (2016) reiteraram afirmando que embora a modalidade porta a porta seja mais onerosa, os benefícios ambientais e econômicos quanto as taxas de reciclagem e geração de receitas são comumente são mais altas.

4.3.1.2 Custo unitário por tonelada dos modelos propositivos de coleta seletiva

Os resultados obtidos apontaram que os menores custos médios por tonelada foram verificados nos setores comercial (R\$ 150,35 t⁻¹) e de classe alta verticalizada (R\$ 235,70 t⁻¹), os quais registraram maiores quantitativos de recicláveis gerados e coletados (Figura 21). Em contrapartida, os setores representativos de classe média com baixa concentração populacional (R\$ 334,97 t⁻¹) e de classe baixa (R\$ 326,72 t⁻¹) elucidaram os maiores valores por tonelada dentre os perfis socioeconômicos estudados. Os resultados obtidos por tonelada foram mais onerosos, exceto para o setor comercial, quando comparados ao valores evidenciados pelas rotas tecnológicas de coleta seletiva do Distrito Federal (FARIAS, 2018), cujos valores flutuaram entre R\$ 195,54 t⁻¹ e R\$ 224,58 t⁻¹. No entanto, o custo médio por tonelada dos setores representativos foi inferior à média nacional (R\$ 442,24 t⁻¹), como apresentado pela pesquisa Ciclosoft (CEMPRE, 2018).

Figura 21 - Custo por tonelada dos modelos propositivos de coleta seletiva por perfil socioeconômico



Fonte: O Autor (2020).

No que tange aos modelos seletivos menos onerosos, constatou-se que o setor comercial registrou os menores custos por tonelada dentre os modelos e perfis estudados, com destaque para os seguintes modelos: REC / PAP / PF + CT ($\text{R\$ } 134,74 \text{ t}^{-1}$) e REC / PAP + PEV / PF + CT ($144,25 \text{ t}^{-1}$). Por outro lado, os modelos seletivos mais dispendiosos foram verificados no modelo REC / PAP + PEV / TC tanto para os setores representativos da classe média com baixa concentração populacional ($\text{R\$ } 361,24 \text{ t}^{-1}$) quanto para a classe baixa ($\text{R\$ } 353,57 \text{ t}^{-1}$).

Os dados do SNIS (2018) revelaram que o custo médio da tonelada de resíduos pela coleta seletiva porta a porta e executada por organizações de catadores de materiais recicláveis foi de $\text{R\$ } 443,50$. Os valores contratuais variaram de $\text{R\$ } 100,00 \text{ t}^{-1}$ a $\text{R\$ } 1.000,00 \text{ t}^{-1}$ nos municípios que adotaram este modelo seletivo, sendo os valores mínimos registrados em Cristal e Dom Pedro de Alcântara no Rio Grande do Sul, em Itaguaré e Novas Tebas no Paraná, em Regente Feijó e Ribeirão Grande em São Paulo, bem como Dom Joaquim e Três Corações em Minas Gerais. Em contrapartida, os valores máximos foram notificados nos municípios de Farol, de Mamboré e de Santa Inês no Paraná, assim como em Floriano Peixoto no Rio Grande do Sul, em Três Rios no Rio de Janeiro e em Várzea Paulista em São Paulo. Ademais, os dados revelaram que o valor contratual médio por tonelada do modelo seletivo executado incluindo o serviço de triagem dos resíduos foi de $\text{R\$ } 455,60 \text{ t}^{-1}$, ao passo que para os serviços realizados sem a inclusão da triagem o valor médio foi de $\text{R\$ } 363,50 \text{ t}^{-1}$.

Nesta perspectiva, os dados do SNIS (2018) mostraram que os modelos seletivos pautados

na coleta mista e executado por organizações de catadores remunerados apresentaram um custo médio por tonelada de R\$ 416,60, com valores contratuais fluando de R\$ 100,00 t⁻¹ a R\$ 1.000,00 t⁻¹. Os custos mínimos por tonelada foram verificados em Brejetuba, Pinheiros e Viana, no Espírito Santo; em Canguçu, Cruz Alta e Tupaciretã, Rio Grande do Sul; e em Pilar do Sul e Presidente Bernardes, São Paulo. Por outro lado, os maiores registros foram notificados em Itapira e Pedrinhas Paulista, São Paulo; em Nepomuceno e Pedro Leopoldo, Minas Gerais; em Paty do Alferes, Rio de Janeiro; e em Rio Verde, Goiás. Ainda de acordo com o SNIS (2018), no tocante à inserção do custo de triagem ao valor contratual do modelo seletivo, notou-se que os maiores valores foram registrados nos municípios que não incorporaram o custo da triagem (R\$ 463,50 t⁻¹) frente àqueles que o inseriram na composição de custo municipal (R\$ 455,60 t⁻¹).

Quanto a coleta porta a porta realizada por agentes terceirizados, os dados do SNIS (2018) revelaram que o valor contratual médio foi de R\$ 427,70 t⁻¹ nos municípios brasileiros que adotaram este modelo seletivo. Os menores custos (R\$ 100,00 t⁻¹) foram observados em Arapongas e Ribeirão do Pinhal, no Paraná; em Estância Velha, Gaurama, Mafra, Soledad e Três Passos, no Rio Grande do Sul; bem como em Antônio Carlos, Santa Catarina. Em alternativa, municípios como Caruaru, Pernambuco; Carumbá, Mato Grosso do Sul; Imigrante e Lagia Vermelha, Rio Grande do Sul; e Caetano do Sul, São Paulo, notificaram os maiores registros deste modelo seletivo (R\$ 1.000,00 t⁻¹). Ademais, com base no SNIS (2018), constatou-se que os valores contratuais médios dos modelos seletivos que incluem o valor do serviço de triagem (R\$ 434,20 t⁻¹) foram mais dispendiosos que aqueles que não os incluem (R\$ 418,80 t⁻¹).

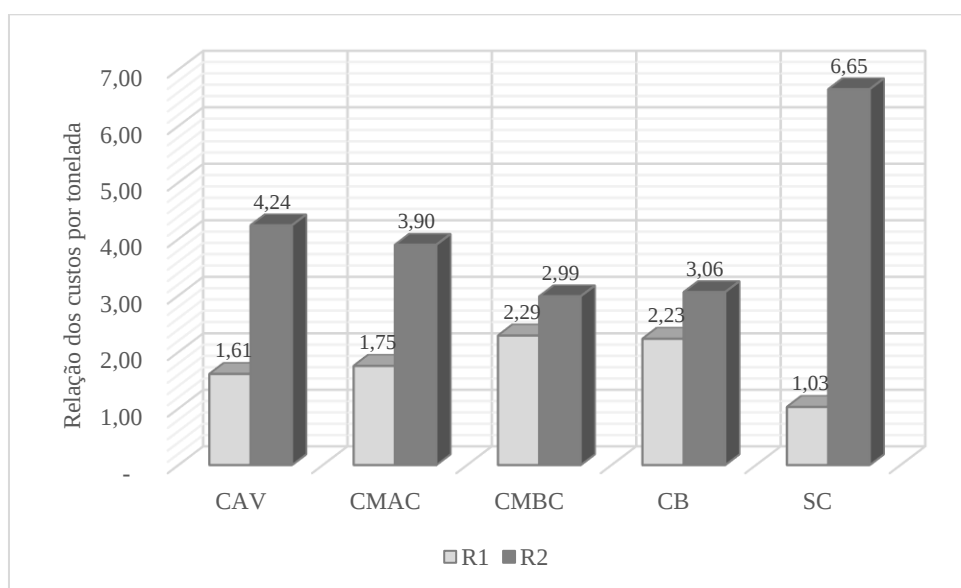
No tocante ao modelo seletivo pautado na coleta mista e executado por agentes terceirizados, os dados do SNIS (2018) evidenciaram que o valor contratual médio foi de R\$ 486,70 t⁻¹, com os menores custos (R\$ 100,00 t⁻¹) observados pelos municípios de Abdon Batista, Santa Catarina; Bariri, São Paulo; e Campo Grande, Mato Grosso do Sul; e os maiores valores (R\$ 1.000,00 t⁻¹) notificados em Araçatuba, Botucatu e Caçapava, São Paulo; Blumenau e Fraiburgo, Santa Catarina; Aceguá, Rio Grande do Sul; Contagem, Minas Gerais; assim como em Turvo, no Paraná. O custo por tonelada médio deste modelo seletivo, segundo o SNIS (2018), nos municípios cujo valor contratual incluiu o valor do serviço de triagem (R\$ 489,10 t⁻¹) foi superior àqueles que não incluíram este serviço (R\$ 485,20 t⁻¹).

Os custos por tonelada obtidos nesta pesquisa, para todos os modelos e perfis socioeconômicos estudados, foram inferiores ao valor unitário de R\$ 1.000,00 t⁻¹ (SNIS, 2018)

pago pela coleta seletiva de Recife. Em contrapartida, os resultados obtidos na pesquisa, referente aos modelos propositivos, foram superiores ao valor de R\$ 146,20 t⁻¹ (EMLURB, 2019) pago pela coleta convencional da cidade, exceto para os modelos propositivos do setor comercial pautados na inclusão remunerada de organizações de catadores para modalidades porta a porta (R\$ 134,74 t⁻¹) e mista (R\$ 144,25 t⁻¹).

A análise dos resultados com base no custo por tonelada da coleta domiciliar de Recife em função dos valores médios obtidos pelos modelos seletivos propositivos (Figura 22), apontou que o custo do setor comercial (1,03) foi praticamente o mesmo do valor cobrado pela coleta domiciliar. Entretanto, esta relação foi em torno de duas vezes mais cara para os setores representativos das classes média com baixa concentração populacional e baixa. Ademais, verificou-se que o custo da tonelada de resíduo reciclável recolhido pela coleta seletiva de Recife foi aproximadamente sete vezes mais oneroso que o custo médio obtido para o setor comercial, bem como quatro vezes mais caro para o setor de classe alta verticalizada.

Figura 22 - Relação entre os custos da coleta domiciliar e seletiva de Recife e o custo médio dos modelos seletivos propositivos



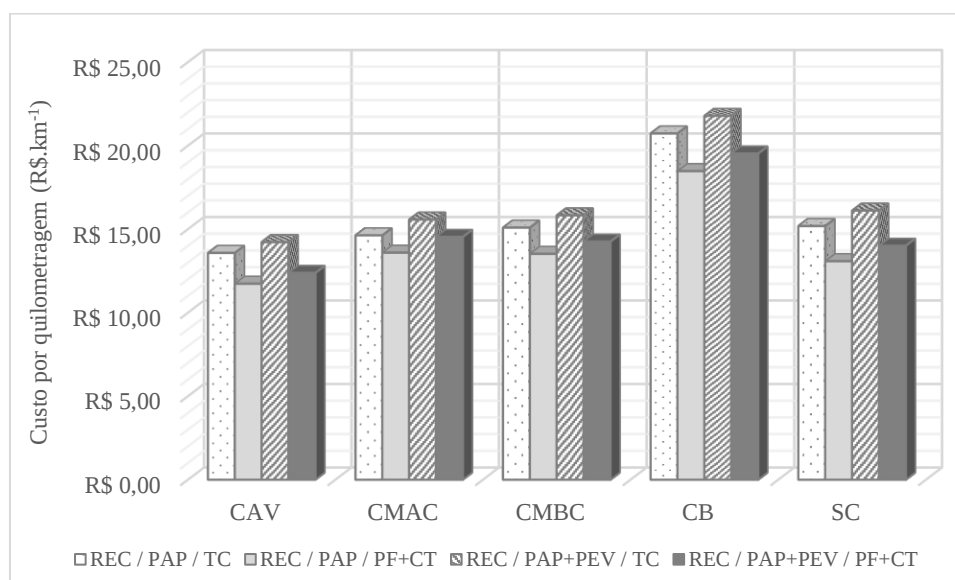
Fonte: O Autor (2020).

Legenda: R1 – Relação entre o custo por tonelada da coleta domiciliar de Recife e o custo médio dos modelos propositivos; R2 – Relação entre o custo médio por tonelada dos modelos de coleta seletiva propositivos e o custo por tonelada da coleta seletiva de Recife.

4.3.1.3 Custo unitário da quilometragem percorrida pelo veículo coletor

O custo médio por quilometragem foi inversamente proporcional a distância média mensal percorrida pelos veículos coletores. Deste modo, verificou-se que os modelos de coleta seletiva mais onerosos, quanto ao custo unitário por quilometragem, foram registrados nos setores de classe baixa (R\$ 20,13 km⁻¹), ao passo que o menor custo foi notificado no setor representativo de classe alta verticalizada (R\$ 12,98 km⁻¹). Quanto aos demais perfis socioeconômicos, o custo médio do quilômetro percorrido foi de R\$ 14,60 km⁻¹ (Figura 23).

Figura 23 - Custo por quilômetro percorrido pelo veículo coletor dos modelos propositivos de coleta seletiva por perfil socioeconômico



Fonte: O Autor (2020).

Constatou-se que os modelos seletivos propositivos pautados na inclusão remunerada de organizações de catadores foram mais econômicos - tanto para a modalidade porta a porta (R\$ 14,08 km⁻¹) quanto mista (R\$ 14,94 km⁻¹), frente aos modelos compreendidos por agentes terceirizados nas modalidades mista (R\$ 16,71 km⁻¹) e porta a porta (R\$ 15,85 km⁻¹).

Notou-se que os modelos mais dispendiosos foram advindos do setor de classe baixa e executado por agentes terceirizados nas modalidades mista (R\$ 21,78 km⁻¹) e porta a porta (R\$ 20,73 km⁻¹). Nesta perspectiva, os modelos seletivos do setor de classe alta verticalizada praticado pela parceria entre as organizações de catadores com a prefeitura demonstraram maior economicidade dos resultados obtidos nas coletas porta a porta (R\$ 11,73 km⁻¹) e mista (R\$ 12,38 km⁻¹).

Na tentativa de reduzir os custos proveniente da quilometragem percorrida pelo veículo coletor, Gil et al. (2019) sugerem a instalação de unidades de transbordo ou estação de transferência, sobretudo para áreas longínquas do centro de destinação final e para regiões com elevada geração *per capita* de resíduos recicláveis. Teixeira et al. (2014a) complementaram afirmando que as longas distâncias ameaçam a eficiência dos modelos de coleta seletiva, além de aumentar o consumo de combustível e interferir na produtividade dos agentes de coleta. Gil e Ávila (2017) reiteraram esta afirmação.

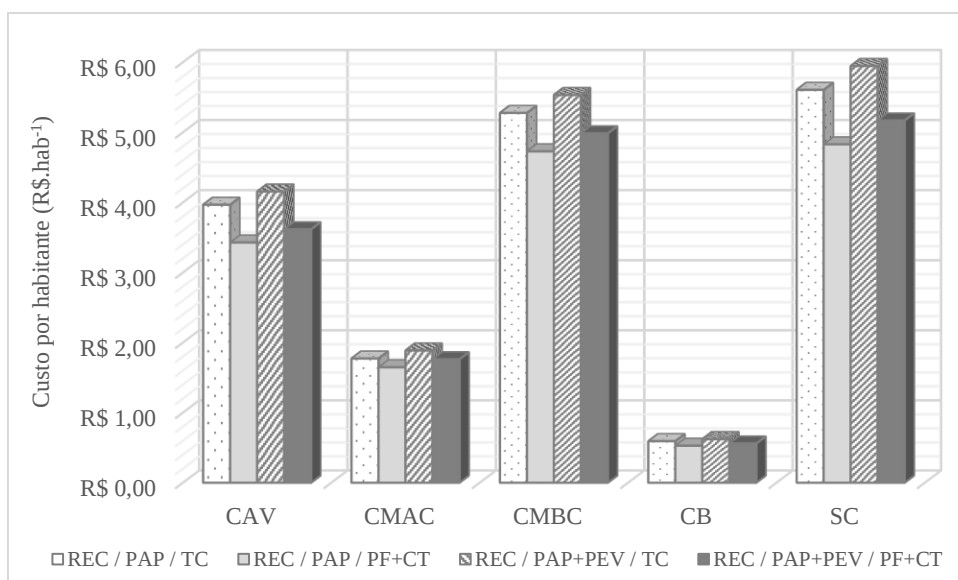
Outro aspecto que pode contribuir para desoneração do custo por quilometragem, assim como para o custeio final do modelo seletivo, consiste na adoção de sistemas modais mais eficientes. Neste sentido, Ávila e Gil (2019) analisaram a eficiência econômica e ambiental de três veículos coletores comumente empregados na coleta seletiva: veículos compactadores, caminhões baú (sem compactação) e veículo de motor à combustão não tripulado. Os autores notaram que o custo total por quilometragem, para cada 10 km percorrido, foi inferior para o veículo motorizado não tripulado (R\$ 35,48) frente aos demais sistemas modais analisados: caminhão compactador (R\$ 86,14) e caminhão sem compactação (R\$ 150,39). Em contrapartida, a capacidade do veículo motorizado não tripulado (3 m³) e a quilometragem média percorrida por rota (4,10 km) foram variáveis limitantes para o emprego deste sistema modal em cenários com altos quantitativos de resíduos e/ou com elevadas distâncias percorridas.

No entanto, diante de uma análise integrada dos custos totais, da capacidade e da abrangência de coleta do veículo coletor, Ávila e Gil (2019) destacaram a eficiência econômica do caminhão compactador - apesar de promover a perda de até 10,50% do resíduo reciclável coletado - frente aos demais sistemas modais analisados. Os autores também ratificaram a necessidade de estudos adicionais e/ou complementares que atendam às demandas locais, em seus múltiplos aspectos, e do modelo seletivo empregado, sobretudo quanto à otimização da coleta seletiva, como apontado por Franca et al. (2019), uma vez que esta promove a redução da distância percorrida e, conseqüentemente, a diminuição dos custos inerentes à quilometragem (RAMOS et al., 2014; JAKUBIAK, 2016; LELLA et al., 2017), contribuindo, portanto, para a elevação da eficiência operacional e economicidade do modelo seletivo adotado.

4.3.1.4 Custo unitário por habitante atendido pelo modelo de coleta seletiva

Com base nos resultados obtidos referentes ao custo médio mensal por habitante (Figura 24), de acordo com a taxa de adesão de 65%, verificou-se que os maiores valores foram evidenciados nos setores comercial (R\$ 5,39 hab⁻¹) e de classe média com baixa concentração populacional (R\$ 5,13 hab⁻¹). Por outro lado, no setor representativo da classe baixa, o valor por habitante foi inferior a R\$ 1,00; bem como no setor de classe média com alta concentração populacional, cujo valor foi em torno de R\$ 1,80 hab⁻¹. Deste modo, notou-se que os custos unitários médios da coleta seletiva por habitante foram menores nos setores com maiores densidades demográficas. Farias (2018) analisou as rotas tecnológicas das coletas convencionais e seletivas do Distrito Federal e constatou que o custo por habitante das rotas da coleta convencional foi maior nas regiões administrativas de maior poder aquisitivo, como observado na rota 1C (R\$ 6,12 hab⁻¹), frente àquelas de menor renda domiciliar, assim como verificado na rota 3C (R\$ 2,75 hab⁻¹).

Figura 24 - Custo por habitante atendido pelos modelos propositivos de coleta seletiva por perfil socioeconômico



Fonte: O Autor (2020).

No tocante ao custo médio por habitante dos modelos propositivos de coleta seletiva, constatou-se que os valores variaram de R\$ 3,00 a R\$ 4,00 de acordo com a análise dos quatro modelos seletivos estudados. Contudo, percebeu-se que os modelos seletivos caracterizados pela inclusão remunerada de organizações de catadores de materiais recicláveis foram mais

econômicos frente aos modelos executados por agentes terceirizados.

Neste sentido, o setor comercial apresentou os modelos propositivos de coleta seletiva, em função da população atendida, mais dispendiosos do estudo, com destaque para os modelos executados por agentes terceirizados nas modalidades mista (R\$ 5,95 hab⁻¹) e porta a porta (R\$ 5,61 hab⁻¹). Já o setor representativo de classe baixa registrou os modelos mais econômicos do estudo, sobretudo os modelos executados por organizações de catadores de materiais recicláveis em parceria com a prefeitura, tanto na modalidade porta a porta (R\$ 0,53 hab⁻¹) quanto mista (R\$ 0,56 hab⁻¹).

Uma análise pormenorizada dos dados do SNIS (2018), com base nas informações coerentes disponibilizadas pelos municípios brasileiros, apontou que o custo médio mensal por habitante foi menor nos modelos seletivos executados por organizações de catadores, seja pela coleta mista (R\$ 1,30 hab⁻¹) ou porta a porta (R\$ 2,20 hab⁻¹), frente aos modelos seletivos realizados por empresas terceirizadas nas modalidades porta a porta (R\$ 2,40 hab⁻¹) e mista (R\$ 3,10 hab⁻¹). É importante ressaltar que estes resultados utilizaram apenas a população atendida pela coleta porta a porta, por ser um dado disponibilizado pelo SNIS (2018).

No tocante ao modelo porta a porta executado por organizações de catadores, os dados do SNIS (2018) revelaram que o valor máximo por habitante foi observado no município de Cícero Dantas na Bahia (R\$ 25,40 hab⁻¹). No entanto, outros municípios apresentaram resultados superiores a R\$ 5,00.hab⁻¹, como verificado nos municípios de Novas Tebas (R\$ 6,94 hab⁻¹) e Wenceslau Braz (R\$ 9,33 hab⁻¹) no Paraná, bem como em Jari no Rio Grande do Sul (R\$ 12,44 hab⁻¹).

Assim como na coleta porta a porta, segundo o SNIS (2018), o custo máximo por habitante para a modalidade mista executada por organizações de catadores foi identificado no município de Rio Verde em Goiás (R\$ 13,30 hab⁻¹). Outros municípios, como Mogi Guaçu em São Paulo (R\$ 7,50 hab⁻¹) e Alvorada do Sul em Mato Grosso do Sul (R\$ 8,30 hab⁻¹) também apresentaram elevados custos *per capita*.

Nesta perspectiva, conforme o SNIS (2018), os municípios de Casca e Mariano Moro localizados no Rio Grande do Sul, destacaram-se por ter apresentado o custo *per capita* mais elevado (R\$ 13,60 hab⁻¹) dentre os municípios que adotaram o modelo seletivo porta a porta executado por agentes terceirizados. Estes elevados valores por habitante foram evidenciados por outros municípios do Rio Grande do Sul, como Garibaldi (R\$ 7,10 hab⁻¹), Canela (R\$ 9,50 hab⁻¹) e Dezesseis de Novembro (R\$ 11,10 hab⁻¹), do mesmo modo que em Ituporanga, Santa Catarina (R\$ 6,40 hab⁻¹); Cassilândia, Mato Grosso do Sul (R\$ 6,70 hab⁻¹); e Petrolândia, Santa

Catarina (R\$ 7,50 hab⁻¹).

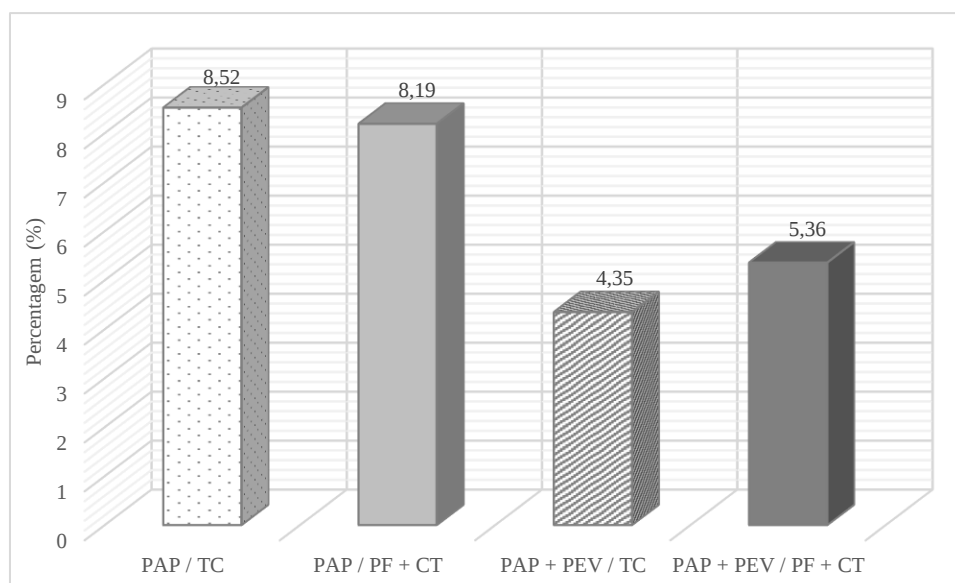
Por fim, os dados do SNIS (2018) revelaram que o custo mais elevado por habitante para o modelo seletivo misto realizado por agentes terceirizados, dentre os demais municípios analisados, foi verificado no município de São Vicente em São Paulo (R\$ 65,10 hab⁻¹). Ademais, valores superiores a R\$ 10,00 hab⁻¹ foram registrados nos municípios de Vitória no Espírito Santo (R\$ 12,10 hab⁻¹), Aceguá (R\$ 17,50 hab⁻¹) e Flores da Cunha (R\$ 18,10 hab⁻¹) no Rio Grande do Sul, tal como em Guarini em Minas Gerais (R\$ 31,40 hab⁻¹). É salutar ressaltar que estes valores consideram exclusivamente a população atendida pela coleta porta a porta, dado disponibilizados pelo SNIS (2018), o que implica em uma possível redução do custo por habitante mediante inclusão da população total participante.

4.3.2 Eficiência dos modelos de coleta seletiva

A análise dos resultados do SNIS (2018) indicou que dos 1.322 municípios que alegaram realizar alguma iniciativa de coleta seletiva, apenas 293 foram selecionados para o estudo de eficiência dos modelos de coleta seletiva (Apêndice D), por apresentarem informações consistentes, coerentes e completas referentes aos quatro modelos seletivos estudados na presente pesquisa. Dentre os municípios selecionados, constatou-se que 156 empregaram as empresas terceirizadas como agentes de coleta de resíduos recicláveis, dos quais 71 para a modalidade porta a porta e 85 para a coleta mista. Neste seguimento, verificou-se que 137 municípios alegaram utilizar organizações de catadores de materiais recicláveis remunerados para a execução da coleta seletiva, sendo 53 pela modalidade porta a porta e 84 pela coleta mista.

No tocante à eficiência média dos modelos de coleta seletiva, constatou-se que a modalidade porta a porta registrou maior eficiência quanto ao aproveitamento dos resíduos recicláveis frente à coleta mista (Figura 25), com destaque para o modelo executado pelos agentes terceirizados (8,52%). Em contrapartida, o modelo seletivo de menor eficiência foi verificado pela modalidade mista desempenhada por empresas terceirizadas (4,35%), cujo valor foi inferior a 5,00%. Ademais, os dados analisados apresentaram alta dispersão e heterogeneidade, as quais foram observadas no modelo porta a porta executado por agentes terceirizados, por exemplo, cujas eficiências mínima e máxima variaram de 0,01% a 52,32%, nas respectivas cidades de Sarandi e Braga no Rio Grande do Sul. Esta lógica foi um padrão para todos os modelos seletivos analisados.

Figura 25 - Estatística descritiva dos dados de eficiência dos modelos de coleta seletiva



Fonte: O Autor (2020).

Alguns estudos avaliaram a eficiência de modelos de coleta seletiva. Martinho et al. (2017) avaliaram a eficiência de dois modelos de coleta de resíduos de embalagem no oeste de Portugal e verificaram que a coleta mista (porta a porta e ponto de entrega voluntária) apresentou maiores quantitativos de recicláveis coletados, bem como menor taxa de rejeito, frente à coleta exclusivamente por ponto de entrega voluntária, a qual foi mais ineficiente. Já Ferreira et al. (2017) constatou que a coleta seletiva porta a porta foi a modalidade mais eficiente para a coleta de resíduos recicláveis da cidade do Porto em Portugal. Yıldız-Geyhan et al. (2016) encontraram resultados semelhantes ao analisarem nove cenários de modelos de coleta seletiva para a cidade de Istambul na Turquia.

Nesta perspectiva, Gallardo et al. (2012) analisaram oito modelos de coleta seletiva comumente empregados em cidades espanholas com população de 5.000 a 50.000 habitantes e constataram que a modalidade porta a porta foi mais eficiente para a coleta de recicláveis coletados juntos, exceto para o vidro, cuja modalidade mais eficiente foi o ponto de entrega voluntária. Já Gallardo et al. (2010) estudaram a eficiência de quatro modelos seletivos geralmente realizados em cidades espanholas com mais de 50.000 habitantes e relataram que o ponto de entrega voluntária foi a modalidade mais eficiente para a coleta do papel/papelão, do vidro e de embalagens leves. No tocante à esta modalidade, Gallardo et al. (2018) não constataram diferenças significativas de eficiência do PEV em duas áreas da cidade de Castellón de la Plana na Espanha analisadas sob a ótica dos diferentes níveis de renda e de variação

climática, o que pode ser justificado pela característica da cidade, predominantemente residencial e pouco turística, bem como por apresentar pequenas oscilações de temperatura ao longo do ano.

Neste sentido, Seyring et al. (2016) analisaram os modelos de coleta de resíduos recicláveis de 28 Estados Membros, e respectivas capitais, da União Europeia. Os resultados apontaram alta eficiência para a coleta de papel/papelão e resíduos orgânicos pela modalidade porta a porta, sobretudo nas cidades de Liubliana na Eslovênia, em Helsinque na Finlândia e em Tallinn na Estônia. Já para os plásticos, os autores relataram que taxas de eficiência semelhantes foram verificadas para as modalidades porta a porta e por ponto de entrega voluntária. Já a coleta de vidro foi mais eficiente pela modalidade PEV na maioria das cidades analisadas.

Seyring et al. (2016) também constataram que a modalidade porta a porta promoveu maiores percentuais de resíduos recicláveis, tanto em termos quantitativos quanto qualitativos, nas cidades que empregaram esta modalidade, enquanto a modalidade PEV apresentou maior taxa de rejeito do material coletado. Ademais, os autores relataram que a coleta de resíduos recicláveis coletados juntos tende a diminuir os custos do modelo seletivo, sobretudo quando coletam-se as frações plástico e metal juntas. No entanto, a coleta de multtipologias de recicláveis juntas pode aumentar a incidência de contaminação cruzada e, portanto, elevar as taxas de rejeito do material coletado.

Quanto aos agentes de coleta, o modelo seletivo empregado no Distrito Federal, no qual baseia-se na inserção socioproductiva de organizações de catadores remuneradas, apresentou uma eficiência média de 41% em função dos recicláveis reaproveitados referente ao ano de 2019 (SLU/DF, 2019). Neste sentido, Souza et al. (2016) observaram que a taxa de aproveitamento do resíduo reciclável coletado por organizações de catadores remuneradas na cidade de Itaúna, em Minas Gerais, foi em torno de 70%. De acordo com Gutberlet (2015), as organizações de catadores de materiais recicláveis atuam como importantes agentes de mineração urbana na recuperação de recursos. Rebehly et al. (2017) complementaram que a inclusão inovadora e remunerada de organizações de catadores contribui para a promoção da eficiência técnico-operacional, socioambiental e econômica do modelo seletivo.

4.3.3 Avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva

A avaliação ambiental dos modelos seletivos propositivos considerou a eficiência dos modelos de coleta seletiva para cada perfil socioeconômico estudado, tanto em relação ao potencial de mineração urbana dos resíduos recicláveis coletados e direcionados para sistemas de reciclagem quanto para os materiais conduzidos para o aterro sanitário. O detalhamento do estudo de avaliação ambiental consta na memória de cálculo (Apêndice E).

Os perfis socioeconômicos comercial e de classe alta verticalizada apresentaram as maiores poupanças na recuperação de resíduos sólidos, tanto em relação à matéria virgem evitada quanto referente às economias de energia e água (Tabela 13). Ademais, ambos os perfis apontaram as mais elevadas emissões de gases de efeito estufa, com destaque para os modelos mistos executados por empresas terceirizadas ($-123,37 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$) e por organizações de catadores em parceria com a prefeitura ($-121,60 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$). Além disso, os resultados apontaram que os maiores benefícios ambientais foram verificados nos setores com maior taxa de geração e coleta de resíduos recicláveis.

Tabela 13 - Potencial de substituição dos resíduos recicláveis recuperados

PSE	MPCS	MPP	EE	EGEE	EA
CAV	REC/PAP/TC	1,54	61,50	-96,35	36,90
	REC/PAP/PF+CT	1,48	59,12	-96,72	35,47
	REC/PAP+PEV/TC	0,78	31,40	-101,07	18,84
	REC/PAP+PEV+PF+CT	0,97	38,69	-99,93	23,21
CMAC	REC/PAP/TC	1,09	43,55	-63,44	26,13
	REC/PAP/PF+CT	1,05	41,87	-63,71	25,12
	REC/PAP+PEV/TC	0,56	22,24	-66,79	13,34
	REC/PAP+PEV+PF+CT	0,69	27,40	-65,98	16,44
CMBC	REC/PAP/TC	0,81	32,37	-49,46	19,42
	REC/PAP/PF+CT	0,78	31,11	-49,66	18,67
	REC/PAP+PEV/TC	0,41	16,53	-51,95	9,92
	REC/PAP+PEV+PF+CT	0,51	20,36	-51,35	12,22
CB	REC/PAP/TC	0,79	31,68	-59,96	19,01
	REC/PAP/PF+CT	0,76	30,45	-60,16	18,27
	REC/PAP+PEV/TC	0,40	16,17	-62,40	9,70
	REC/PAP+PEV+PF+CT	0,50	19,93	-61,81	11,96
SC	REC/PAP/TC	2,37	94,99	-116,07	56,99
	REC/PAP/PF+CT	2,28	91,31	-116,65	54,79
	REC/PAP+PEV/TC	1,21	48,50	-123,37	29,10
	REC/PAP+PEV+PF+CT	1,49	59,76	-121,60	35,86

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MPP – Matéria-prima poupada [t.t^{-1}]; EE – Energia evitada [$\text{GJ}_{\text{LHV.t}^{-1}}$]; EGEE – Emissões de gases de efeito estufa [$\text{CO}_2\text{e.t}^{-1}$]; EA – Economia de água [kL.t^{-1}].

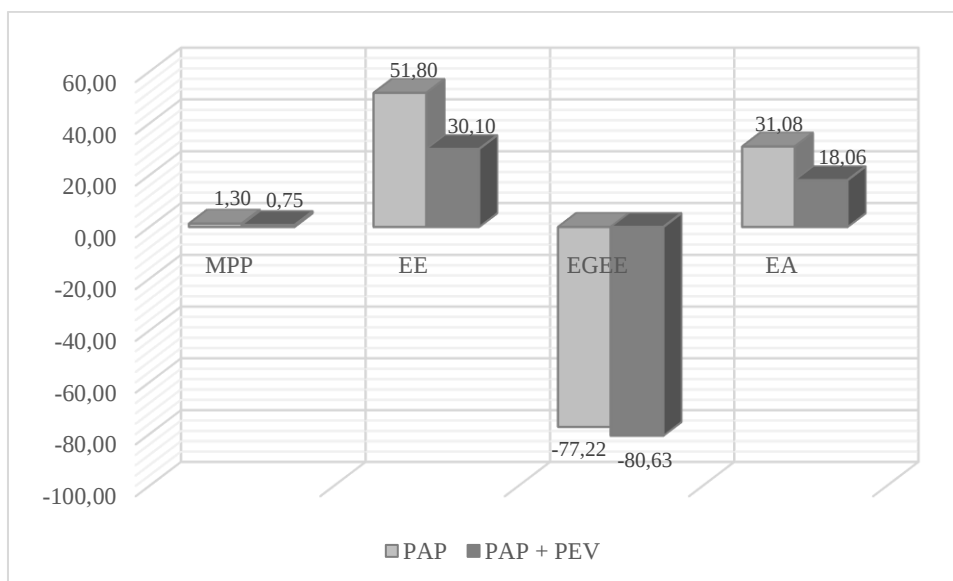
No que tange aos modelos propositivos de coleta seletiva, os resultados evidenciaram que o modelo REC/PAP/TC apresentou os maiores benefícios ambientais dentre os demais analisados, evitando a utilização média de $1,32 \text{ t.mês}^{-1}$ de material virgem, bem como a economia média de $52,82 \text{ GJ}$ de energia elétrica, correspondendo a aproximadamente $14.672,00 \text{ kWh}$, e de $31.690,00$ litros de água. Ademais, apresentou a menor emissão média mensal de GEE do estudo ($77,06 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$). Notou-se que para todos os modelos seletivos analisados, predominou as emissões de gases de efeito estufa ao invés de redução, devido à sobrepeso de resíduos recicláveis destinados ao aterramento, frente ao sistema de reutilização e/ou reciclagem.

Diante dos resultados apresentados, constatou-se que os modelos seletivos com maior eficiência de coleta e aproveitamento promoveram maiores benefícios ambientais, haja vista que elevaram a taxa de desvio de recicláveis do aterro sanitário para a reciclagem. Em contrapartida, os modelos seletivos menos eficientes obtiveram as maiores emissões de gases de efeito estufa da pesquisa, como registrado no modelo REC/PAP+PEV/TC cuja emissão média foi de $81,12 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$. Este cenário pode ser justificado devido à predominância do aterramento do resíduo frente ao uso da reciclagem.

Analizando os benefícios ambientais dos modelos seletivos propositivos no tocante à modalidade, constatou-se que a coleta porta a porta destacou-se neste sentido, evitando a extração média de aproximadamente $1,30 \text{ t.mês}^{-1}$ de matéria-prima virgem consumida para os múltiplos processos industriais (Figura 26). Também notou-se uma economia média de energia de $51,79 \text{ GJ.mês}^{-1}$, equivalente a $14.387,51 \text{ kWh.mês}^{-1}$, além de uma redução média de água de $31.077,00 \text{ L.mês}^{-1}$. Por outro lado, a modalidade porta a porta registrou as maiores emissões de gases de efeito estufa do estudo, com valor médio de $77,22 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$.

No que diz respeito aos benefícios ambientais provenientes da atuação dos agentes de coleta, os resultados obtidos foram bastante similares para os dois agentes estudados na pesquisa (Figura 27). Entretanto valores levemente superiores foram registrados nos modelos seletivos executados por organizações de catadores remuneradas, o qual promoveu a poupança de $1,05 \text{ t.mês}^{-1}$ de materiais virgens, bem como a economia de $42,00 \text{ GJ.mês}^{-1}$ ou $11.666,68 \text{ kWh.mês}^{-1}$ de energia e de $25.201,00 \text{ L.mês}^{-1}$ de água. Quanto às emissões de gases de efeito estufa, os maiores quantitativos de emissões evitadas foram notificados pelos modelos seletivos executados por empresas terceirizadas, com valor médio mensal em torno de $79,09 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$.

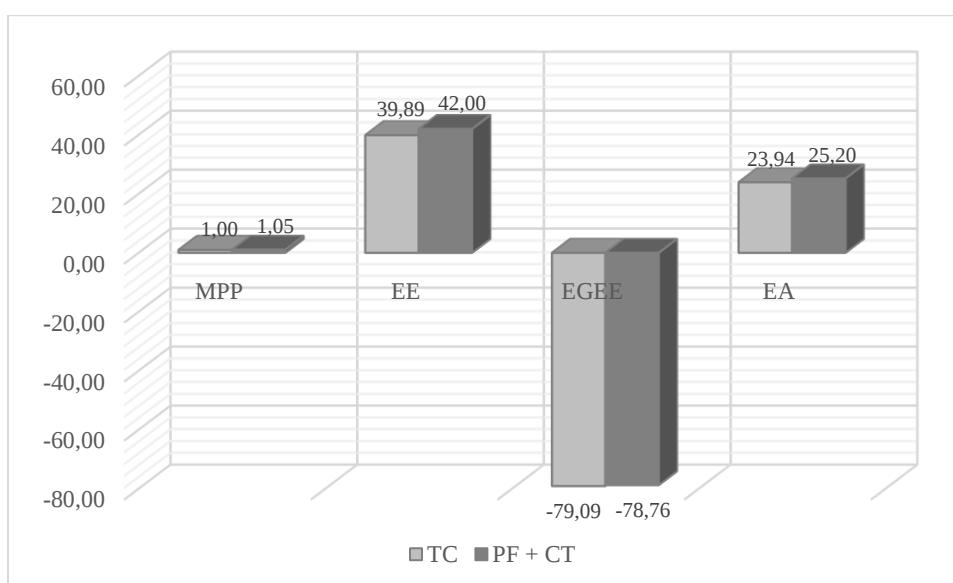
Figura 26 - Benefícios ambientais em função das modalidades de coleta



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MPP – Matéria-prima poupada [t.t⁻¹]; EE – Energia evitada [GJ_{LHV}.t⁻¹]; EGEE – Emissões de gases de efeito estufa [CO₂e.t⁻¹]; EA – Economia de água [kL.t⁻¹].

Figura 27 - Benefícios ambientais em função dos agentes de coleta



Fonte: O Autor (2020).

Legenda: MPP – Matéria-prima poupada [t.t⁻¹]; EE – Energia evitada [GJ_{LHV}.t⁻¹]; EGEE – Emissões de gases de efeito estufa [CO₂e.t⁻¹]; EA – Economia de água [kL.t⁻¹].

O modelo propositivo de coleta seletiva mais bem avaliado foi o REC/PAP/TC do setor comercial, por promover uma poupança de 2,37 t.mês⁻¹ de matérias-primas virgens de, além economizar 94,99 GJ.mês⁻¹ de energia e de reduzir 56.990,00 L.mês⁻¹ de água consumida. O modelo só não apresentou resultado satisfatório para as emissões de GEE, apresentando valor

em torno de $116,00 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$. Nesta perspectiva, o modelo REC/PAP+PEV/TC do setor de classe baixa apresentou a menor avaliação ambiental do estudo, devido aos menores resultados de material virgem evitado ($0,40 \text{ t.mês}^{-1}$), de economia de energia ($16,17 \text{ GJ.mês}^{-1}$) e de água poupada ($9.700,00 \text{ L.mês}^{-1}$). Por outro lado, este modelo indicou baixa emissão de GEE ($62,40 \text{ tCO}_2\text{e.mês}^{-1}$).

Souza et al. (2016) avaliaram os benefícios ambientais do sistema de gestão de resíduos em duas cidades brasileiras: como agente de coleta remunerados: Itaúna em Minas Gerais e Londrina no Paraná, caracterizadas por utilizar organizações de catadores de materiais recicláveis como agentes remunerados da coleta seletiva. Os autores constataram que o modelo seletivo empregado contribuiu para a economia de $86.351,00 \text{ GJ}$ de energia, equivalente a $23.986.408,10 \text{ kWh}$, redução de $23.947,00 \text{ kL.ano}^{-1}$ de água consumida, bem como evitou a emissão de $14.697,00 \text{ tCO}_2\text{e.ano}^{-1}$ de GEE, correspondendo a uma *per capita* de $161,00 \text{ kgCO}_2$. Já na cidade de Londrina, o desvio dos resíduos recicláveis do aterro sanitário para a reciclagem evitou o consumo de $521.338,00 \text{ GJ.ano}^{-1}$ de energia, equivalente a $144.816.102,00 \text{ kWh.ano}^{-1}$, a economia de $178.624,00 \text{ kL.ano}^{-1}$ de recursos hídricos consumido, tal como evitou a emissão de $86.430,00 \text{ tCO}_2\text{e.ano}^{-1}$ de GEE.

Souza et al. (2016) ainda comparou os resultados advindos das cidades de Itaúna e Londrina com três cidades internacionais: São Francisco nos Estados Unidos, Estocolmo na Suécia e a região de Renânia-Palatinado na Alemanha. Os autores perceberam que a maior redução *per capita* de utilização de recursos naturais virgens foi notificada na cidade de São Francisco ($337,00 \text{ kg.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$), seguida pela região da Renânia-Palatinado ($237,00 \text{ kg.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$). Já as cidades de São Francisco e Estocolmo destacaram-se quanto à quantidade de energia *per capita* economizada ($2.331,00 \text{ kWh.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ e $1.150,00 \text{ kWh.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, respectivamente), em função da redução total *per capita* de emissões de gases de efeitos estufa ($820,00 \text{ kgCO}_2\text{e.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ e $469,00 \text{ kgCO}_2\text{e.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, respectivamente) e de economia *per capita* de água ($2.437,00 \text{ L.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ e $1.453,00 \text{ L.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, respectivamente). De todo modo, os resultados apontaram o sistema de gestão de resíduos sólidos empregado em São Francisco como o mais bem avaliado ambientalmente, fato justificado devido à elevada taxa de desvio de aterramento dos materiais (72%) apresentado pela cidade e forte incentivo para a coleta seletiva municipal.

Neste sentido, Cardoso (2016) analisou a eficiência ambiental do gerenciamento de resíduos nas cidades de Formoso e Luziânia em Goiás, em Unai em Minas Gerais e no Distrito Federal. A autora observou que os maiores valores de matéria-prima evitada ($8.755,49 \text{ t.ano}^{-1}$)

e de energia economizada (450.196,18 GJ.ano⁻¹) foram registrados no sistema de gestão de resíduos empregado pelo Distrito Federal. Já a cidade de Luziânia destacou-se pela maior economia de água (35.363,20 kL.ano⁻¹). Por fim, a autora verificou elevadas emissões de gases de efeito estufa para todas as cidades analisadas, com destaque para o Distrito Federal (736.645,33 tCO₂e.ano⁻¹), devido à predominância do aterro sanitário como principal alternativa tecnológica adotada.

No tocante ao Distrito Federal, Cardoso (2016) observou que o modelo de gestão da cidade apresentou um potencial de matéria-prima poupada devido à reciclagem de 74.123,39 t.ano⁻¹ entre os anos de 2004 a 2013. Ademais, a autora verificou que a reciclagem promoveu uma economia de 3.919.030,17 GJ de energia, uma redução de 224.780,80 tCO₂e.ano⁻¹ de gases de efeito estufa, bem como uma diminuição de 671.888,75 litros de água.

Zaman e Lehmann (2013) estudaram a avaliação ambiental da recuperação de resíduos recicláveis por processos de reciclagem nas cidades de Adelaide na Austrália, de Estocolmo na Suécia e de São Francisco nos Estados Unidos. Os resultados mostraram que a substituição do material virgem proporcionou uma recuperação de 307,00 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ em São Francisco, de 153,00 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ em Adelaide e de 79,00 kg.hab⁻¹.ano⁻¹ em Estocolmo, bem como uma economia de energia de 1.417,00 kWh.hab⁻¹.ano⁻¹ em São Francisco, de 805,00 kWh.hab⁻¹.ano⁻¹ em Adelaide e de 786,00 kWh.hab⁻¹.ano⁻¹ em Estocolmo. Quanto à redução de emissões de GEE, os maiores valores foram registrados em São Francisco (672,00 kgCO₂e.hab⁻¹.ano⁻¹), seguido por Adelaide (387,00 kgCO₂e.hab⁻¹.ano⁻¹) e Estocolmo (330,00 kgCO₂e.hab⁻¹.ano⁻¹). Por fim, os autores observaram benefícios ambientais quanto à economia de água em torno de 3.420,00 L.hab⁻¹.ano⁻¹ em São Francisco, de 2.800 L.hab⁻¹.ano⁻¹ em Adelaide, assim como de 920,00 L.hab⁻¹.ano⁻¹ em Estocolmo.

Nesta perspectiva, Zaman (2014) estudou o potencial de recuperação de resíduos recicláveis destinados à reciclagem de 2003 a 2010 na cidade de Adelaide na Austrália. Os dados evidenciaram uma quantidade de matéria-prima evitada de 906,14 kg.hab⁻¹.ano⁻¹, uma economia média *per capita* de 27,60 GJ.hab⁻¹.ano⁻¹ de energia, bem como uma redução média de emissões de gases de efeito estufa de 2.153,43 kgCO₂e.hab⁻¹.ano⁻¹, além de uma economia média de 20.857 L.hab⁻¹.ano⁻¹ de água consumida.

Zaman (2016) mediu os benefícios ambientais do sistema de gerenciamento de resíduos sólidos de 172 países quanto à economia de material, de energia, de emissão de gases de efeito estufa e de água, além de quantificar os benefícios econômicos provenientes da recuperação destes resíduos. Nesta perspectiva, o autor notificou uma economia média de 51,37 kg.hab⁻¹

$^1\text{.ano}^{-1}$ de matéria-prima virgem, uma redução média de energia em torno de $219,00 \text{ kWh.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, uma diminuição nas emissões de GEE de $48,00 \text{ kgCO}_2\text{e.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, bem como uma economia de água de $38,00 \text{ L.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$. A estimativa dos benefícios econômicos oriundos da quantidade de resíduos recuperados foi de US\$ 201,50 bilhões, correspondendo a US\$ $60,00 \text{ hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$.

Zaman e Swapan (2016) também avaliaram os benefícios ambientais e econômicos da recuperação de resíduos recicláveis em 168 países. Os autores relataram que a quantidade de materiais recuperados proporcionou a substituição média pela demanda de extração de materiais virgens em torno de $50,00 \text{ kg.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, a economia média de energia de aproximadamente $216,00 \text{ kWh.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, a redução de $0,05 \text{ kgCO}_2\text{e.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, bem como a economia de $36,00 \text{ l.hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ de água. De acordo com estes autores, a conversão econômica dos benefícios ambientais promoveria a economia de US\$ $61,30 \text{ hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$, dos quais US\$ $17,00 \text{ hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ provenientes da substituição de materiais e US\$ $44,00 \text{ hab}^{-1}\text{.ano}^{-1}$ da substituição de energia.

Em síntese, Souza et al. (2016), pontuou que a expansão da coleta seletiva é fundamental para expandir o mercado de reciclagem. Neste sentido, Zaman e Swapan (2016) complementou afirmando que o emprego de modelos eficientes de coleta seletiva além de incentivar a indústria de reciclagem, promove o desvio de resíduos recicláveis de tecnologias que vislumbre o aterramento, gera múltiplos benefícios de ordem socioambiental e econômico, e, por fim, fomenta a gestão sustentável de resíduos sólidos municipais.

4.3.4 Avaliação social dos modelos propositivos de coleta seletiva

Os modelos de coleta seletiva solidária tiveram a melhor avaliação social (Tabela 14). Estes resultados refletem o critério adotado pela presente pesquisa, o qual fundamenta-se nas diretrizes da PNRS (BRASIL, 2010), e fomentam a inclusão remunerada e a priorização de organizações de catadores de materiais recicláveis como agentes de coleta de resíduos sólidos.

Tabela 14 - Avaliação social dos modelos propositivos de coleta seletiva

PSE	REC/PAP/TC	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT
CAV	0,75	1,00	0,75	1,00
CMAC	0,75	1,00	0,75	1,00
CMBC	0,75	1,00	0,75	1,00
CB	0,75	1,00	0,75	1,00
SC	0,75	1,00	0,75	1,00

Fonte: O Autor (2020).

A inserção remunerada de catadores de materiais recicláveis já é uma realidade em algumas cidades brasileiras. Segundo o SLU/DF (2019), o Distrito Federal contratou 11 organizações de catadores para realizar a coleta seletiva em 15 regiões administrativas da cidade. O autor constatou que a taxa média de aproveitamento dos resíduos recicláveis em 2019 foi de 41%, sendo 3% superior ao ano de 2018. Além do Distrito Federal, Souza et al. (2016) relataram casos de sucesso quanto ao emprego de organizações remuneradas na coleta, triagem, beneficiamento primário e comercialização dos resíduos recicláveis coletados pela coleta seletiva nas cidades de Itaúna em Minas Gerais e de Londrina no Paraná. Os autores verificaram que a taxa de reaproveitamento dos recicláveis coletados foi de 70% em Itaúna, já a taxa de rejeito foi de 20% na cidade de Londrina.

4.3.5 Índice de avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva

O índice de avaliação econômica médio dos perfis socioeconômico foi de 0,74 (Tabela 15), sendo os maiores registros evidenciados nos setores representativos de áreas comercial (0,85), de classe alta verticalizada (0,76) e de classe média com alta concentração populacional (0,74). Contudo, os menores resultados foram verificados nas áreas de classe baixa e média com baixa concentração populacional (0,67).

Tabela 15 - Índices de avaliação econômica dos modelos propositivos de coleta seletiva

PSE	REC/PAP/TC	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT
CAV	0,75	0,79	0,74	0,78
CMAC	0,74	0,76	0,73	0,74
CMBC	0,66	0,69	0,64	0,67
CB	0,66	0,70	0,65	0,68
SC	0,84	0,87	0,83	0,86

Fonte: O Autor (2020).

A pesquisa constatou que os modelos pautados na inclusão social e produtiva de organizações de catadores de materiais recicláveis em parceria com a prefeitura indicaram os maiores índices de avaliação econômica, tanto para a modalidade porta a porta (0,76) quanto para a coleta mista (0,75). Em contrapartida, o menor registro médio foi notificado pela coleta mista executada por empresas terceirizadas (0,72).

Os resultados ainda relataram que o modelo seletivo do setor comercial realizado pela coleta porta a porta e executado por organizações de catadores remuneradas foi o modelo com maior índice de avaliação econômica do estudo (0,87). Nesta perspectiva, o modelo seletivo com menor avaliação econômica foi observado no setor de classe média com baixa

concentração populacional, caracterizado pelas coletas porta a porta e ponto de entrega voluntária e executado por empresa terceirizada (0,64).

4.3.6 Índice de avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva

Os resultados do índice de avaliação ambiental dos setores representativos por perfil socioeconômico (Tabela 16) apontaram maiores valores médios para as áreas comercial (0,00) e de classe média com alta concentração populacional (-0,06) frente à área de classe baixa (-0,14), a qual registrou o menor resultado do estudo. Zaman (2016) estudou os benefícios ambientais do sistema de gerenciamento dos resíduos sólidos de 172 países. O autor evidenciou que o valor médio obtido foi de aproximadamente 0,12, sendo maior nos países desenvolvidos enquadrados no grupo de alta renda (0,45), frente aos países de renda média alta (0,14), média baixa (0,16) e baixa (0,02). Deste modo, o autor constatou uma correlação positiva de alta significância entre o desempenho ambiental com os países de maior PIB *per capita*, justificando que os países de maior poder aquisitivo possuem maiores investimentos do setor, marco regulatório eficiente, sistema de cobrança eficiente, bem como, dentre outros, maior aproveitamento mássico e energético dos resíduos gerados, elevando, portanto, a eficiência ambiental do sistema.

Tabela 16 - Índices de avaliação ambiental dos modelos propositivos de coleta seletiva

PSE	REC/PAP/TC	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT
CAV	0,01	0,00	-0,20	-0,15
CMAC	0,04	0,03	-0,18	-0,13
CMBC	0,02	0,01	-0,19	-0,14
CB	-0,05	-0,07	-0,23	-0,19
SC	0,12	0,10	-0,14	-0,08

Fonte: O Autor (2020).

Nesta vertente, verificou-se que os modelos seletivos pautados na modalidade porta a porta foram mais bem avaliados do ponto de vista ambiental, sejam estes executados por empresas terceirizadas (0,03), seja por organizações remuneradas de catadores em parceria com a prefeitura (0,01). Por outro lado, a modalidade mista relatou os piores índices de avaliação ambiental do estudo, em especial o modelo executado por empresas terceirizadas (-0,19).

De maneira geral, verificou-se que a maior parte dos modelos seletivos não foram bem representados pela metodologia empregada no estudo de avaliação ambiental, lógica ratificada pelos resultados negativos apresentados. Ademais, os resultados obtidos apontaram modelos seletivos com baixa avaliação ambiental, sobretudo em virtude da baixa eficiência de

aproveitamento dos resíduos recicláveis, o que resultou em maiores quantitativos deste material para os aterros sanitários. De acordo com Zaman (2016), a predominância do aterramento de resíduos sólidos diminui o desempenho ambiental dos sistemas de gestão. Deste modo, o autor corrobora a importância do aproveitamento destes materiais para elevar a eficiência ambiental do sistema, seja por meio da reciclagem ou por outra tecnologia que promova a valorização massiva e energética do material gerado.

Os resultados da pesquisa também revelaram que dois modelos seletivos do setor comercial tiveram os maiores índices de avaliação ambiental: REC/PAP/TC (0,12) e REC/PAP/PR+CT (0,10). Souza et al. (2016) obtiveram resultados semelhantes para as cidades de Itaúna em Minas Gerais (0,12) e de Londrina no Paraná (0,07), caracterizadas pela coleta, triagem, beneficiamento primário e comercialização de resíduos recicláveis por organizações remuneradas de catadores de materiais recicláveis. Já Cardoso (2016) relatou índices ambientais inferiores nas cidades goianas de Formosa (0,001) e de Luziânia (0,04), bem como no Distrito Federal (0,005) e em Unaí em Minas Gerais (0,01).

No entanto, comparando o desempenho ambiental dos *cases* nacionais com algumas cidades internacionais, notou-se a carência e a ineficiência latente dos sistemas de gestão de resíduos sólidos do Brasil. Neste sentido, Souza et al. (2016) relataram valores aproximados de 0,55 em São Francisco nos Estados Unidos, de 0,54 na região de Renânia-Palatinado na Alemanha e de 0,34 em Estocolmo na Suécia. Já Zaman e Lehmann (2013) verificou que o desempenho ambiental da cidade de Adelaide na Austrália foi de 0,23. Por fim, fazendo uma projeção do sistema de gestão desta cidade de 2013 para 2020 Zaman (2014) verificou um aumento significativo da eficiência ambiental de 0,22 em sete anos. O autor pontuou que este cenário só será alcançado por meio do aproveitamento dos resíduos gerados por tecnologias que promovam a valorização destes materiais.

Em síntese, Zaman (2016) relatou que embora a poluição ambiental por atividades industriais seja uma máxima em países desenvolvidos e de elevado PIB, frente aos países mais pobres, os potenciais benefícios ambiental podem ser maiores, devido às diversas ações empregadas a fim de compensar os problemas ambientais. Deste modo, o autor pontuou algumas ações que corroboram para este objetivo, como: crescente investimento no setor, políticas públicas efetivas, mobilização social, entre outras, que contribuem para a economia de recursos e para uma gestão sustentável dos resíduos sólidos.

4.3.7 Determinação dos pesos para as dimensões econômica, ambiental e social

Os resultados da análise Delphi apontaram que cerca de 47% da amostragem finita formada por especialistas da área de resíduos sólidos participaram da etapa pré-teste (painel de consulta 1). Destes, a maioria foi formada por doutores (64,30%), seguida por mestres (20,20%) e graduados (15,50%) vinculados às diversas universidades nacionais (56,32%) e organizações públicas e privadas do Brasil (43,68%). Neste primeiro momento, os especialistas avaliaram o instrumento de pesquisa e pontuaram modificações cirúrgicas para facilitar a compreensão do público participante, bem como o atendimento aos objetivos propostos pelo estudo.

Os resultados do instrumento de pesquisa ajustado (painel de consulta 2) relataram a participação de 52 especialistas, majoritariamente doutores (80,80%) de 45 universidades brasileiras e sete instituições pública e privada. Os dados evidenciaram que a dimensão ambiental apresentou um alto nível de prioridade quanto às ações de coleta seletiva em áreas de classe alta verticalizada, com participação de 43 especialistas. Neste sentido, 25 participantes atribuíram o nível médio para a dimensão social e 26 pessoas o nível baixo para a dimensão econômica (Quadro 28). Esta lógica foi semelhante para as áreas de classe média alta e baixa, deste modo, verificou-se alta prioridade para a dimensão ambiental, seguida pela social e econômica.

Quadro 28 - Níveis de prioridade atribuídos aos perfis socioeconômicos dos setores representativos

PSE	Econômico	Ambiental	Social
CAV	Baixo	Alto	Médio
CMAC	Baixo	Alto	Médio
CMBC	Baixo	Alto	Médio
CB	Baixo	Médio	Alto
SC	Médio	Alto	Baixo

Fonte: O Autor (2020).

Nesta perspectiva, verificou-se que 34 especialistas priorizaram a dimensão social nos modelos propositivos de coleta seletiva para uma área de classe baixa, frente às dimensões econômica e social, as quais evidenciaram níveis de prioridade médio e baixo, respectivamente. Por fim, 27 especialistas destacaram como alta a necessidade de ações que contemplem a dimensão ambiental em modelos de coleta seletiva voltados para áreas comerciais. Além disso, os resultados indicaram maior prioridade da dimensão econômica (17 especialistas) seguido pela social (32 participantes).

No painel de consulta 3, notou-se a participação de 27 especialistas, dos quais 75% possuíam doutorado e atuam em 22 universidades pública e 5 (cinco) empresas privadas. Deste modo, com base na concordância dos resultados consolidados no painel de consulta 2, os pesos foram atribuídos às três dimensões estudadas: dimensões econômica, ambiental e social, com destaque para dimensão ambiental – exceto na área de classe baixa, que foi apontada como a dimensão de maior prioridade em projetos e/ou metodologias que vislumbre a avaliação de modelos de coleta seletiva (Tabela 17).

Tabela 17 - Pesos atribuídos aos níveis de prioridade por perfil socioeconômico

PSE	Econômico	Ambiental	Social
CAV	0,20	0,50	0,30
CMAC	0,20	0,50	0,30
CMBC	0,20	0,50	0,30
CB	0,20	0,30	0,50
SC	0,30	0,50	0,20

Fonte: O Autor (2020).

De maneira geral, o estudo constatou uma redução do número de participantes ao longo dos ciclos iterativos da análise Delphi. Segundo Kharat et al. (2019), esta redução é comumente verificada nas pesquisas que utilizam este método. Para De Feo et al. (2018), embora a diminuição do engajamento dos participantes seja recorrente, é importante atentar-se a amostragem mínima utilizada, de modo que a pesquisa realizada seja representativa.

4.3.8 Avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva

Os resultados dos índices de avaliação econômica, ambiental e social revelaram que a modalidade porta a porta executada por organização de catadores remunerados em parceria com a prefeitura foi o modelo seletivo mais bem avaliado para todos os perfis socioeconômicos estudados (Tabela 18). De acordo com Gutberlet (2015), a inclusão socioproductiva de organizações de catadores traz uma série de benefícios econômicos, ambientais e sociais para o programa municipal de coleta seletiva. Para Siman et al. (2020), a principal atividade desempenhada pelas organizações de catadores relaciona-se à inserção de materiais no ciclo produtivo, promovendo uma economia circular. Rebehy et al. (2017) reiteraram afirmando que a inserção destes agentes de coleta contribui para a diminuição da pobreza, da desigualdade, da vulnerabilidade, da exclusão social e do mercado de trabalho formal. Além disso, promove o empoderamento desta classe enquanto agentes ambientais (OLIVEIRA; PEREIRA, 2015).

Tabela 18 - Índices de avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva

PSE	REC/PAP/TC	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT
CAV	0,38	0,46	0,27	0,38
CMAC	0,40	0,47	0,28	0,38
CMBC	0,37	0,44	0,26	0,36
CB	0,56	0,70	0,52	0,67
SC	0,46	0,51	0,33	0,42

Fonte: O Autor (2020).

No entanto, Aparcana (2017) relatou acerca da necessidade da formalização e da remuneração justa dos serviços prestados pelas organizações de catadores como requisitos basilares para melhoria da renda, bem como para o resgate da autoestima, da autoconfiança e da integração social dos cooperados, aspectos nos quais contribuem para a construção da cidadania desta classe marginalizada (GUARDABASSIO et al., 2017). Ademais, Rutkowski e Rutkowski (2015) pontuaram que esta díade fomenta a motivação e o empoderamento da classe, implicando em aumento na quantidade e qualidade do material coletado.

Estudos comprovam que a inclusão socioprodutiva de organizações de catadores potencializa os benefícios socioeconômicos e ambientais do modelo de coleta seletiva (DEMAJOROVIC et al., 2014; DUTRA et al., 2018). Dentre os vários elementos que justificam esta afirmação, destacam-se o *know-how* sobre as propriedades intrínsecas dos materiais (FIDELIS; COLMENERO, 2018), bem como a experiência e o conhecimento prático nas etapas de coleta, triagem e beneficiamento primário do resíduos pós-consumo (GUTBERLET, 2015; MARQUES et al., 2017). Estes aspectos quando realizados de maneira planejada, com todo o suporte necessário e com vistas ao mercado de resíduos, implica em qualidade e efetividade do serviço prestado (KRUPP et al., 2017).

Entretanto, as organizações de catadores enfrentam diversos entraves quanto à prestação do serviço de coleta seleta. Gutberlet (2015) pontuou alguns destes entraves em função dos aspectos individual, coletivo e municipal. No âmbito individual, o autor destacou a necessidade de formação contínua; a incorporação da ética no ambiente de trabalho e a importância do desenvolvimento de habilidades e competências socioemocionais como reciprocidade, mutualidade, solidariedade e engajamento a fim de descompactar as condições opressivas que moldam o comportamento destes profissionais invisíveis.

No âmbito coletivo, Gutberlet (2015) destacou a qualidade e a disponibilidade de infraestrutura necessária nas fases de coleta, triagem, beneficiamento primário e comercialização do resíduo reciclável, bem como a organização do trabalho e o planejamento

eficiente da coleta. Por fim, à nível municipal, o autor sinalizou aspectos relativos à remuneração justa pelo serviço ambiental prestado, reconhecimento formal das organizações de catadores, campanhas contínuas de sensibilização ambiental, envolvimento da sociedade, entre outros. Além destas limitações, Siman et al. (2020) apontaram a dependência financeira do setor público com principal fonte econômica e as dificuldades de auto gestão, aspectos que interferem sobremaneira no alcance de uma posição competitiva no mercado de reciclagem e enquanto empresa de economia solidária. Estes aspectos também foram pontualmente relatados em outras pesquisas (BISPO et al., 2017; MARQUES et al., 2017; ALBUQUERQUE et al., 2019).

Na tentativa de solucionar esta problemática, algumas ações devem ser priorizadas pelo poder público como a formação contínua dos trabalhadores (MOURA et al., 2016); fomento ao desenvolvimento humano (BISPO et al., 2017); o investimento em infraestrutura (FIDELIS; COLMENERO, 2018); a realização de estudos com vista na eficiência operacional (MAFORTE NETTO et al., 2017); adesão de tecnologias que facilitem o trabalho das organizações de catadores desde a coleta até a comercialização do produto (GUTBERLET, 2015); e o uso de ferramentas de governança corporativa a fim de melhorar a autogestão dos negócios e a eficiência econômica das organizações de catadores, além de facilitar o trabalho organizado como redes comerciais e eliminar ou reduzir as disfunções (SIMAN et al., 2020).

Ainda neste sentido, Ibáñez-Forés et al. (2018) reiteraram a importância de campanhas contínuas de sensibilização ambiental – sobretudo em áreas de baixa renda, de menor escolaridade da população e com concentração de jovens – de modo que engaje a população na coleta seletiva. Já Dutra et al. (2018) ressaltaram a importância de conhecer o mercado de reciclagem local como pré-requisito para o empoderamento de modelos de coleta seletiva para a expansão da cobertura de coleta e para as taxas de aproveitamento de recicláveis. Os autores complementaram que o desconhecimento do mercado consumidor e produtivo de resíduos recicláveis implica na desvalorização dos materiais coletados pela coleta seletiva.

Os resultados permitiram inferir que a coleta porta a porta realizada por empresas terceirizadas mostrou-se como o segundo modelo seletivo mais bem avaliado nos perfis socioeconômicos analisados, exceto para o setor representativo de classe baixa, o qual destacou-se pela coleta mista pautada na inclusão socioprodutiva de catadores (Quadro 29). Os resultados também revelaram que a modalidade mista executada por empresas terceirizadas foi o modelo seletivo com a pior avaliação para todos os perfis socioeconômicos analisados. Contudo, este é o modelo vigente de coleta seletiva empregado na cidade de Recife.

Quadro 29 - Categorias da avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva nos perfis socioeconômicos

PSE	MPCS – 01	MPCS – 02	MPCS – 03	MPCS – 04
CAV	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC
CMAC	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC
CMBC	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC
CB	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP+PEV/PF+CT	REC/PAP/TC	REC/PAP+PEV/TC
SC	REC/PAP/PF+CT	REC/PAP/TC	REC/PAP+PEV/PF+CT	REC/PAP+PEV/TC

Fonte: O Autor (2020).

Legenda: PSE – Perfil socioeconômico; CAV – Classe alta verticalizada; CMAC – Classe média com alta concentração populacional; CMBC – Classe média com baixa concentração populacional; CB – Classe baixa; SC – Setor comercial; MPCS – Modelo propositivo de coleta seletiva, constando na primeira categoria os modelos melhores avaliados e na quarta categoria aqueles com as piores avaliações; REC – Resíduos reciclável coletados em fluxo único; PAP – Coleta porta a porta; PEV – Coleta por ponto de entrega voluntária; TC – Empresas terceirizadas; PF – Prefeitura; CT – Organizações de catadores de materiais recicláveis.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

As considerações finais relativas ao diagnóstico dos setores representativos, à proposição dos modelos de coleta seletiva e ao estudo de avaliação econômica, ambiental e social dos modelos seletivos propositivos estão apresentados a seguir. Ademais, consta neste capítulo as recomendações de futuras pesquisas, assim como as principais dificuldades e limitações enfrentadas no decorrer do estudo.

5.1.1 Diagnóstico dos setores representativos

O diagnóstico dos cinco setores representativos, segundo os perfis socioeconômicos estudados, foi feito por meio de indicadores socioeconômicos e demográficos, como tipos de edificação, população, densidade demográfica, sexo, faixa etária, cor ou raça e renda; bem como por intermédio de dados de geração e composição dos resíduos sólidos. A análise contextualizada destes indicadores revelaram dois padrões interpretativos relativos à renda: o primeiro voltado para os setores de alta renda e o segundo para aqueles que apresentaram baixos rendimentos.

Neste sentido, os resultados relataram que as áreas de maior renda (CAV, CMAc e SC) indicaram elevados quantitativos de geração de resíduos domiciliares, com destaque para os materiais potencialmente recicláveis, sobretudo plástico. No que tange aos aspectos socioeconômicos, notou-se maior concentração de população de cor branca e idosa residindo em edificações do tipo apartamento.

Em contrapartida, os setores que apontaram os menores rendimentos domiciliares do estudo (CB e CMBC) evidenciaram baixos quantitativos de geração de resíduos domiciliares, destacando-se os materiais putrescíveis, como os resíduos alimentares. Em referência aos dados socioeconômicos, estas áreas caracterizaram-se pela predominância de população jovem de cor preta, parda e amarela, residindo em áreas densamente povoadas com edificações majoritariamente do tipo casa.

Os principais desafios e limitações enfrentados nesta etapa relacionaram-se à obtenção de dados socioeconômicos atualizados acerca dos setores representativos, haja vista que as informações utilizadas consideram o último censo demográfico do IBGE, o qual faz referência

ao ano de 2010. Outro aspecto limitante foi em relação à burocracia enfrentada para a obtenção dos dados técnicos de resíduos sólidos junto à Emlurb. De todo modo, os resultados obtidos nesta etapa mostraram-se satisfatório.

5.1.2 Proposição dos modelos de coleta seletiva

A pesquisa determinou os modelos de referência dos programas municipais de coleta seletiva do Brasil, além dos componentes mais relevantes baseados na tipologia do resíduo, na modalidade empregada e no tipo de agente de coleta adotado. Os resultados revelaram que as Regiões Sul e Sudeste do Brasil abrangeram o maior número de municípios com coleta seletiva, bem como os principais modelos seletivos de referência do estudo. Por outro lado, o cenário verificado nas Regiões Norte e Nordeste do Brasil foi de precariedade quanto à prestação do serviço de coleta seletiva municipal. Ademais, os resultados do estudo revelaram ineficiência da maioria dos programas municipais de coleta seletiva, o que pode ser justificado pela descontinuidade do serviço prestado, desinteresse político, baixa participação popular, investimentos limitados em infraestrutura e campanhas de sensibilização ambiental, bem como dificuldade na priorização de planejamento estratégico para implantação e execução deste serviço.

O estudo sinalizou que dos 5570 municípios brasileiros apenas 25 possuíam modelos de coleta seletiva de referência, com base no indicador utilizado, dos quais a maioria concentrou nas Regiões Sul e Sudeste do Brasil, sobretudo nos estados do Rio Grande do Sul, de Minas Gerais e do Paraná. Nesta perspectiva, verificou-se que a coleta de resíduos recicláveis secos em fluxo único pela modalidade porta a porta e executada pelas empresas terceirizadas foi o modelo seletivo frequentemente adotado dentre os *benchmarkings* analisados. Quanto aos componentes mais recorrentes dos modelos de referência, destacaram-se a coleta de resíduos recicláveis em fluxo único, a modalidade mista (PAP+PEV) e a execução do serviço por empresas terceirizadas. Com base nisto, foram propostos quatro modelos de coleta seletiva: REC / PAP / TC, REC / PAP / PF + CT, REC / PAP + PEV / TC e REC / PAP + PEV / PF + CT, os quais foram analisados para todos os setores representativos de acordo com seus perfis socioeconômicos.

A metodologia utilizada mostrou-se satisfatória, já que atendeu aos objetivos propostos pela pesquisa, sobretudo diante das poucas publicações que retratam a realidade brasileira. No entanto, é salutar ressaltar que a base de dados utilizada no estudo, disponibilizada pelo SNIS

(2016), apresentou muitas inconsistências nas informações ofertadas, embora seja um banco de dados oficial, público e de referência na área de resíduos sólidos do Brasil. Em virtude disto, foram consultados sites de prefeituras e das concessionárias responsáveis pelo serviço a fim de garantir a confiabilidade do resultado obtido. Em síntese, a pesquisa contribuiu para o aprofundamento desta linha temática na realidade brasileira, assim como para o avanço da discussão acerca da coleta seletiva no território nacional.

5.1.3 Avaliação dos modelos propositivos de coleta seletiva

Os resultados apontaram o modelo seletivo pautado na coleta porta a porta e executado por organizações remuneradas de catadores de materiais recicláveis em parceria com a prefeitura o mais bem avaliado, dentre os demais analisados, para todos os perfis socioeconômicos. No entanto, é importante ressaltar que mesmo diante dos inúmeros benefícios da inclusão socioprodutiva de organizações de catadores na coleta seletiva, os entraves para a execução deste serviço são diversos e perpassam desde a proposição de políticas públicas que efetivamente norteie a contratação destes trabalhadores de acordo com os serviços ambientais prestados até aos aspectos voltados para o ambiente interno e cotidiano destas organizações. Embora a inserção remunerada e formalizada destes agentes de coleta não seja recorrente na maioria dos municípios brasileiros, alguns casos de sucesso já mostram os benefícios socioambientais e econômicos da inserção remunerada destes agentes de coleta, como pode ser visto no Distrito Federal.

Também é importante ressaltar que não há um modelo de coleta seletiva ideal. Sendo assim, recomenda-se que sejam realizados estudos prévios que fundamentem o planejamento, operação e manutenção do modelo de coleta seletiva melhor avaliado. Este modelo deve estar em conformidade com o plano municipal e atender às demandas do mercado local de comercialização dos resíduos. Com base nisto, deve-se buscar uma melhor maneira de implantá-lo, buscando a partir de projetos pilotos, a melhoria processual contínua e a expansão do sistema proposto até atingir a universalidade do serviço.

As principais dificuldades enfrentadas para a realização do estudo de avaliação deu-se em razão da consolidação de metodologias/informações que auxiliasse na estruturação da metodologia proposta; da dificuldade para obter determinadas informações técnicas, como estudos brasileiros que fundamentem a eficiência de diferentes modelos de coleta seletiva; bem como da tentativa de reduzir/eliminar as inconsistências/incoerências presentes nos dados

municipais de coleta seletiva disponibilizados pelo SNIS (2018).

De todo modo, as metodologias utilizadas para o estudo de avaliação econômica, ambiental e social mostrou-se satisfatória e passível de ser replicada em outros contextos. No entanto, outras metodologias podem ser empregadas para o estudo de avaliação ambiental, bem como outros indicadores e critérios podem ser adotados para a análise da avaliação social, de modo que atenda aos objetivos propostos. Em síntese, a metodologia proposta atendeu às expectativas e objetivos traçados na pesquisa, bem como contribuiu para a análise de modelos propositivos de coleta seletiva pautados no tripé da sustentabilidade e na adoção de estratégias que vislumbre as particularidades socioeconômicas das áreas implantadas.

Para finalizar, é importante deixar claro que a proposta apresentada pela presente pesquisa é um passo, dentre muitos, que deve ser dado para a avaliação de modelos propositivos de coleta seletiva afim de subsidiar a reengenharia e a tomada de decisão dos gestores municipais na proposição de modelos seletivos viáveis, adequados e sustentáveis. No entanto, outras medidas devem ser contempladas nesta perspectiva, como o emprego de um marco regulatório efetivo; a integração de leis que direcionem as ações do governo; a capacitação contínua de todos os trabalhadores envolvidos; o estudo das propriedades dos resíduos e das possíveis tecnologias a serem adotadas; o mapeamento e o incentivo ao mercado de resíduos recicláveis; o estímulo contínuo para ações efetivas de sensibilização ambiental, bem como para práticas ambientais; os investimentos em infraestrutura, ciência e tecnologia; a efetivação do princípio do poluidor-pagador, de modo que o consumidor pague pelo resíduo gerado; a formalização e expansão da inclusão socioproductiva de organizações de catadores de materiais recicláveis, entre outros.

5.2 RECOMENDAÇÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- a) Diagnosticar os setores representativos com base em dados atualizados e que contemplem outros indicadores socioeconômicos e de consumo a fim de melhor caracterizar o objeto de estudo;
- b) Propor uma metodologia analítica para o diagnóstico de setores representativos que sinalize os indicadores mínimos para a efetiva caracterização de uma área;
- c) Propor uma metodologia analítica para o diagnóstico de áreas por meio de ferramentas tecnológicas, como o Sistema de Informações Geográficas (SIG), gerando mapas que indiquem áreas com diferentes níveis de aptidão para a coleta seletiva;
- d) Estudar os modelos de coleta seletiva adotados pelas capitais brasileiras com base na

- tríade tipologia dos resíduos, modalidade da coleta seletiva e agentes de coleta;
- e) Mapear os modelos de coleta seletiva empregados nos municípios brasileiros conforme os cinco grupos populacionais: até 50 mil habitantes, de 50 mil a 100 mil habitantes, de 100 mil a 500 mil habitantes, de 500 mil a 1 milhão de habitantes, a partir de 1 milhão de habitantes;
 - f) Estudar a eficiência de modelos de coleta seletiva dos municípios brasileiros de acordo com a tipologia do resíduo, a modalidade empregada, os agentes de coleta; os aspectos populacionais (faixas de população), bem como geográficos (com base nas cinco regiões brasileiras);
 - g) Estudar a proposição de modelos de coleta seletiva que contemplem, além da tipologia do resíduo, da modalidade da coleta seletiva e dos agentes de coleta, o tipo de sistema modal empregado, e a tecnologia adotada;
 - h) Empregar a metodologia de avaliação proposta pela presente pesquisa em modelos que contemplem outras tipologias de resíduos (como as múltiplas frações de recicláveis segregados *in loco*, a segregação e coleta de recicláveis com potencial de mercado), bem como que contemplem outras modalidades (bandeira, sistema de troca) e agentes de coleta;
 - i) Utilizar outras metodologias para o estudo de avaliação ambiental, como a pegada ecológica, a análise do ciclo de vida, entre outras;
 - j) Propor indicadores e índices mais robustos para o estudo de avaliação social de modelos de coleta seletiva;
 - k) Determinar metodologia analítica para o estudo de viabilidade de modelos de coleta seletiva;
 - l) Propor modelos de coleta seletiva viáveis para áreas de difícil acesso;
 - m) Estudar os pontos fortes, fracos, bem como as ameaças e oportunidades dos modelos propositivos de coleta seletiva por meio da Análise SWOT em função das variáveis do macro, micro e ambiente interno.

REFERÊNCIAS

- ADAMCOVÁ, D.; VAVERKOVÁ, M.D.; STEJSKAL, B.; BŘOUŠKOVÁ, E. Household Solid Waste Composition Focusing on Hazardous Waste. **Pol J Environ Stud.**, v. 25, 2016, p. 487-493.
- AFFANDY, N.A.; ISNAINI, E.; LAKSONO, A.B. Analysis on 3RWB model (reduce, reuse, recycle, and waste bank) in comprehensive waste management toward community-based zero waste. **AIP Conf. Proc.**, v. 10, 2017, p. 498-507.
- AGÊNCIA NACIONAL DE TRANSPORTES TERRESTRES (ANTT). **Resolução nº 4.810**. Estabelece metodologia e publica parâmetros para cálculo dos custos de frete do serviço de transporte rodoviário de cargas por conta de terceiros. 2015. Disponível em: <<https://www legisweb.com.br/legislacao/?id=302069>>. Acesso em 14 mai 2020.
- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS NATURAL E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). **Sistema de levantamento de preços. Preço médio do litro do diesel de Recife**. 2020. Disponível em: <http://preco.anp.gov.br/include/Resumo_Por_Municipio_Posto.asp>. Acesso em 19 mai 2020.
- AHEN, F.; ZETTINIG, P. What is the biggest question in CSR research? **Foresight**, v. 17, n. 3, 2015, p. 274-290.
- AJA, O.C.; AL-KAYIEM, H.H. Review of municipal solid waste management options in Malaysia, with an emphasis on sustainable waste-to-energy options. **J Mater Cycles Waste Manag.**, v. 16, 2014, p. 693–710.
- AKIL, A.M.; FOZIAH, J.; HO, C.S. The Effects of Socio-Economic Influences on Households Recycling Behaviour in Iskandar Malaysia. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, v. 202, 2015, p. 124–134.
- ALBUQUERQUE, N.L.; CHAVES, M.R.; SILVA, G.C.; SILVA, L.A. Coleta seletiva solidária entre poder público e cooperativas: revisão integrativa. **Humanidades & Tecnologia**, v. 19, 2019, p. 193-211.
- ALMEIDA, B.C.L.; ARAUJO, C.P.A. **Evolução do modo de morar em Recife: uma relação entre arquitetura e mercado imobiliário**. In: 16ª Conferência Internacional da LARES (Latin American Real Estate Society). São Paulo, 2017. Disponível em: <http://www.lares.org.br/lares2017/anais/LARES_2017_Paper_32.pdf>. Acesso em: 21 abr 2020.
- ALVAREZ, I.; GARAYAR, A.; CALVO, J.A. Development of sustainability reports for farming operations in the Basque Country using the Delphi method. **Rev. Contab.**, v. 18, 2015, p. 44–54.
- ALVES, P.R.M. **Valores do Recife: o valor do solo na evolução**. Recife: Lucy Artes Gráficas Ltda, 2009.

ANDRIANISA, H.A.; BROU, Y.O.K.; SÉHI, B.A. Role and importance of informal collectors in the municipal waste pre-collection system in Abidjan Côte d'Ivoire. **Habitat Int.**, v. 53, 2016, p. 265–273.

ANILKUMAR, P. P.; CHITHRA, K. Land Use Based Modelling of Solid Waste Generation for Sustainable Residential Development in Small/Medium Scale Urban Areas. **Procedia Environ. Sci.**, v. 35, 2016, p. 229–237.

ANTUNES, T.G.; DESENGRINI, M.E.F.; SILVA, C.B. **Obtenção de dados socioeconômicos para a gestão territorial**. In: Planejamento e gestão territorial: a sustentabilidade dos ecossistemas urbanos. Criciúma, SC: Ediunesc, 2018. Cap. 18, p. 403–430.

APARCANA, S. Approaches to formalization of the informal waste sector into municipal solid waste management systems in low- and middle-income countries: Review of barriers and success factors. **Waste Management**, v. 61, 2017, p. 593–607.

ASCHEMANN-WITZEL, J.; DE HOOGE, I.; AMANI, P.; BECH-LARSEN, T.; OOSTINDJER, M. Consumer-related food waste: causes and potential for action. **Sustainability**, v. 7, n. 6, 2015, p. 6457–6477.

ASIM, M.; BATOOL, S.A.; CHAUDHRY, M.N. Scavengers and their role in the recycling of waste in Southwestern Lahore. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 58, 2012, p. 152–162.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019**. 2019. Disponível em: <<https://abrelpe.org.br/download-panorama-2018-2019/>>. Acesso em 27 jul. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR nº 10.007: Amostragem de resíduos**. Rio de Janeiro, 2004. 14 p.

ATIENZA, V. **Sound strategies to improve the condition of the informal sector in waste management**. In: Kojima, M. (Ed.), 3R Policies for Southeast and East Asia. ERIA Research Project Report 2009–10, Jakarta, 2010. p. 102–142.

AUGUSTO PESTANA. **Descrição técnica da composição de preços para a coleta, transporte e destino final de resíduos orgânicos e seletivos domiciliares de Augusto Pestana/RS**. Prefeitura Municipal de Augusto Pestana, Rio Grande do Sul, 2019. Disponível em: <https://augustopestana.rs.gov.br/uploads/edital/21949/Projeto_Bsico_Coleta_Lixo_Augusto_Pestana_24_10.pdf>. Acesso em 26 mai 2020.

ÁVILA, G.M.; GIL, M.L. Estudo comparativo dos meios de transporte utilizados na coleta seletiva. **Brazilian Journal of Development**, v. 5, n. 9, 2019, p. 14327–14344

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

AYODELE, T.R.; OGUNJUYIGBE, A.S.O.; ALAO, M.A. Biogas recovery from municipal solid waste for electricity generation: economic and environmental sustainability for the city of Ibadan, Nigeria. **J. Clean. Prod.**, 2017a.

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

BAKO, A.G. **Municipal solid waste re-use and recycling for wealth creation and sustainable environment in Zaria, Kaduna State, Nigeria**. 2014. Disponível em: <<https://materials.projecttopics.org/89630-municipal-solid-waste-re-use-and-recycling-for-wealth-creation-and-sustainable-environment-in-zaria-kaduna-state-nigeria>>. Acesso em 14 out. 2019.

BDE-PE. **Taxa de crescimento geométrico anual da população, por situação do domicílio**. Banco de dados do Estado, 2010. Disponível em: <http://www.bde.pe.gov.br/visualizacao/Visualizacao_formato2.aspx?CodInformacao=609&Cod=3>. Acesso em: 18 de out. 2019.

BENCH, M.; WOODARD, R.; HARDER, M.; STANTZOS, N. Waste minimisation: home digestion trials of biodegradable waste. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 45, 2005, p. 84–94.

BERG, A.B.; RADZIEMSKA, M.; ADAMCOVÁ, D.; ZLOCH, J.; VAVERKOVÁ, M.D. Assessment Strategies for Municipal Selective Waste Collection – Regional Waste Management. **Journal of Ecological Engineering**, v. 19, n. 1, 2018, p. 33-41.

BERNAD-BELTRAN, D.; SIMO, A.; BOVEA, M.D. Attitude towards the incorporation of the selective collection of biowaste in a municipal solid waste management system. A case study. **Waste Manage.**, v. 34, 2014, p. 2434–2444.

BERNARDO, M.; LIMA, R.S. Planejamento e implantação de um programa de coleta seletiva: utilização de um sistema de informação geográfica na elaboração das rotas. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 9, 2017, p. 385-395.

BERTANZA, G.; ZILIANI, E.; MENONI, L. Techno-economic performance indicators of municipal solid waste collection strategies. **Waste Management**, 2018, p. 1-12.

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

BESSEN, G.R.; GÜNTHER, W.M.R.; RIBEIRO, H.; JACOBI, P.R.; DIAS, S.M. **Gestão da coleta seletiva e de organizações de catadores: indicadores e índices de sustentabilidade**. 1ª ed. Plataforma digital. São Paulo: Fundação Nacional de Saúde, 2017.

BESSEN, G.R.; RIBEIRO, H.; GÜNTHER, W.M.R.; JACOBI, P.R. Coleta seletiva na Região Metropolitana de São Paulo: impactos da política nacional de resíduos sólidos. **Ambiente & Sociedade**, v. 8, n. 3, 2014, p. 259-278.

BISPO, C.; COLOMBO, C.; BRAZ, R.; MEDEIROS, M.; SOUZA, F. Coleta seletiva em

Natal/RN: cenário das cooperativas de materiais recicláveis. **Revista Metropolitana de Sustentabilidade**, v. 7, n. 1, 2017, p. 141-159.

BOE. **Ley nº 22**, de 28 de julio 2011, Ley de residuos y suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado 181, 85650–85705. Disponível em: <<https://www.boe.es/buscar/pdf/2011/BOE-A-2011-13046-consolidado.pdf>>. Acesso em: 20 out. 2019.

BOSKOVIC, G.; JOVICIC, N. Fast methodology to design the optimal collection point locations and number of waste bins: A case study. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 12, 2015, p. 1094 – 1102.

BOSKOVIC, G.; JOVICIC, N.; JOVANOVIC, S.; SIMOVIC, V. Calculating the costs of waste collection: A methodological proposal. **Waste Management & Research**, v. 34, n. 8, 2016, p. 775 – 783.

BOUZON, M.; GOVINDAN, K.; RODRIGUEZ, C.M.T.; CAMPOS, L.M.S. Identification and analysis of reverse logistics barriers using fuzzy Delphi method and AHP. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 108, 2016, p. 182–197.

BRASIL. **Lei nº 6.938**, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF, 1981. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

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

_____. **Lei nº 9.605**, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre a Lei de crimes ambientais. Brasília, DF, 1998. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9605.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

_____. **Lei nº 9.795**, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências. Brasília, DF, 1999. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9795.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

_____. **Lei nº 10.257**, de 10 de julho de 2001. Dispõe do Estatuto das Cidades. Estabelece diretrizes gerais da política urbana e dá outras providências. Brasília, DF, 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/LEIS_2001/L10257.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

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

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

_____. **Lei nº 12.187**, de 29 de dezembro de 2009. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima e dá outras providências. Brasília, DF, 2009. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2009/lei/l12187.htm>. Acesso em: 20 out. 2019.

_____. **Lei nº 12.305**, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2010a. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 16 out. 2018.

_____. **Decreto nº 7.404**, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos. Brasília, DF, 2010b. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm>. Acesso em: 31 jul. 2020.

_____. **Lei nº 12.690**, de 19 de julho de 2012. Dispõe sobre a organização e o funcionamento das cooperativas de trabalho. Brasília/DF, 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12690.htm>. Acesso em 14 mai 2020.

_____. **Medida Provisória nº 919**. Dispõe sobre o valor do salário mínimo a vigorar a partir de 1º de fevereiro de 2020. 2020. Disponível em: <<https://www.congressonacional.leg.br/materias/medidas-provisorias/-/mpv/140423>>. Acesso em 16 jun 2020.

BRAUNGART, M.; MCDONOUGH, W.; BOLLINGER, A. Cradle-to-cradle design: creating healthy emissions e a strategy for ecoeffective product and system design. **J. Clean. Prod.**, v. 15, 2007, p. 1337-1348.

BRENNAN, R.B.; HEALY, M.G.; MORRISON, L.; HYNES, S.; NORTON, D.; CLIFFORD, E. Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. **Waste Manage.**, v. 55, 2016, p. 355–363.

BREZA-BORUTA, B. The assessment of airborne bacterial and fungal contamination emitted by a municipal landfill site in Northern Poland. **Atmo Poll Res.**, v. 7, 2016, p. 1043–1052.

BRINGHENTI, J.; ZANDONADE, E.; GÜNTHER, W.M.R. Selection and validation of indicators for programs selective collection evaluation. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, 2011, p. 876-884.

BUENROSTRO-DELGADO, O., ORTEGA-RODRIGUEZ, J. M., CLEMITSHAW, K. C., GONZÁLEZ-RAZO, C., HERNÁNDEZ-PANIAGUA, I.Y. Use of genetic algorithms to improve the solid waste collection service in an urban área. **Waste Management**. v. 41, 2015, p. 20-27.

BUNDHOO, Z.M.A. Solid waste management in least developed countries: current status and challenges faced. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, 2018, p.1867–1877.

BUQUE, L. I. B.; RIBEIRO, H. Panorama da coleta seletiva com catadores no município de Maputo, Moçambique: desafios e perspectivas. **Saúde e Sociedade**, v. 24, n. 1, 2015, p. 298-307.

CAICEDO-CONCHA, D.M., SANDOVAL-COBO, J.J., WHITING, K. An experimental study on the impact of two dimensional materials in waste disposal sites: What are the implications for engineered landfills? **Sus Environ Res**, v. 26, 2016, p. 255–261.

CALDERONI, S. A viabilidade econômica da reciclagem do lixo. **Ciência & Ambiente**, v. 10, n. 18, 1999, p. 87-100.

CAMPOS, A.C.V.; GONÇALVES, L.H.T. Perfil demográfico do envelhecimento nos municípios do estado do Pará, Brasil. **Rev Bras Enferm.**, v. 71, 2018, p. 636-643.

CAMPOS, H.K.T. Recycling in Brazil: challenges and prospects. **Resour. Conservation Recycl.**, v. 85, 2014, p. 130-138.

CAMPOS, H.K.T. **Resíduos sólidos e sustentabilidade: o papel das instalações de recuperação**. Dissertação (Mestrado). Brasília, DF: CDS-Centro de Desenvolvimento Sustentável –UnB, Universidade de Brasília, 2013.

CARDENAS, L.; CASANOVA, L. **Quezon City**. In: Solid Waste Management in the World's Cities. United Nations Human Settlements Programme, Washington, 2010. p. 74–75.

CARDOSO, M.S.S. **A gestão de resíduos sólidos urbanos na RIDE – DF: A geração e a coleta seletiva**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento Sustentável. Universidade de Brasília. Brasília, 2016, p. 113.

CARIACICA. **Plano Municipal de coleta seletiva**. Prefeitura de Cariacica. Espírito Santo/ES: Visão Ambiental, 2015.

CASTAGNA, A.; CASAGRANDE, M.; ZENI, A.; GIRELLI, E.; RADA, E.C.; RAGAZZI, M.; APOSTOL, T. 3R' from citizen point of view and their proposal: a case-study. **UPB Sci. Bull. Ser. D**, v. 75, n. 4, 2013, p. 253–264.

CASTILHOS JÚNIOR, A.B.; RAMOS, N.F.; ALVES, C.M.; FORCELLINI, F.A.; GRACIOLLI, O.D. Recyclable material waste pickers: an analysis of working conditions and operational infrastructure in the south, southeast and northeast of Brazil. **Ciência e Saúde Coletiva**, v. 18, n. 11, 2013, p. 3115–3124.

CEYLAN, Z. Estimation of municipal waste generation of Turkey using socio-economic indicators by Bayesian optimization tuned Gaussian process regression. **Waste Management & Research**, 2020.

CHEN, X., PANG, J., ZHANG, Z., LI, H. Sustainability assessment of solid waste management in China: a decoupling and decomposition analysis. **Sustainability**, v. 6, n. 12, 2014, p. 9268-9281.

CHEN, X.; GENG, Y.; FUJITA, T. An overview of municipal solid waste management in China. **Waste Manage.**, v. 30, n. 4, 2010, p. 716–724.

CHEN, Y.C.; LO, S.L. Evaluation of greenhouse gas emissions for several municipal solid waste management strategies. **J. Clean. Prod.**, v. 113, 2016, p. 606-612.

CHENG, J.; SHI, F.; YI, J.; FU, H. Analysis of the factors that affect the production of municipal solid waste in China. **Journal of Cleaner Production**, 2020.

CHHAY, L.; REYAD, M.A.H.; SUY, R.; ISLAM, M. R.; MIAN, M. M. Municipal solid waste generation in China: influencing factor analysis and multi-model forecasting. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, n. 3, 2018, p. 1761–1770.

CHI, Y.; DONG, J.; TANG, Y.; HUANG, Q.; NI, M. Life cycle assessment of municipal solid waste source-separated collection and integrated waste management systems in Hangzhou, China. **J Mater Cycles Waste Manag.**, v. 17, 2015, p. 695–706.

CHU, Z.; WU, Y.; ZHOU, A.; HUANG, W.C. Analysis of influence factors on municipal solid waste generation based on the multivariable adjustment. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 35, n. 6, 2016, p. 1629-1633.

CHU, Z.; XI, B.; SONG, Y.; CRAMPTON, E. Taking out the trash: household preferences over municipal solid waste collection in Harbin, China. **Habit. Int.**, v. 40, 2013, p. 194–200.

CIMPAN, C. et al. **Towards increased recycling of household waste: Documenting cascading effects and material efficiency of commingled recyclables and biowaste collection.** Department of Chemical Engineering, Biotechnology and Environmental Technology, University of Southern Denmark. 2015.

COLON, M.; FAWCETT, B. Community-based household waste management: lessons learnt from Exnora's 'zero waste management' scheme in two South Indian cities. **Habitat Int.**, v. 30, n. 4, 2006, p. 916-931.

COMISSÃO EUROPEIA. **Assessment of separate collection schemes in the 28 capitals of the EU.** 2015.

COMISSÃO MUNDIAL PARA O MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CMMAD). **Nosso Futuro Comum**, 2. ed. Rio de Janeiro: FGV, 1991. Disponível em: <https://edisciplinas.usp.br/pluginfile.php/4245128/mod_resource/content/3/Nosso%20Futuro%20Comum.pdf>. Acesso em: 20 out. 2020.

COMPANHIA DE PLANEJAMENTO DO DISTRITO FEDERAL (CODEPLAN). **Densidades urbanas nas regiões administrativas do Distrito Federal: Texto para discussão.** Org. Sérgio Ulisses Jatobá. Brasília: Companhia de Planejamento do Distrito Federal, 2017. ISBN 2446-7502.

COMPROMISSO EMPRESARIAL PARA A RECICLAGEM (CEMPRE). **Guia da Coleta Seletiva de Lixo.** 2014. Disponível em < <http://cempre.org.br/artigo-publicacao/manuais>>. Acesso em: 20 out. 2020.

_____. **Lixo Municipal: manual de gerenciamento integrado.** André Vilhena (Coord.) – 4º ed. São Paulo/SP: Cempre, 2018.

_____. **Pesquisa Ciclossoft 2018.** Disponível em: <<http://cempre.org.br/ciclossoft/id/9>>. Acesso em 03 jul. 2020.

CONFERÊNCIA DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO (CNUMAD). **Agenda 21**. Brasília: Senado Federal/SSET, 1996. 591 p.

CONKE, L. S.; NASCIMENTO, E. P. A coleta seletiva nas pesquisas brasileiras: uma avaliação metodológica. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 10, n. 1, 2018, p. 199–212.

COSSU, R.; WILLIAMS, I. D. Urban mining: Concepts, terminology, challenges. **Waste Management**, v. 45, 2015, p. 1–3.

CRUZ, N.F.; SIMÕES, P.; MARQUES, R.C. Economic cost recovery in the recycling of packaging waste: the case of Portugal. **J. Clean. Prod.**, v. 37, 2012, p. 8–18.

CURRAN, T.; WILLIAMS, I.D. A zero waste vision for industrial networks in Europe. **J. Hazard. Mat.**, 2012, p. 3-7.

D. Assessment of collection schemes for packaging and other recyclable waste in European Union-28 Member States and capital cities. **Waste Manag. Res.**, v. 34, 2016, p. 947–956.

D'ONZA, G.; GRECO, G.; ALLEGRINI, M. Full cost accounting in the analysis of separated waste collection efficiency: a methodological proposal. **J. Environ. Manage.**, v. 167, 2016, p. 59–65.

DALKEY, N.; HELMER, O. An experimental application of the Delphi Method to the use of experts. **Manag. Sci.**, v. 9, 1963, p. 458–467.

DE FEO, G.; DE GISI, G.; DE VITA, S.; NOTARNICOLA, M. Sustainability assessment of alternative end-uses for disused areas based on multi-criteria decision-making method. **Science of the Total Environment**, v. 631–632, 2018, p. 142–152.

DEMAJOROVIC, J.; CAIRES, E.F.; GONÇALVES, L.N.S.; SILVA, M.J.C. Integrando empresas e cooperativas de catadores em fluxos reversos de resíduos sólidos pós-consumo: o caso Vira-Lata. **Cad. EBAPE.BR**, v. 12, 2014, p. 513-532.

DEPARTAMENTO ESTADUAL DE TRÂNSITO DE PERNAMBUCO (DETRAN/PE). **Valor do seguro DPVAT 2020 de acordo com a categoria do veículo**. 2020a. Disponível em:<<https://www.seguradoralider.com.br/Seguro-DPVAT/Calendario-de-Pagamento>>. Acesso em 20 mai 2020

_____. **Valor do licenciamento de veículos**. 2020b. Disponível em:<<https://www.detran.pe.gov.br/>>. Acesso em 20 mai 2020.

DIÁRIO DA REPÚBLICA PORTUGUESA. **Portaria nº 851/2009**. Norma portuguesa que estabeleci a padronização da caracterização gravimétrica dos resíduos sólidos. 1º Série, nº 152, 7 de agosto de 2009.

DIAZ, R.; OTOMA, S. Cost–benefit analysis of waste reduction in developing countries: a simulation. **J Mater Cycles Waste Manag.**, v. 16, 2014, p. 108-114.

DOS MUCHANGOS, L.S.; TOKAI, A.; HANASHIMA, A. Analyzing the structure of barriers to municipal solid waste management policy planning in Maputo city, Mozambique. **Environ. Develop.**, v. 16, 2015, p. 76–89.

DUTRA, R.M.S.; YAMANE, L.H.; SIMAN, R.R. Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers organizations: A case study of 16 Brazilian cities. **Waste Management**, v. 77, 2018, p. 50–58.

EDJABOU, M.E., PETERSEN, C., SCHEUTZ, C., ASTRUP, T.F. Food waste from Danish households: Generation and composition. **Waste Management**, v. 52, 2016, 256–268.

EIGENHEER, E. M.; FERREIRA, J. A. Três décadas de coleta seletiva em São Francisco (Niterói/RJ): lições e perspectivas. **Eng. Sanit. Ambient**, v. 20, n. 4, 2015, p. 677-684.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION (EMF). **Towards the Circular Economy**. 2012. Disponível em: <<http://www.ellenmacarthurfoundation.org/business/reports>>. Acesso em: 20 out. 2020.

EMPRESA DE MANUTENÇÃO E LIMPEZA URBANA (EMLURB). **Informações e arquivos obtidos por meio de visitas técnicas à Empresa e por conversas com funcionários responsáveis pela gestão do serviço**. Recife/PE, 2018.

_____. **Informações solicitadas à Emlurb referentes ao ano de 2018**. Recife/PE, 2019.

ESCRIBANO, M.; DÍAZ-CARO, C.; MESIAS, F.J. A participative approach to develop sustainability indicators for dehesa agroforestry farms. **Science of the Total Environment**, 2018, p. 89–97

EUROPEAN COMMISSION. **The Roadmap to a Resource Efficient Europe**, 2011.

Disponível em:<

http://ec.europa.eu/environment/resource_efficiency/about/roadmap/index_en.htm>. Acesso em 20 out. 2020.

_____. **The Efficient Functioning of Waste Markets in the European Union**. 2016.

Disponível em:<http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/pdf/waste_market_study.pdf>. Acesso em 20 out. 2020.

_____. **Report from the commission to the European parliament, the council, the European economic and social committee and the committee of the regions on the implementation of the Circular Economy Action Plan**. 2019. Disponível em:<<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52019DC0190>>. Acesso em 07 jul 2020.

_____. **Europe 2020: a Strategy for Smart, Sustainable and Inclusive Growth**. 2020.

Disponível em:<<https://www.eea.europa.eu/policy-documents/com-2010-2020-europe-2020>>.Acesso em: 20 out. 2020.

EUROPEAN STATISTIC (EUROSTAT). **Eurostat: the statistical office of the European Union situated in Luxembourg**. 2015. Disponível em: <<http://ec.europa.eu/eurostat>>. Acessado em 16 out. 2020.

_____. **Municipal waste statistic**. Disponível em:<<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics->

explained/index.php/Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_treatment>. Acesso em 27 jul. 2020.

EXPÓSITO, A.; VELASCO, F. Municipal solid-waste recycling market and the European 2020 Horizon Strategy: A regional efficiency analysis in Spain. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, 2018, p. 938 -948.

EZEBILO, E.E. Willingness to pay for improved residential waste management in a developing country. **Int. J. Environ. Sci. Technol.**, v. 10, 2013, 413–422.

FAMI, H. S.; ARAMYAN, L. H.; SIJTSEMA, S. J.; ALAMBAIGI, A. Determinants of household food waste behavior in Tehran city: A structural model. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 143, 2019, 154–166.

FARIAS, R.M.S. **Análise de rotas tecnológicas para gestão eficiente dos resíduos sólidos urbanos: Caso do Distrito Federal**. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE, 2018.

FEI, F.; QU, L.; WEN, Z.; XUE, Y.; ZHANG, H. How to integrate the informal recycling system into municipal solid waste management in developing countries: Based on a China's case in Suzhou urban area. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 110, 2016, p. 74–86.

FERNANDES, P.A.A.; CÂNDIDO, G.A. Da sustentabilidade à competitividade: um caminho viável? **Rev. Ges. Sust. ambiente.**, v.4, n.1, 2015, p. 55 – 76.

FERNÁNDEZ-ARACIL, P.; ORTUÑO-PADILLA, A.; MELGAREJO-MORENO, J. Factors related to municipal costs of waste collection service in Spain. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, 2018, p. 553–560.

FERREIRA, F.; AVELINO, C.; BENTES, I.; MATOS, C.; TEIXEIRA, C.A. Assessment strategies for municipal selective waste collection schemes. **Waste Management**, v. 59, 2017, p. 3–13.

FERRONATO, N.; PREZIOSI, G.; GORRITTY PORTILLO, M.A.; GUISBERT LIZA RAZU, E.G.; TORRETTA, V. Assessment of municipal solid waste selective collection scenarios with geographic information systems in Bolivia. **Waste Management**, v. 102, 2020, p. 919–931.

FIDELIS, R.; COLMENERO, J.C. Evaluating the performance of recycling cooperatives in their operational activities in the recycling chain. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 130, 2018, p. 152–163

FITZGERALD, G.C.; KRONES, J.S.; THEMELIS, N. J. Greenhouse gas impact of dualstream and singlstream collection and separation of recyclables. **Resour. Conserv. Recycl.** v. 69, 2012, p. 50–56.

FLORKOWSKI, W.J.; US, A.; KLEPACKA, A.M. Food waste in rural households support for local biogás production in Lubelskie Voivodship (Poland). **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 136, 2018, p. 46–52.

FRANCA, L.S.; RIBEIRO, G.M.; CHAVES, G.L.D. The planning of selective collection in a real-life vehicle routing problem: A case in Rio de Janeiro. **Sustainable Cities and Society**, v. 47, 2019.

FUJITA, K.; HILL, R.C. The zero waste city: Tokyo's quest for a sustainable environment. **J. Comp. Policy Anal.**, v. 9, n. 4, 2007, p. 405-425.

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS (FIPE). **Alíquotas para os diferentes veículos de Pernambuco**. 2020b. Disponível em: <<https://veiculos.fipe.org.br/>>. Acesso em 20 mai 2020

FUNDAÇÃO INSTITUTO DE PESQUISAS ECONÔMICAS (FIPE). **Consulta de caminhões e micro-ônibus**. 2020a. Disponível em: <<https://veiculos.fipe.org.br/>>. Acesso em 20 mai 2020.

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

GABRIEL, I. M. O Município na Constituição brasileira: competência legislativa. **Revista Jus Navigandi**, v. 15, 2010.

GAIANI, S.; CALDEIRA, S.; ADORNO, V.; SEGRÈ, A.; VITTUARI, M. Food wasters: profiling consumers' attitude to waste food in Italy. **Waste Manag.**, v. 72, 2018, p. 17–24.

GALLARDO, A.; BOVEA, M.; COLOMER, F.; PRADES, M.; CARLOS, M. Comparison of different collection systems for sorted household waste in Spain. **Waste Manag.**, v. 31, n. 7, 2010, p. 379–406.

GALLARDO, A.; BOVEA, M.D.; COLOMER, F.J.; PRADES, M. Analysis of collection systems for sorted household waste in Spain. **Waste Manag.**, v. 32, 2012, p. 1623–1633.

GALLARDO, A.; CARLOS, M.; COLOMER, F.; EDO-ALCÓN, N. Analysis of the waste selective collection at drop-off systems: Case study including the income level and the seasonal variation. **Waste Management & Research**, v. 36, n. 1, 2018, p. 30–38.

GALLARDO, A.; CARLOS, M.; PERIS, M.; COLOMER, F.J. Methodology to design a municipal solid waste generation and composition map: A case study. **Waste Management**, v. 34, 2014, p. 1920–1931.

GALLARDO, A.; CARLOS, M.; PERIS, M.; COLOMER, F.J. Methodology to design a municipal solid waste pre-collection system. A case study. **Waste Management**, v. 36, 2015, p. 1–11.

GAMBERINI, R.; DEL BUONO, D.; LOLLI, F.; RIMINI, B. Municipal solid waste management: identification and analysis of engineering indexes representing demand and costs generated in virtuous Italian communities. **Waste Manage.**, v. 33, 11, p. 2013, 2532–2540.

GANDY, M. Rethinking urban metabolism: water, space and the modern city. **City**, v. 8, n. 3, 2004, p. 363–379.

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

GHISOLFI, V.; CHAVES, G.D.L.D.; SIMAN, R.R.; XAVIER, L.H. System dynamics applied to closed loop supply chains of desktops and laptops in Brazil: a perspective for social inclusion of waste pickers. **Waste Manage.**, v. 60, 2017, p. 14–31.

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

GIL, M. L., DE ALMEIDA, M. P., ANDRADE, C. D., MELLO, S. L. DE M., ÁVILA, G. M., & DA FONSECA, E. M. Territorialidade da coleta seletiva de resíduos sólidos: estudo de caso na cidade do Rio de Janeiro como subsídio à gestão pública. **Sistemas & Gestão**, v. 14, n. 4, 2019, p. 356-369.

GIL, M.L.; AVILA, G.M. Estudo comparativo dos meios de transporte utilizados na coleta seletiva. **Cidades Verdes**, v. 05, n. 11, 2017, p. 61–74.

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

GONÇALVES, A.T.T.; MORAES, F.T.F.; MARQUES, G.L.; LIMA, J.P.; LIMA, R.S. Urban solid waste challenges in the BRICS countries: a systematic literature review. **Rev. Ambient. Água**, v. 13, n. 2, 2018, p. 21-57.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatísticas em Ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GOWDY, J.; ERICKSON, J.D. The approach of ecological economics. **Camb. J. Econ.**, v. 29, 2005, p. 207–222.

GRANDE RECIFE. **Valor unitário da tarifa A do transporte público da cidade de Recife**. 2020. Disponível em: <<https://www.granderecife.pe.gov.br/sitegrctm/transporte/dados-e-estatisticas/tarifas/>>. Acesso em 19 jun 2020.

GRECO, G.; ALLEGRI, M.; LUNGO, C.D.; SAVELLINI, P.G.; GABELLINI, L. Drivers of solid waste collection costs. Empirical evidence from Italy. **Journal of Cleaner Production**, v. 106, 2015, p. 364 – 371.

GUARDABASSIO, E.V.; PEREIRA, R.S.; AMORIM, W.A.C. Geração de Trabalho e Renda por Meio do Cooperativismo. **Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 1, 2017, p. 41-54.

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

GUERRINI, A.; CARVALHO, P.; ROMANO, G.; CUNHA MARQUES, R. Assessing efficiency drivers in municipal solid waste collection services through a non-parametric method. **J. Clean. Prod.**, v. 147, n. 20, 2-17, p. 431-441.

GUTBERLET, J. Briefing: social facets of solid waste: insights from the global south. **Waste Resour. Manage.**, v. 166, n. 3, 2013, p. 110–113.

GUTBERLET, J. Cooperative urban mining in Brazil: Collective practices in selective household waste collection and recycling. **Waste Management**, v. 45, 2015, p. 22–31

GUTBERLET, J. More inclusive and cleaner cities with waste management coproduction: insights from participatory epistemologies and methods. **Habitat Int.**, v. 46, 2014, p. 234–243.

GWOREK, B.; DMUCHOWSKI, W.; GOZDOWSKI, D.; KODA, E.; OSIECKA, R.; BORZYSZKOWSKI, J. Influence of a Municipal Waste Landfill on the Spatial Distribution of Mercury in the Environment. **PLoS ONE**, v. 10, n. 7, 2015.

HANSSEN, O.J.; SYVERSEN, F.; STØ, E. Edible food waste from Norwegian households - Detailed food waste composition analysis among households in two different regions in Norway. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 109, 2016, p. 146–154.

HARTMANN, C. Waste picker livelihoods and inclusive neoliberal municipal solid waste management policies: The case of the La Chureca garbage dump site in Managua, Nicaragua. **Waste Manage.**, v. 71, 2018, p. 565–577.

HEBROK, M.; BOKS, C. Household food waste: drivers and potential intervention points for design – an extensive review. **J. Clean. Prod.**, v. 151, 2017, p. 380–392.

HIDALGO, D.; MARTÍN-MARROQUÍN, J.M.; CORONA, F.; JUARISTI, J.L. Sustainable vacuum waste collection systems in areas of difficult access. **Tunnelling and Underground Space Technology**, v. 81, 2018, p. 221–227.

HOORNWEG, D., BHADA-TATA, P. **What a waste: a global review of solid waste management, urban development & local government unit**. World Bank, Washington, DC, 2012.

HOORNWEG, D., BHADA-TATA, P., KENNEDY, C. Peak Waste: When is it likely to occur? **J. Industrial Ecol.**, v. 19, n. 1, 2014, p. 117–128.

HORRILLO, A.; ESCRIBANO, M.; MESIAS, F.J.; ELGHANNAM, A.; GASPAR, P. Is there a future for organic production in high ecological value ecosystems? **Agric. Syst.**, v. 143, 2016, p. 114–125.

HSU, Y.L.; LEE, C.H.; KRENG, V.B. The application of fuzzy Delphi method and fuzzy AHP in lubricant regenerative technology selection. **Expert Syst. Appl.**, v. 37, n. 1, 2010, p. 419–425.

HU, Y.; POUSTIE, M. Urban mining demonstration bases in China: A new approach to the reclamation of resources. **Waste Management**, v. 79, 2018, p. 689–699

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; NÓBREGA, C.C.; BOVEA, M.D.; SILVA, C.M.; VIRGOLINO, J.L.F. Influence of implementing selective collection on municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 134, 2018, 100–111.

ILIĆ, M.; NIKOLIĆ, M. Drivers for development of circular economy - A case study of Serbia. **Habitat International**, v. 56, 2016, p. 191–200.

INSTITUTO BRASILEIRO DE AUDITORIA DE OBRAS PÚBLICAS (IBRAOP). **Análise do dimensionamento da frota**. 2017. Disponível em: <<http://www.ibraop.org.br/wp-content/uploads/2017/10/PROC-IBR-RSU-002-2017.pdf>>. Acesso em 26 mai 2020.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Resultados do Universo**. Sinopse do Censo Demográfico 2010. 2010a. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/default_resultados_universo.shtm>. Acesso em 18 out. 2019.

_____. **Censo 2010**. 2010b. Disponível em: <<https://censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 18 out. 2019.

_____. **Censo Demográfico. Resultados do universo: características da população e domicílios**. 2010. Disponível em <<http://www2.recife.pe.gov.br/servico/pina?op=NzQ0MQ==>>. Acesso em 23 abr 2020.

_____. **Base de informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por setor censitário**. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/redeipea/images/pdfs/base_de_informacoes_por_setor_censitario_universo_censo_2010.pdf>. Acesso em: 18 out. 2020.

_____. **Situação social das catadoras e dos catadores de material reciclável e reutilizável - Brasil**. Brasília, 2013. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/situacao_social/131219_relatorio_situacao_social_mat_recicavel_brasil.pdf>. Acesso em 03 jul. 2020.

_____. **Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2016. 146 p. ISSN 1516-3296

_____. **Escalas da urbanização brasileira: texto para discussão**. Org. Rosa Moura, Samara Oliveira, Bolívar Pêgo. Rio de Janeiro: IPEA, 2018.

_____. **Estimativas da população para 2018**. Censo Demográfico. Resultados do universo: características da população e domicílios. 2018.

_____. **IBGE Cidade – Recife. Estimativa das informações socioeconômicas de Recife para o ano de 2018 com base no Censo de 2010**. 2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pe/recife/panorama>>. Acesso em: 17 out. 2019.

INSTITUTO NENUCA DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL (INSEA). **Análise comparada de custos da coleta seletiva realizada pelos catadores, pela prefeitura e por empresas contratadas**. Belo Horizonte-MG: INSEA, 2010. Disponível em: <<http://www.mnecr.org.br/biblioteca/publicacoes/relatorios-e-pesquisas/analise-comparada-de-custos-da-coleta-seletiva-realizada-pelos-catadores-pela-prefeitura-e-por-empresas-contratadas>>. Acesso em 25 jun. 2020.

_____. **Prestação de serviços de coleta seletiva por empreendimentos de catadores: instrumentos metodológicos para contratação**. LIMA, F. P. A. (Org.). Belo Horizonte: INSEA, 2013.

INTERNATIONAL SOLID WASTE ASSOCIATION (ISWA). **Globalization and Waste Management. Phase 1: Concepts and Facts**. 2012. Disponível em: <<https://www.gpmarinelitter.org/resources/information-documents/globalisation-and-waste-management-phase-1-concept-and-facts-2012>>. Acesso em 14 out. 2020.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Desenvolvimento Humano**

para Além das Médias. Brasília: PNUD/IPEA/FJP, 2017. 127 p. ISBN: 978-85-88201-45-3

JACOBI, P. R.; BESEN, G. R. Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. **Estud. av.**, v. 25, n.71, 2011, p. 135-158.

JADOON, A.; BATOOL, S.A.; CHAUDHRY, M.N. Assessment of factors affecting household solid waste generation and its composition in Gulberg Town, Lahore, Pakistan. **J. Mater. Cycles Waste Manag.**, v. 16, 2014, 73–81.

JAKUBIAK, M. The Improvement in Collection of Municipal Waste on the Example of a Chosen Municipality. **Transportation Research Procedia**, v. 16, 2016, 122-129

JANK, A.; MÜLLER, W.; SCHNEIDER, I.; GERKE, F.; BOCKREIS, A. Waste separation press (WSP): a mechanical pretreatment option for organic waste from source separation. **Waste Manage.**, v. 39, 2015, p. 71–77

JANSSEN, A.M.; NIJENHUIS-DEVRIES, M.A.; BOER, E.P.; KREMER, S. Fresh, frozen, or ambiente food equivalents and their impact on food waste generation in Dutch households. **Waste Manag.**, v. 67, 2017, p. 298–307.

JAUNICH, M.K.; LEVIS, J.W.; DECAROLIS, J.F.; GASTON, E.V.; BARLAZ, M.A.; BARTELT-HUNT, S.L.; JONES, E.G.; HAUSER, L.; JAIKUMAR, R. Characterization of municipal solid waste collection operations. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 114, 2016, p. 92–102.

JOHNSON, M.; FITZPATRICK, C.; WAGNER, M.; HUISMAN, J. Modelling the levels of historic waste electrical and electronic equipment in Ireland. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 131, 2018, p. 1–16.

JONES, R.V.; LOMAS, K.J. Determinants of high electrical energy demand in UK homes: Socio-economic and dwelling characteristics. **Energy Build.**, v. 101, 2015, p. 24–34.

JÓNSSON, J.Ö.G.; DAVÍÐSDÓTTIR, B.; JÓNSDÓTTIR, E.M.; KRISTINSDÓTTIR, S.M.; RAGNARSDÓTTIR, K.V. Soil indicators for sustainable development: a transdisciplinary approach for indicator development using expert stakeholders. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 232, 2016, p. 179–189.

JØRGENSEN, A.; LE-BOQC, A.; NAZAKINA, L.; HAUSCHILD, M. Methodologies for social lifecycle assessment. **Int. J. Life Cycle Anal.**, v. 13, n. 2, 2008, p. 96–103.

JUCÁ, J. F. T.; FIRMO, A.L.B.; OLIVEIRA, L.R.G.; BRITO, E.P.L.; SILVA, R.C.P.; GÓIS, T.M.L. **Estudo da geração e composição dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Recife**. Relatório técnico - Versão final. Recife/PE: Vital Engenharia, 2014.

JUCÁ, J.F.T.; SILVA, R.C.P.; HOLANDA, S.H.B.; AGUIAR, A.C.; SILVA, C.B.F. **Estudo simplificado da composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares dispostos no aterro sanitário CTR Candeias**. Recife/PE: CTR Candeias, 2020.

KAMRAN, A.; CHAUDHRY, M.N.; BATOOL, S.A. Effects of socio-economic status and seasonal variation on municipal solid waste composition: a baseline study for future planning and development. **Environ Sci Eur**, v. 27, n. 16, 2015.

KARPUŠENKAITE, A.; RUZGAS, T.; DENAFAS, G. Time-series-based hybrid mathematical modelling method adapted to forecast automotive and medical waste generation: Case study of Lithuania. **Waste Management & Research**, v. 36, 2018, 454–462.

KASHYAP, P.; VISVANATHAN, CH. **Municipal Solid Waste Management in Asia and the Pacific**. Challenges and strategic solutions. In: Pariatamby, Agamuthu, Tanaka, Masaru (Eds.), Book.: Environmental Science. Springer, 2014.

KENNEDY, C.; CUDDIHY, J.; ENGEL-YAN, J. The changing metabolism of cities. **Journal of Industrial Ecology**, v. 11, n. 2, 2008, p. 43-59.

KHAN, D.; KUMAR, A.; SAMADDER, S.R. Impact of socioeconomic status on municipal solid waste generation rate. **Waste Management**, v. 49, 2016, 15–25.

KHARAT, M.G.; MURTHY, S.; KAMBLE, S.J.; RAUT, R.D.; KAMBLE, S.S.; KHARAT, M.G. Fuzzy multi-criteria decision analysis for environmentally conscious solid waste treatment and disposal technology selection. **Technology in Society**, v. 57, 2019, 20–29.

KINUTHIA, J.M., NIDZAM, R.M. Towards zero industrial waste: utilization of brick dust waste in sustainable construction. **Waste Manage.**, v. 31, n. 8, 2011, p. 1867-1878.

KODA, E., OSINSKI, P., SIECZKA, A., WYCHOWANIAK, D. A real Distribution of Ammonium Contamination of Soil-Water Environment in the Vicinity of Old Municipal Landfill Site with Vertical Barrier. **Water**, v. 7, 2015, p. 2656–2672

KODA, E.; MISZKOWSKA, A.; SIECZKA, A. Levels of Organic Pollution Indicators in Groundwater at the Old Landfill and Waste Management Site. **Appl Sci.**, v. 7, 2017.

KOUTAMANIS, A.; VAN REIJN, B.; VAN BUEREN, E. Urban mining and buildings: A review of possibilities and limitations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 138, 2018, p. 32–39.

KRUPP, R.; SILVA R.M.; VIEIRA, G.B.B. A Logística Reversa de Pós-Consumo: Um estudo de caso na cooperativa Cootre de Esteio-RS. **Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, 2017, p. 73-86.

LAKATOS, E.S.; CIOCA, L.I.; DAN, V.; CIOMOS, A.O.; CRISAN, O.A.; BARSAN, G. Studies and investigation about the attitude towards sustainable production, consumption and waste generation in line with circular economy in Romania. **Sustainability**, v. 10, n. 865, 2018, p. 1 – 25.

LAKATOS, E.S.; CRISAN, O.A.; LAKATOS, D.; BEJAN, M. Circular economy paradigm. A challenge for the intelligent city. **AGIR Bull.**, v. 1, 2017b, p. 191–201.

LAKATOS, E.S.; RUSU, T.; CRISAN, O.A. An effective alternative to linear economy: Circular economy. **AGIR Bull.**, v. 31, 2017a, p. 21–31.

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

LELLA, J.; MANDLA, V.R.; ZHU, X. Solid waste collection/transport optimization and vegetation land cover estimation using Geographic Information System (GIS): A case study of a proposed smart-city. **Sustainable Cities and Society**, v. 35, 2017, p. 336–349.

LEMAITRE, A.; HELMSING, H.J. Solidarity economy in Brazil: movement, discourse and practice. Analysis through a Polanyian understanding of the economy. **J. Int. Dev.**, v. 24, n. 6, 2012, p. 745–762.

LEME, M.M.V.; ROCHA, M.H.; LORA, E.E.S.; VENTURINI, O.J.; LOPES, B.M.; FERREIRA, C.H. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from municipal solid waste (MSW) in Brazil. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 87, 2014, p. 8–20.

LIMA, F.D.P.A.; DE OLIVEIRA, F.G.; BÉGUIN, P.; DUARTE, F.M. Recycling and social technologies for sustainability: The Brazilian experience of wastepickers' inclusion in selective collection programs. **Work**, v. 57, n. 3, 2017, p. 363–377.

LIMA, G.C.T. **Análise de sustentabilidade econômica da coleta seletiva**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Estadual Paulista. Ilha Solteira – SP, 2010. p. 1 – 92.

LIMA, M. Raça e pobreza em contextos metropolitanos. **Revista de Sociologia**, v. 24, n. 2, 2012, p. 233-254.

LIMA, N.S.S.; MANCINI, S.D. Integration of informal recycling sector in Brazil and the case of Sorocaba City. **Waste Management Resource**, v. 35, n. 7, 2017, p. 721–729

LIMA, R.M.S.R.; SILVA, S.M.C.P. Evaluation of a municipal program of selective collection in the context of the national policy of solid waste. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 35, n. 4, 2013, p. 645-653.

LINO, F.A.M.; ISMAIL, K.A.R. Contribution of Recycling of Municipal Solid Waste to the Social Inclusion in Brazil. **Journal of Waste Management**, 2013, p. 1-4.

LINO, F.A.M.; ISMAIL, K.A.R. Municipal solid waste as sustainable energy source for Brazil. **Int. J. Energy Power Eng.**, v. 4, n. 4, 2015, p. 197–204.

LINO, F.A.M.; ISMAIL, K.A.R. Recycling and thermal treatment of MSW in a developing country. **IOSR J. Eng.**, v. 7, n. 7, 2017, p. 30–38.

LINGER, R.; SALHOFER, S. Municipal solid waste recycling and the significance of informal sector in urban China. **Waste Manage. Res.**, v. 32, n. 9, 2014, p. 896–907.

LINZNER, R.; LANGE, U. Role and size of informal sector in waste management - a review. **Waste Resour. Manage.**, v. 166, n. 2, 2013, p. 69–83.

LISS, G.; CHRISTOPHER, L. **Intro to Zero Waste and Zero Waste Community Planning**. Power Point Presentation, Rockford, 2012. Disponível em: <<http://www.grrn.org/nowst/uploads/assets/conf2012/Intro%20to%20ZW%20%26%2020ZW%20Community%20Planning%202012.pdf>>. Acesso em 14 out. 2019.

LIU, J.; LI, Q.; GU, W.; WANG, C. The Impact of Consumption Patterns on the Generation

of Municipal Solid Waste in China: Evidences from Provincial Data. **Int. J. Environ. Res. Public Health**, v. 16, 2019.

LOLLI, F.; ISHIZAKA, A.; GAMBERINI, R.; RIMINI, B.; FERRARI, A.M.; MARINELLI, S.; SAVAZZA, R. Waste treatment: an environmental, economic and social analysis with a new group fuzzy Promethee approach. **Clean Technol. Environ. Policy**, v. 18, 2016, p. 1317–1332.

LOMOLINO, A.L.G. **Dinâmica da verticalização em edifícios de alta renda em Uberlândia, Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade Federal de Uberlândia. Uberlândia/MG, 2019. 139p.

MAA, J.; HIPELB, K.W. Exploring social dimensions of municipal solid waste management around the globe – A systematic literature review. **Waste Management**, v. 56, 2016, 3–12.

MAFORTE NETTO, M.; GUIMARÃES, V.A.; LEAL JUNIOR, I.C. Coleta seletiva de lixo reciclável em Angra dos Reis/RJ: análise da evolução municipal e da participação popular. **Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, 2017, p. 164-181.

MAIMOUN, M.A.; REINHART, D.R.; MADANI, K. An environmental-economic assessment of residential curbside collection programs in Central Florida. **Waste Manage.**, v. 54, 2016, p. 27–38.

MAPAR, M.; JAFARI, M.J.; MANSOURI, N.; ARJMANDI, R.; AZIZINEJAD, R.; RAMOS, T.B. Sustainability indicators for municipalities of megacities: integrating health, safety and environmental performance. **Ecol. Indic.**, v. 83, 2017, p. 271–291.

MARCONI, M.A.; LAKATOS, E.M. **Fundamentos de metodologia científica**. 8º ed. São Paulo: Atlas, 2017.

MARQUES, E. A. F.; VASCONCELOS, M. C. R. L.; GUIMARÃES, E. H. R.; BARBOSA, F. H. F. Gestão da Coleta Seletiva de Resíduos Sólidos no Campus Pampulha da UFMG: Desafios e Impactos Sociais. **Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 3, 2017, p. 131-149.

MARTINHO, G.; GOMES, A.; SANTOS, P.; RAMOS, M.; CARDOSO, J.; SILVEIRA, A.; PIRES A. A case study of packaging waste collection systems in Portugal – Part I: Performance and operation analysis. **Waste Management**, v. 61, 2017, p. 96–107.

MASON, I.G.; BROOKING, A.K.; OBERENDER, A.; HARFORD, J.M.; HORSLEY, P.G.. Implementation of a zero waste program at a university campus. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 38, n. 4, 2003, p. 257-269.

MATETE, N.; TROIS, C. Towards zero waste in emerging countries e a South African experience. **Waste Manage.**, v. 28, n. 8, 2008, p. 1480-1492.

MATTAR, L.; ABIAD, M.; CHALAK, A.; DIAB, M.; HASSAN, H. Attitudes and behaviors shaping household food waste generation: lessons from Lebanon. **J. Clean. Prod.**, v. 198, 2018, p. 1219–1223.

MATTER, A.; MEHEDI, A.; MARBACH, M.; ZURBRUGG, C. Impacts of policy and market incentives for solid waste recycling in Dhaka, Bangladesh. **Waste Manage.**, v. 39, 2015, p. 321–328.

MEDEIROS, J.E.S.F., PAZ, A.R., MORAIS JÚNIOR, J.A. Análise da evolução e estimativa futura da massa coletada de resíduos sólidos domiciliares no município de João Pessoa e relação com outros indicadores de consumo, **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, 2015, p. 119-130.

MELECE, L. Challenges and opportunities of circular economy and green economy. **Eng. Rural Develop.**, 2016, 1162-1169.

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

MIKULCIC, H.; DUIC, N.; DEWIL, R. Environmental management as a pillar for sustainable development. **J. Environ. Manag.**, v. 203, 2017, p. 867-871.

MILLER, B.; SPERTUS, J.; KAMGA, C. Costs and benefits of pneumatic collection in three specific New York City cases. **Waste Manage.**, v. 34, 2014, p. 1957–1966.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Dinâmica populacional, urbanização e meio ambiente: Subsídios para Rio+20**. Org. John Sydenstricker-Neto, Harley Silva e Roberto Luís Monte-Mór. Brasília: UNFPA – Fundo de População das Nações Unidas, 2015. ISBN 978-85-98579-15-3.

MIRANDA R. et al. **Analysis of the quality of the recovered paper from commingled collection systems**. Department of Chemical Engineering, Faculty of Chemistry, Complutense University of Madrid. 2012.

MONAVARI, S.M.; OMRANI, G.A.; KARBASSI, A.; RAOOF, F.F. The effects of socioeconomic parameters on household solid-waste generation and composition in developing countries (a case study: Ahvaz, Iran). **Environ. Monit. Assess.**, v. 184, 2012, p. 1841–1846.

MONTEIRO NETO, F.G. **Estudo da desoneração dos serviços de limpeza urbana e destinação final dos resíduos sólidos da cidade do Recife-PE**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco. Recife/PE, 2016.

MORA, C.; MANZINI, R.; GAMBERI, M.; CASCINI, A. Environmental and economic assessment for the optimal configuration of a sustainable solid waste collection system: a ‘kerbside’ case study. **Prod. Plan. Control.**, v. 25, 2014, p. 737–761.

MORRIS, J. Recycling versus incineration: an energy conservation analysis. **J. Hazard. Mater.**, v. 47, 1996, p. 277–293.

MOURA, G.R.; SERRANO, A.L.M.; GUARNIERI, P. Análise socioeconômica dos catadores de materiais recicláveis no Distrito Federal. **Holos**, v. 3, 2016, p. 251-273.

MOURA, J.M.B.M.; PINHEIRO, I.G.; CARMO, J.L. Gravimetric composition of the rejects coming from the segregation process of the municipal recyclable wastes. **Waste Management**, v. 74, 2018, p. 98–109.

MOUTINHO, C. S. **Determinantes da coleta seletiva nos municípios brasileiros**. Dissertação (Mestrado). Escola Nacional de Ciências Estatísticas, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro, 2013.

MUNOZ-CADENA, C.E.; LINA-MANJARREZ, P.; ESTRADA-IZQUIERDO, I.; RAMON-GALLEGOS, E. An approach to litter generation and littering practices in a Mexico City Neighborhood. **Sustainability**, v. 4, 2012, p. 1733–1754.

MUNYAI, O.; NUNU, W. N. Health effects associated with proximity to waste collection points in Beitbridge Municipality, Zimbabwe. **Waste Management**, v. 105, 2020, p. 501–510.

NADALIN, V.G.; FURTADO, B.A.; RABETTI, M. Concentração intraurbana de população e empregos: os centros antigos das cidades brasileiras perderam primazia? **R. Bras. Est. Pop.**, v. 35, n. 3, 2018.

NAMLIS, K.G.; KOMILIS, D. Influence of four socioeconomic indices and the impact of economic crisis on solid waste generation in Europe. **Waste Management**, v. 89, 2019, p. 190–200.

NAUSTDALSLID, J. Circular economy in China – the environmental dimension of the harmonious society. **Int. J. Sust. Dev. World**, v. 21, n. 4, 2014, 303–313.

NAZMUL -ISLAM, K.M. Municipal solid waste to energy generation in Bangladesh: possible scenarios to generate renewable electricity in Dhaka and Chittagong city. **J. Renew. Energy**, 2016, p. 1–17.

NGUYEN, T.T.P.; ZHU, D.; LE, N.P. Factors influencing waste separation intention of residential households in a developing country: Evidence from Hanoi, Vietnam. **Habitat International**, v. 48, 2015, p. 169 – 176.

NGUYEN, T.T.T.; WILSON, B.G. Fuel consumption estimation for kerbside municipal solid waste (MSW) collection activities. **Waste Manage. Res.**, v. 28, 2010, p. 289– 297.

NHEM, S.; LEE, Y.J.; PHIN, S. Sustainable management of forest in view of media attention to REDD + policy, opportunity and impact in Cambodia. **Forest Policy Econ.**, v. 85, 2017, p. 10–21.

OIT. **The Informal Economy and Decent Work: A Policy Resource Guide Supporting Transitions to Formality**. Employment Policy Department. Geneva, 2013.

OLIVEIRA, F.T.; PEREIRA, I.S. Coleta seletiva com inclusão social dos catadores e viabilidade econômica. **Revista dos Estudantes de Públicas**, v. 1, n. 1, 2015, p. 55-70

OLIVEIRA, T.B.; GALVÃO JUNIOR, A.C. Planejamento municipal na gestão dos resíduos sólidos urbanos e na organização da coleta seletiva. **Eng Sanit Ambient**, v. 21, n.1, 2016, p.55 - 64.

OLIVEIRA, T.D.; NEUMANN, M.A.; WIECZOREK, L.G. Verticalização urbana: um quantitativo de edificações verticais na rua do comércio em Ijuí – RS. **Revista CIATEC – UPF**, v.10, n. 1, 2018, p. 86-94.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS - ONU. **Objetivos de desenvolvimento sustentável**. 2015. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/>>. Acesso em: 20 out. 2020.

ORTAN, C.; CIOMOS, A.O.; PAVEL, O.A.; LAKATOS, E.S. Circular economy and the field of electronic and electrical components. **AGIR Bull.**, v. 29, 2016, p. 175–182.

PARK J.Y.; CHERTOW M.R. Establishing and testing the “reuse potential” indicator for managing waste as resources. **J. Environ Manag.**, v. 137, 2014, p. 45–53.

PELTOLA, T.; AARIKKA-STENROOS, L.; VIANA, E.; MAKINEN, S. Value capture in business ecosystems for municipal solid waste management: comparison between two local environments. **Journal of Cleaner Production**, v. 137, n. 1, 2016, p. 1270-1279.

PEREIRA, T.G.; TENÓRIO, R.S.; FERREIRA FILHO, H.R.; BELTRÃO, N.E.S.; PONTES, A.N. Survey of socio-economic and environmental aspects of selective collection of waste cooperatives in the city of Belém. **Espacios**, v. 36, n. 8, 2015, p. 12– 12.

PERNAMBUCO. **Lei Estadual nº 12.008**, de 01 de junho de 2001 (Revogada). Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. Diário Oficial [do] Estado de Pernambuco, Recife, PE, p. 5, coluna 1, 02 jun. 2001.

_____. **Lei Estadual nº 13.047**, de 26 de junho de 2006. Dispõe sobre a obrigatoriedade da implantação da coleta seletiva de lixo nos condomínios residenciais e comerciais, nos estabelecimentos comerciais e industriais e órgãos públicos federais, estaduais e municipais no âmbito do Estado de Pernambuco, e dá outras providências. 2006. Disponível em: <http://www.semas.pe.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=eb65fa8a-bc20-426b-8b81-556e4f5234cf&groupId=709017>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Estadual nº 14.236**, de 13 de dezembro de 2010. Dispõe sobre a Política Estadual de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. 2010a. Diário Oficial [do] Estado de Pernambuco, Recife, PE, p. 7, coluna 2, 14 Dez. 2010.

_____. **Lei Estadual nº 14.090**, de 17 de junho de 2010. Institui a Política Estadual de Enfrentamento às Mudanças Climáticas de Pernambuco, e dá outras providências. 2010b. Disponível em: <http://www.semas.pe.gov.br/c/document_library/get_file?uuid=ae64c7af-2591-4e4c-b5a0-bcf99760b16b&groupId=709017>. Acesso em 03 dez 2020.

_____. **Decreto Estadual nº 35.705**, de 21 de outubro de 2010. Institui o Fórum Pernambucano de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. 2010c. Disponível em: <http://www.semas.pe.gov.br/c/document_library/get_file?p_l_id=34293988&folderId=34293853&name=DLFE-171711.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Decreto Estadual nº 35.706**, de 21 de outubro de 2010. Institui o Comitê Estadual de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. 2010d. Disponível em: <http://www.semas.pe.gov.br/c/document_library/get_file?p_l_id=34293988&folderId=34293853&name=DLFE-171712.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Decreto Estadual nº 38.483**, de 1 de agosto de 2020. Torna obrigatória a observância, pela Administração Pública Direta e Indireta do Estado de Pernambuco, do Plano Estadual de Resíduos Sólidos, e dá outras providências. 2012. Disponível em: <http://www.semas.pe.gov.br/c/document_library/get_file?p_l_id=34293988&folderId=34293853&name=DLFE-171713.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Estadual nº 15.809**, de 17 de maio de 2016. Institui a Política Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais, cria o Programa Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais e o Fundo Estadual de Pagamento por Serviços Ambientais. 2016. Disponível em: <http://www.semas.pe.gov.br/c/document_library/get_file?p_l_id=34293988&folderId=34293844&name=DLFE-171709.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. Secretaria das cidades. **Plano de resíduos sólidos da região de desenvolvimento metropolitana de Pernambuco, incluindo programa de coleta seletiva**. Produto 6 – Dimensionamento das instalações e equipamentos de coleta seletiva. Recife/PE: Caruso Jr, 2018

_____. Secretaria de Desenvolvimento Urbano e Habitação. **Dimensionamento das instalações e equipamentos de coleta seletiva**. Recife: Caruso Jr, 2018. 293p. Disponível em: <<http://www.seduh.pe.gov.br/web/secid/programas-acoes/consorcio-metropolitano-de-residuos-solidos>>. Acesso em 04 maio 2020.

PESQUISA NACIONAL POR AMOSTRAS A DOMICÍLIOS (PNAD). **Características gerais dos domicílios e dos moradores: 2018**. Rio de Janeiro: IBGE, 2019. ISBN: 9788524044915. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=2101654>>. Acesso em 24 abr 2020.

PHILLIPS, P.S.; TUDOR, T. A critical review of a key waste strategy initiative in England: zero waste places projects 2008 e 2009. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 55, n. 3, 2011, p. 335-343.

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

POMBERGER, R.; SARC, R.; LORBER, K.E. Dynamic visualisation of municipal waste management performance in the EU using Ternary Diagram method. **Waste Manage.**, v. 61, 2017, p. 558–571.

PORTAL BRASIL. **Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo Especial - IPCA-E**. 2018. Disponível em: <<https://www.portalbrasil.net/ipca/>>. Acesso em: 17 out. 2020.

PRADA, M.; POPESCU, D.E.; BUNGAU, C.; PANCU, R.; BUNGAU, C. Parametric Studies on European 20-20-20 Energy Policy Targets in University Environment. **J. Environ. Prot. Ecol.**, v. 18, 2017, p. 1146–1157.

PUNKKINEN, H.; MERTA, E.; TEERIOJA, N.; MOLIIS, K.; KUVAJA, E. Environmental sustainability comparison of a hypothetical pneumatic waste collection system and a door-to-door system. **Waste Manage.**, v. 31, 2012, p. 1775–1781.

RADA, E.C.; CIOCA, L.I.; IONESCU, G. **Energy recovery from Municipal Solid Waste in EU: Proposals to assess the management performance under a circular economy**

perspective. In Proceedings of the MATEC Web of Conferences, Sibiu, Romania, 7–9 June 2017; EDP Sciences: London, UK, v. 121, 2017.

RADA, E.C.; RAGAZZI, M.; FEDRIZZI, P. Selective collection as a pretreatment for indirect solid recovered fuel generation. **Waste Manage.**, v. 34, n. 2, 2014b, p. 291–297.

RADA, E.C.; RAGAZZI, M.; FEDRIZZI, P. Web-GIS oriented systems viability for municipal solid waste selective collection optimization in developed and transient economies. **Waste Manage.**, v. 33, n. 4, 2013, p. 785–792.

RADA, E.C.; ZATELLI, C.; CIOCA, L.I.; TORRETTA, V. Selective Collection Quality Index for Municipal Solid Waste Management. **Sustainability**, v. 10, n. 257, 2018.

RADA, E.C.; ZATELLI, C.; MATTOLIN, P. MSW selective collection and tourism? WIT Trans. **Ecol. Environ.**, v. 180, 2014a, p. 187–195.

RAGAZZI, M.; FEDRIZZI, S.; RADA, E.C.; IONESCU, G.; CIUDIN, R.; CIOCA, L.I. Experiencing Urban Mining in an Italian Municipality towards a Circular Economy vision. **Energy Procedia**, v. 119, 2017, p. 192–200.

RAJAEIFAR, M.A.; GHANAVATI, H.; DASHTI, B.B.; HEIJUNGS, R.; AGHBASHLO, M.; TABATABAEI, M. Electricity generation and GHG emission reduction potentials through different municipal solid waste management technologies: a comparative review. **Renew. Sustain. Energy Rev.**, v. 79, 2017, p. 414–439.

RAMOS, T.R.P.; GOMES, M.I.; BARBOSA-PÓVOA, A.P. Economic and environmental concerns in planning recyclable waste collection systems. **Transportation Research Part E: Logistics and Transportation Review**, v. 62, 2014, p. 34–54.

REBEHY, P.C.P.W.; COSTA, A.L.; CAMPELLO, C.A.G.B.; ESPINOZA, D.F.; JOÃO NETO, M. Innovative social business of selective waste collection in Brazil: Cleaner production and poverty reduction. **Journal of Cleaner Production**, v. 154, 2017, p. 462 – 473.

RECIFE. **Decreto Municipal nº 27.399**, de 27 de setembro de 2013. Regulamenta as unidades de recebimentos de resíduos sólidos oriundos de pequenos geradores. 2013. Disponível em: < <https://leismunicipais.com.br/a/pe/r/recife/decreto/2013/2739/27399/decreto-n-27399-2013-regulamenta-as-unidades-de-recebimento-de-residuos-solidos-oriundos-de-pequenos-geradores-no-ambito-do-municipio-do-recife>>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 14.091**, de 12 de dezembro de 1979. Estabelece diretrizes básicas para os serviços de limpeza urbana do município do Recife, e dá outras providências. 1979. Disponível em: <http://ecorecife.recife.pe.gov.br/sites/default/files/midia/imce/arquivos/lei_14091_limpeza_urbana.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 14.903**, de 03 de outubro de 1986. Dispõe sobre sanções aplicáveis aos atos ofensivos à limpeza urbana e dá outras providências. 1986. Disponível em: <http://ecorecife.recife.pe.gov.br/sites/default/files/midia/imce/arquivos/lei_14903_atos_ofensivos_a_limpeza_urbana.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 15.819**, de 19 de novembro de 1993. Torna obrigatórios os órgãos públicos do município a proceder à coleta seletiva dos resíduos sólidos para fins de reciclagem. 1993. Disponível em: < <https://leismunicipais.com.br/a/pe/r/recife/lei-ordinaria/1993/1581/15819/lei-ordinaria-n-15819-1993-torna-obrigatorios-os-orgaos-publicos-do-municipio-a-proceder-a-coleta-seletiva-dos-residuos-solidos-para-fins-de-reciclagem>>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 16.243**, de 13 de setembro de 1996. Dispõe sobre o código do meio ambiente e do equilíbrio ecológico da cidade do Recife. 1996. Disponível em:<http://meioambiente.recife.pe.gov.br/sites/default/files/media/arquivos/pagina-basica/lei_16.243-1986.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 16.377**, de 16 e 17 de janeiro de 1998. Introduz modificações na Lei nº 14.903 de 03 de outubro de 1986. 1998. Disponível em:<http://ecorecife.recife.pe.gov.br/sites/default/files/media/imce/arquivos/lei16377-98_introduz_modificacoes_na_lei_no_14.903.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 18.083**, de 13 de dezembro de 2014. Institui a Política Municipal de Educação Ambiental e dá outras providências. 2014. Disponível em:<http://meioambiente.recife.pe.gov.br/sites/default/files/media/arquivos/pagina-basica/lei_no_18.083_-_2014.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 18.211**, de 2016. Altera a Lei nº 16.243 de 1996 e estabelece infrações e sanções administrativas relativas a atividades lesivas ao meio ambiente. 2016a. Disponível em:<http://meioambiente.recife.pe.gov.br/sites/default/files/media/arquivos/pagina-basica/lei_no_18211.pdf>. Acesso em 03 dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 18.274**. Altera dispositivos da Lei nº 15.563, de 27 de dezembro de 1991. 2016b. Disponível em:<<https://leismunicipais.com.br/a/pe/r/recife/lei-ordinaria/2016/1827/18274/lei-ordinaria-n-18274-2016-altera-dispositivos-da-lei-n-15563-de-27-de-dezembro-de-1991>>. Acesso em 03 de dez. 2020.

_____. **Lei Municipal nº 18.763**, de 03 de novembro de 2020. Acrescenta os §§ 1º e 2º ao art. 2º da Lei nº 15.819, de 19 de novembro de 1993, que obriga os órgãos públicos do município a proceder à coleta seletiva dos resíduos sólidos para fins de reciclagem. Disponível em:<<https://leismunicipais.com.br/a/pe/r/recife/lei-ordinaria/2020/1877/18763/lei-ordinaria-n-18763-2020-acrescenta-os-1-e-2-ao-art-2-da-lei-municipal-n-15819-de-19-de-novembro-de-1993-que-obriga-os-orgaos-publicos-do-municipio-a-proceder-a-coleta-seletiva-dos-residuos-solidos-para-fins-de-reciclagem>>. Acesso em 03 dz. 2020.

RIBIĆ, B.; VOĆA, N.; ILAKOVAC, B. Concept of sustainable waste management in the city of Zagreb: Towards the implementation of circular economy approach. **J. Air Waste Manag. Assoc.**, v. 67, n. 2, 2017, p. 241-259.

ROCHA, E.F. Negros, brancos e o grupo dos ricos: o outro lado da desigualdade racial brasileira. **Ciências Sociais Unisinos**, v. 52, n. 2, 2016. 182-195p.

ROCKSTRÖM, J. et al. Planetary boundaries: exploring the safe operating space for humanity. **Ecol. Soc.**, v. 14, n. 2, 2009.

- RODRIGUES, A.P.; FERNANDES, M.L.; RODRIGUES, M.F.F.; BORTOLUZZI, S.C.; GOUVEA DA COSTA, S.E.; PINHEIRO DE LIMA, E. Developing criteria for performance assessment in municipal solid waste management. **Journal of Cleaner Production**, v. 186, 2018, p. 748 – 757.
- RODRIGUES, S.; MARTINHO, G.; PIRES, A. Waste collection systems. Part A: a taxonomy. **J. Clean. Prod.**, v. 113, 2016a, p. 374–387.
- RODRIGUES, S.; MARTINHO, G.; PIRES, A. Waste collection systems. Part B: Benchmarking indicators. Benchmarking of the Great Lisbon Area, Portugal. **J. Clean. Prod.**, v. 139, 2016b, p. 230–241.
- ROGGE, N.; DE JARGER, S. Measuring and explaining the cost efficiency of municipal solid waste collection and processing services. **Omega**, v. 41, n. 4, 2013, p. 653–664.
- ROMANI, S.; GRAPPI, S.; BAGOZZI, R.P.; BARONE, A.M. Domestic food practices: a study of food management behaviors and the role of food preparation planning in reducing waste. **Appetite**, v. 121, 2018, 215–227.
- RONG, L., ZHANG, C., JIN, D., DAI, Z. Assessment of the potential utilization of municipal solid waste from a closed irregular landfill. **J Clean Prod.**, v. 142, 2017, p. 413–419.
- ROODHUYZEN, D.; LUNING, P.; FOGLIANO, V.; STEENBEKKERS, L. Putting together the puzzle of consumer food waste: towards an integral perspective. **Trends Food Sci. Technol.**, v. 68, 2017, p. 37–50.
- ROY, R.; CHAN, N.W.; AHMED, Q.N. A Delphi study to determine sustainability factors: the case of rice farming in Bangladesh. **J. Sustain. Sci. Manag.**, v. 9, 2014, p. 56–68.
- RUTKOWSKI, J.E.; RUTKOWSKI, E.W. Expanding worldwide urban solid waste recycling: The Brazilian social technology in waste pickers inclusion. **Waste Management & Research**, v. 33, n. 12, 2015, p. 1084 – 1093.
- SAIDAN, M.N.; DRAIS, A.A.; AL-MANASEER, E. Solid waste composition analysis and recycling evaluation: Zaatari Syrian Refugees Camp, Jordan. **Waste Manage.**, v. 61, 2017, p. 58–66.
- SALADIÉ, O. Determinants of waste generation per capita in Catalonia (North-eastern Spain): the role of seasonal population, **European Journal of Sustainable Development**, v. 5, v. 3, 2016, p. 489-504.
- SAMADDER, S.R., PRABHAKAR, R., KHAN, D., KISHAN, D., CHAUHAN, M.S. Analysis of the contaminants released from municipal solid waste landfill site: A case study. **Sci Total Environ.**, v. 580, 2017, p. 593–601.
- SANTIAGO, L. S., DIAS, S. M. F. Matriz de indicadores de sustentabilidade para a gestão de resíduos sólidos urbanos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 2, 2012, p. 203-212.
- SANTOS, C. S. **A Constituição Federal de 1988 e a Proteção ao Meio Ambiente Equilibrado**. Conteúdo Jurídico, Brasília-DF: 2014. Disponível em: <<http://www.conteudojuridico.com.br/consulta/Artigos/41676/a-constituicao-federal-de-1988-e-a-protecao-ao-meio-ambiente-equilibrado>>. Acesso em: 20 out. 2020.

SANTOS, L.E.N. Estratégias do capital na produção do espaço urbano: o processo de verticalização e as desigualdades socioespaciais em São Luís, Maranhão. **Caderno de Geografia**, v. 25, n. 44, 2015, 191 – 220.

SANTOS, M.K.M. **A expansão da verticalização no bairro de Casa Caiada, Olinda /PE (1990 a 2015)**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Geografia da Universidade Federal da Paraíba. João Pessoa/PB, 2016, 161p.

SAPHORES, J.; NIXON, H.; OGUNSEITAN, O.; SHAPIRO, A. Household willingness to recycle electronic waste – an application to California. **Environ. Behav.**, v. 38, 2006, p. 183–208

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

SECRETARIA DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS (SAE). **Classificação de áreas quanto a renda domiciliar**. 2013. Disponível em: <<http://www.sae.gov.br/>>. Acesso em: 18 de out. 2020.

SEIKE, T.; ISOBE, T.; HARADA, Y.; KIM, Y.; SHIMURA, M. Analysis of the efficacy and feasibility of recycling PVC sashes in Japan. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 131, 2018, p. 41–53.

SERVIÇO DE LIMPEZA URBANA DO DISTRITO FEDERAL (SLU/DF). **Prestação de serviços de coleta seletiva. Projeto Básico**. Distrito Federal, BR, 2017. Disponível em:<http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/01/anexo_1_projeto_basico_coleta_seletiva_catadores_21_11_2017.pdf>. Acesso em 26 mai 2020.

_____. **Planilha memória de cálculo**. 2018. Disponível em:<http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/03/anexo_a2_preg%C3%A3o_eletr%C3%B4nico_02_2018.pdf>. Acesso em 26 mai 2020.

_____. **Relatório anual de 2019**. Brasília/DF, 2019. Disponível em:<<http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2020/04/RELATORIO-ANUAL-2019.pdf>>. Acesso em 18 jul 2020.

SETTI, M.; BANCHELLI, F.; FALASCONI, L.; SEGRÈ, A.; VITTUARI, M. Consumers' food cycle and household waste. When behaviors matter. **J. Clean. Prod.**, v. 185, 2018, p. 694–706.

SEVERINO, A.J. **Metodologia do trabalho científico**. 24º ed. rev. e ampl. São Paulo: Cortez, 2016. P. 320

SEYRING, N.; DOLLHOFFER, M.; WEISSENBACHER, J.; BAKAS, I.; MCKINNON, SHAHNOUSHI, N.; FIROOZZARE, A.; JALERAJABI, M.; DANSHVAR, M.; DEGHANIYAN, S. The use of the order logit model in an investigation of the effective factors on bread waste. **Journal of Economic Research**, v. 46, n. 3, 2012, 111–132.

SIDIQUE, S.F.; LUPI, F.; JOSHI, S.V. The effects of behavior and attitudes on dropoff recycling activities. **Resour. Conserv. Recy.** v. 54, n. 3, 2010, p. 163–170.

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

SILVA, C.S.; NASCIMENTO, L.F.M. 25 anos da coleta seletiva de Porto Alegre: história e perspectivas. **Gestão e Desenvolvimento**, v. 14, n. 2, 2017, p. 33-50.

SILVA, R. C. P. **Avaliação do modelo de gestão dos RSU da cidade de Recife/PE e estudo dos indicadores gerenciais nos setores de coleta por meio de técnicas multivariadas**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

SILVEIRA, F.A.; SILVEIRA, J.A.R. Qualidade do espaço residencial: efeitos da verticalização no bairro de Tambaú, na cidade de João Pessoa (PB). **Brazilian Journal of Urban Management**, v. 6, n. 3, 2014, p. 289-305.

SIMAN, R.R.; YAMANE, L.H.; BALDAM, R.L.; TACKLA, J.P.; LESSA, S.F.A.; BRITTO, P.M. Governance tools: Improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. **Waste Management**, v. 105, 2020, p. 148–169

SIMONETTO, E.O.; MODRO, N.R.; DALMOLIN, L.C. Assessment of energy saving in waste recycling using system dynamics. **Rev. Adm. UFSM Santa Maria**, v. 6, n. 2, 2013, p. 319–332.

SINDICATO DE EMPRESAS DE ASSEIO E CONSERVAÇÃO DO ESTADO DE PERNAMBUCO (SEAC/PE). **Convenção coletiva de trabalho 2020**. Recife/PE, 2020. Disponível em: <<http://www.seac-pe.com.br/pdfs/2020/CCT%202020%20-%20SEAC%20x%20STEALMOAIC.pdf>>. Acesso em 27 mai 2020.

SINDICATO DOS TRABALHADORES DE LIMPEZA URBANA DO DISTRITO FEDERAL (SINDLURB/DF). **Convenção Coletiva de Trabalho**. Distrito Federal, 2020. Disponível em: <<http://sindlurb.org.br/biblioteca/convencao-coletiva-de-trabalho/>>. Acesso em 27 mai 2020.

SINGH, J.; ORDONEZ, I. Resource recovery from post-consumer waste: important lessons for the upcoming circular economy. **J. Clean. Prod.**, v. 134, 2015, p. 2342–2353.

SINGHIRUNNUSORN, W.; DONLAKORN, K.; KAEWHANIN, W.; KPXGUVKICVGU, U.; KPBWGPEKPI, H.; TGE, J.; DGJCXKQWT, E. Household Recycling Behaviours and Attitudes toward Waste Bank Project: Mahasarakham Municipality. **Journal of Asian Behavioural Studies**, v. 2, n. 6, 2012, p. 35-47.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2016**. Brasília. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos/diagnostico-rs-2016>>. Acesso em: 12 jul. 2020.

_____. **Diagnóstico do manejo de resíduos sólidos urbanos – 2018**. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/diagnostico-anual-residuos-solidos/diagnostico-do-manejo-de-residuos-solidos-urbanos-2018>>. Acesso em 24 jun 2020.

SISTEMA NACIONAL DE PERQUISA DE CUSTOS E ÍNDICES DE CONSTRUÇÃO CIVIL (SINAPI). **Relatório de insumos e composições para Pernambuco**. 2020. Disponível em: <http://www.caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria_653>. Acesso em 20 mai 2020

SOUZA, J. C. R. **Gerenciamento de resíduos sólidos domiciliares dos condomínios residenciais da Região de Aldeia, Paudalho – PE**. 2014. Dissertação (Mestrado). Pós-graduação em Tecnologia Ambiental pela Instituto de Tecnologia de Pernambuco. Recife/PE, 2014.

SOUZA, M. A.; FUSS, M.; VARELLA, C.V.S.; LIMA, F.P.A. **Lixo zero: por uma rota tecnológica alinhada às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos**. In: Cristina Jaquetto Pereira, Fernanda Lira Goes. (Org.). Catadores de materiais recicláveis: um encontro nacional. Rio de Janeiro: IPEA, 2016, 377-406. ISBN 978-85-7811-267-7

SPIES S, SCHEINBERG A. **Key insights on recycling in low-and middle-income countries**, from the GTZ/CWG (2007) informal-sector study - UN Habitat. 2010. Solid Waste Management in the World's Cities. London: UN Hum. Settl. Programme; 2010.

STANCU, V.; HAUGAARD, P.; LÄHTEENMÄKI, L. Determinants of consumer food waste behaviour: two routes to food waste. **Appetite**, v. 96, 2016, p. 7–17.

STOEVA, K.; ALRIKSSON, S. Influence of recycling programmes on waste separation behaviour. **Waste Management**, v. 68, 2017, p. 732–741.

SUTHAR, S.; RAYAL, P.; AHADA, C.P.S. Role of different stakeholders in trading of reusable/recyclable urban solid waste materials: a case study. **Sustain. Cities Soc.**, v. 22, 2016, p. 104–115.

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

TEIXEIRA, C.A.; AVELINO, C.; FERREIRA, F.; BENTES, I. Statistical analysis in MSW collection performance assessment. **Waste Manage.**, v. 34, 2014b, p. 1584–1594.

TEIXEIRA, C.A.; RUSSO, M.; MATOS, C.; BENTES, I. Evaluation of operational, economic, and environmental performance of mixed and selective collection of municipal solid waste: Porto case study. **Waste Manage. Res.**, v. 32, 2014a, p. 1210–1218.

THEMELIS, N.J.; TODD, C.E. Recycling in a megacity. **J. Air Waste Manage. Assoc.**, v. 54, 2004, p. 389–395.

THYBERG, K.L.; TONJES, D.J. Drivers of food waste and their implications for sustainable policy development. **Resour. Conserv. Recycl.**, v. 106, 2016, p. 110–123.

TIMLETT, R.; WILLIAMS, I.D. The ISB model (infrastructure, service, behaviour): a tool for waste practitioners. **Waste Manage.**, v. 31, 2011, p. 1381–1392.

TIRADO-SOTO, M.M.; ZAMBERLAN, F.L. Networks of recyclable material wastepicker's cooperatives: an alternative for the solid waste management in the city of Rio de Janeiro. **Waste Manage.**, v. 33, n. 4, 2013, p. 1004–1012.

TORRENTE-VELÁSQUEZA, J.M.; CHIFARIC, R.; RIPAA, M.; GIAMPIETRO, M. Robust information for effective municipal solid waste policies: Identifying behaviour of waste generation across spatial levels of organization. **Waste Management**, 103, 2020, p. 208–217.

TRANG, P.T.T.; DONG, H.Q.; TOAN, D.Q.; HANH, N.T.X.; THU, N.T. The Effects of Socio-economic Factors on Household Solid Waste Generation and Composition: A Case Study in Thu Dau Mot, Vietnam. **Energy Procedia**, v. 107, 2017, p. 253–258.

TRIBUNAL DE CONTAS DE GOIÁS (TCE/GO). **Manual para análise de serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos**. Tribunal de Contas dos Municípios do Estado de Goiás. Érica da Silva Cândido, Mariana Diniz Cabral e Vera de Simone Borma (Coord.). Goiânia: TCMGO, 2017.

TRIBUNAL DE CONTAS DO ESTADO DO RIO DE JANEIRO (TCE/RJ). **Economicidade dos serviços de coleta e transporte de resíduos sólidos urbanos**. Relatório Final do Programa de Pesquisa da Escola de Contas e Gestão do Tribunal de Contas do Estado do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro: TCERJ, 2017.

TRIBUNAL DE CONTAS DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL (TCE/RS). **Orientação técnica serviços de coleta de resíduos sólidos domiciliares: projeto, contratação e fiscalização**. Porto Alegre: TCE/RS, 2017. Disponível em: <http://www1.tce.rs.gov.br/portal/page/portal/tcers/publicacoes/orientacoes_gestores/OT%20-%20Coleta%20de%20Res%EDduos%20S%F3lidos%20V4_0.pdf>. Acesso em 26 mai 2020.

TUSTING, L.S.; BISANZIO, D.; ALABASTER, G.; CAMERON, E.; CIBULSKIS, R.; DAVIES, M.; FLAXMAN, S.; GIBSON, H.S.; KNUDSEN, J.; MBOGO, C.; et al. Mapping changes in housing in sub-Saharan Africa from 2000 to 2015. **Nature**, v. 568, 2019, 391–394

UNEP, **21 Issues for the 21 st Century: Results of the UNEP Foresight Processon Emerging Environmental Issues**. 2012. Disponível em: <<https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/8056>>. Acesso em 14 nov. 2020.

UN-HABITAT. **Solid Waste Management in the World's Cities: Water and Sanitation in the World's Cities**. Earthscan, London, 2010.

UNIÃO EUROPEIA (UE). **Diretiva 2008/98/CE**. 2008. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0098&from=IT>>. Acesso em: 16 out. 2020.

USÓN, A.A.; FERREIRA, G.; VÁSQUEZ, D.Z.; BRIBIÁN, I.Z.; SASTRESA, E.L. Environmental-benefit analysis of two urban waste collection systems. **Sci. Total Environ.**, v. 463–464, 2013, p. 72–77.

VACCARI, M.; DI BELLA, V.; VITALI, F.; COLLIVIGNARELLI, C. From mixed to separate collection of solid waste: Benefits for the town of Zavidovici (Bosnia and Herzegovina). **Waste Management**, v. 33, 2013, p. 277–286.

VASSANADUMRONGDEE, S.; KITTIPONGVISES, S. Factors influencing source separation intention and willingness to pay for improving waste management in Bangkok, Thailand. **Sustainable Environment Research**, v. 28, 2018, p. 90–99.

VAVERKOVÁ, M.D.; ADAMCOVÁ, D.; RADZIEMSKA, M.; VOBĚRKOVÁ, S.; MAZUR, Z.; ZLOCH, J. Assessment and Evaluation of Heavy Metals Removal from Landfill Leachate by *Pleurotus ostreatus*. **Waste Biomass Valorization**, v. 9, n. 3, 2017, p. 503-511.

VERGARA, S.E.; DAMGAARD, A.; GOMEZ, D. The efficiency of informality: quantifying greenhouse gas reductions from informal recycling in Bogotá, Colombia. **J. Ind. Ecol.**, v. 20, n. 1, 2016, p. 107-119.

VETTER-GINDELE, J.; BRAUN, A.; WARTH, G.; BUI, T.T.Q.; BACHOFER, F.; ELTROP, L. Assessment of Household Solid Waste Generation and Composition by Building Type in Da Nang, Vietnam. **Resources**, v. 8, n. 171, 2019, p. 1-22

VIEIRA, V.; MATHEUS, D.R. The impact of socioeconomic factors on municipal solid waste generation in Sao Paulo, Brazil. **Waste Manag. Res.**, v. 36, 2018, p. 79-85.

VILLALBAA, L.; DONALISIOA, R.S.; BASUALDO, N.E.C.; NORIEGA, R.B. Household solid waste characterization in Tandil (Argentina): Socioeconomic, institutional, temporal and cultural aspects influencing waste quantity and composition. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 152, 2020.

VISSCHERS, V.H.; WICKLI, N.; SIEGRIST, M. Sorting out food waste behaviour: a survey on the motivators and barriers of self-reported amounts of food waste in households. **J. Environ. Psychol.**, v. 45, 2016, p. 66-78.

VOBĚRKOVÁ, S.; VAVERKOVÁ, M.D.; BUREŠOVÁ, A.; ADAMCOVÁ, D.; VRŠANSKÁ, M.; KYNICKÝ, J.; BRTNICKÝ, M.; ADAM, V. Effect of inoculation with white-rot fungi and fungal consortium on the composting efficiency of municipal solid waste. **Waste Manage.**, v. 61, 2017, p. 157-164.

VU, H.L.; NG, K.T.W.; FALLAH, B.; RICHTER, A.; KABIR, G. Interactions of residential waste composition and collection truck compartment design on GIS route optimization. **Waste Management**, n. 102, 2020, p. 613-623.

WANG, X.; CAO, A.; ZHAO, G.; ZHOU, C.; XU, R. Microbial community structure and diversity in a municipal solid waste landfill. **Waste Manage.**, v. 66, 2017, p. 79-87.

WCED. **Our Common Future**. World Commission on Environment and Development, Oxford, 1987.

WEN, Z.; WANG, Y.; DE CLERCQ, D. Performance evaluation model of a pilot food waste collection system in Suzhou City, China. **J. Environ. Manage.**, v. 154, 2015, p. 201-207.

WILSON, D.; RODIC, L.; SCHEINBERG, A.; VELIS, C.; ALABASTER, G. Comparative analysis of solid waste management in 20 cities. **Waste Manage. Res.**, v. 30, n. 3, 2012, p. 237-254.

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

WORLD EMPLOYMENT AND SOCIAL OUTLOOK: **Trends 2015**. Geneva: International

Labour Office - ILO, 2015. 100 p. Disponível em: <http://www.ilo.org/wcmsp5/groups/public/---dgreports/---dcomm/---publ/documents/publication/wcms_337069.pdf>. Acesso em 21 abr 2020.

XIMENES, N.L.B. **Morfologia urbana: teorias e suas inter-relações**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2016. 170p.

XU, L., LIN, T., XU, Y., XIAO, L., YE, Z., CUI, S. Path analysis of factors influencing household solid waste generation: a case study of Xiamen Island, China, **J Mater Cycles Waste Management**, v. 18, 2016, p. 377–384.

XU, L.; LING, M.; LU, Y.; SHEN, M. External influences on forming residents' waste separation behaviour: Evidence from households in Hangzhou, China. **Habitat International**, v. 63, 2017, p. 21 – 33.

YILDIZ-GEYHAN, E.; YILAN-ÇİFTÇİ, G.; ALTUN-ÇİFTÇIOĞLU, G.A.; KADIRGAN, M.A.N. Environmental analysis of different packaging waste collection systems for Istanbul – Turkey case study. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 107, 2016, p. 27–37.

ZAMAN, A. U.; LEHMANN, S. The zero waste index: a performance measurement tool for waste management systems in a 'zero waste city'. **Journal of Cleaner Production**, v. 50, 2013, p. 123-132.

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

ZAMAN, A.U. Measuring waste management performance using the 'Zero Waste Index': the case of Adelaide, Australia. **Journal of Cleaner Production**, v. 66, n. 1, 2014, p. 407-419.

ZAMAN, A.U., SWAPAN, M. S. H. Performance evaluation and benchmarking of global waste management systems. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 114, 2016, p. 32–41.

ZAMAN, A.U.; LEHMANN, S. Urban growth and waste management optimization towards 'zero waste city'. **City Cult. Soc.**, v. 2, n. 4, 2011, p. 177-187.

ZHANG, D.; KEAT, T.S.; GERSBERG, R.M. A comparison of municipal solid waste management in Berlin and Singapore. **Waste Manage.**, v. 30, n. 5, 2010, p. 921–933.

ZHANG, H.; DUAN, H.; ANDRIC, J.M.; SONG, M.; YANG, B. Characterization of household food waste and strategies for its reduction: a Shenzhen City case study. **Waste Manag.**, v. 78, 2018, p. 426–433.

ZHANG, L.; ZHONG, Y.; GENG, Y. A bibliometric and visual study on urban mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 239, 2019.

ZIA, A.; BATOOL, S.; CHAUHURY, M.; MUNIR, S. Influence of Income Level and Seasons on Quantity and Composition of Municipal Solid Waste: A Case Study of the Capital City of Pakistan. **Sustainability**, v. 9, 2017.

ZWIA. **Zero Waste Definition**. Zero Waste International Alliance, 2013. Disponível em: <<http://zwia.org/>>. Acesso em: 20 out. 2020.

APÊNDICE A – TABELAS-RESUMO DAS COMPOSIÇÕES GRAVIMÉTRICAS DOS SETORES REPRESENTATIVOS

Composição gravimétrica dos setores representativos em função dos resíduos recicláveis, compostáveis e outros resíduos, em %

Tipologias	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Recicláveis	43,61	46,98	44,56	37,25	54,77
Putrescíveis	28,85	32,48	36,95	44,86	30,15
Outros resíduos	27,54	20,54	18,50	17,89	15,08

Gravimetria geral dos setores representativos por tipologia, em %

Tipologias	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Plásticos	26,17	22,95	25,43	21,52	30,33
Papel/papelão	7,05	18,31	12,99	12,78	17,76
Jornal/revista	6,37	1,24	4,36	1,39	2,83
Metal	1,32	1,56	1,08	0,83	2,48
Vidro	2,70	2,92	0,70	0,73	1,37
Res. de jardim	8,09	6,96	8,39	3,53	2,47
Res. Alimentares	19,67	20,46	24,67	31,52	15,30
Madeira/coco	1,09	5,07	3,89	9,80	12,38
Borracha/couro	1,98	2,95	0,00	0,78	0,87
Têxtil	4,56	1,95	2,76	3,41	0,78
Sanitários	11,45	6,03	5,40	5,76	7,13
Compósitos	3,95	2,33	2,46	2,78	2,48
Res. Perigosos	1,81	0,00	0,00	0,00	0,00
Outros resíduos	3,79	7,29	7,88	5,16	3,83

Composição gravimétrica dos setores representativos conforme tipologias dos plásticos, em %

Tipologias	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Plástico filme	15,18	12,09	11,80	13,05	15,74
PET	1,99	5,20	4,59	2,90	6,70
PEAD	1,18	2,19	2,22	0,81	2,10
PP	3,71	0,94	1,65	0,75	1,50
PEBD	0,88	1,73	1,45	0,18	0,94
PVC	0,64	0,00	0,62	0,04	1,28
EPS	0,99	0,80	1,67	2,47	0,81
Outros plásticos	1,60	0,00	1,43	1,32	1,27

APÊNDICE B – INSTRUMENTO DE PESQUISA UTILIZADO NA ANÁLISE DELPHI



ANÁLISE DELPHI

*Obrigatório

Endereço de e-mail *

Seu e-mail

Nome Completo *

Sua resposta

Qual a sua instituição? *

Sua resposta

Qual a sua formação? *

☐ Graduação

☐ Mestre

☐ Doutor

ANÁLISE DELPHI

LEIA ATENTAMENTE AS INFORMAÇÕES SEGUINTE:

Os resultados deste formulário serão utilizados para subsidiar a avaliação de modelos propositivos de coleta seletiva para os múltiplos perfis socioeconômicos de setores de coleta de resíduos da cidade de Recife. Desta forma, lhe convindo a determinar o NÍVEL DE PRIORIDADE (baixa, média, alta) que deve ser dado às dimensões social, ambiental e econômica para avaliar modelos propositivos de coleta seletiva em áreas de classe alta verticalizada, de classe média com alta e baixa concentração populacional, de classe baixa, e comercial. Estes níveis de prioridades irão contribuir para a determinação de pesos, bem como para a avaliação sustentável dos modelos seletivos propostos.

O nível de prioridade NÃO DEVE SE REPETIR para a MESMA CLASSE SOCIAL.

ANÁLISE DELPHI

*Obrigatório

ÁREAS DE CLASSE ALTA VERTICALIZADA (áreas nobres)

Compreendem bairros localizados em áreas privilegiadas da cidade, com alto poder aquisitivo e em constante ascensão econômica e valorização imobiliária.



Qual o nível de prioridade deve ser dado às dimensões social, ambiental e econômica para avaliar modelos propositivos de coleta seletiva em áreas de classe alta verticalizada? *

	Baixa	Média	Alta
Prioridade SOCIAL	☐	☐	☐
Prioridade AMBIENTAL	☐	☐	☐
Prioridade ECONÔMICA	☐	☐	☐

ANÁLISE DELPHI

*Obrigatório

ÁREAS DE CLASSE MÉDIA COM ALTA CONCENTRAÇÃO POPULACIONAL

Compreendem bairros de classe média com elevada densidade populacional, composto por áreas residenciais e verticalizadas e com presença de comércio formal e informal.



Qual o nível de prioridade deve ser dado às dimensões social, ambiental e econômica para avaliar modelos propositivos de coleta seletiva em áreas de classe média com alta concentração populacional? *

	Baixa	Média	Alta
Prioridade SOCIAL	☐	☐	☐
Prioridade AMBIENTAL	☐	☐	☐
Prioridade ECONÔMICA	☐	☐	☐

ANÁLISE DELPHI

*Obrigatório

ÁREAS DE CLASSE MÉDIA COM BAIXA CONCENTRAÇÃO POPULACIONAL

Compreendem bairros de classe média com baixa densidade populacional, composto predominantemente por residências e com poucas áreas verticalizadas, sendo estas de menor porte.



Qual o nível de prioridade deve ser dado às dimensões social, ambiental e econômica para avaliar modelos propositivos de coleta seletiva em áreas de classe média com baixa concentração populacional? *

	Baixa	Média	Alta
Prioridade SOCIAL	☐	☐	☐
Prioridade AMBIENTAL	☐	☐	☐
Prioridade ECONÔMICA	☐	☐	☐

ANÁLISE DELPHI

*Obrigatório

ÁREAS DE CLASSE BAIXA (áreas pobres)

Compreendem bairros de baixo poder aquisitivo, localizados em áreas de adensamento urbano informal altamente concentrado - comunidade - com moradias precárias e miséria extrema.



Qual o nível de prioridade deve ser dado às dimensões social, ambiental e econômica para avaliar modelos propositivos de coleta seletiva em áreas de classe baixa? *

	Baixa	Média	Alta
Prioridade SOCIAL	☐	☐	☐
Prioridade AMBIENTAL	☐	☐	☐
Prioridade ECONÔMICA	☐	☐	☐

ANÁLISE DELPHI

*Obrigatório

ÁREAS COMERCIAIS

Compreendem bairros essencialmente comerciais, com comércio forte, bem difundido e diversificado, além de população bastante flutuante.



Qual o nível de prioridade deve ser dado às dimensões social, ambiental e econômica para avaliar modelos propositivos de coleta seletiva em áreas comerciais? *

	Baixa	Média	Alta
Prioridade SOCIAL	☐	☐	☐
Prioridade AMBIENTAL	☐	☐	☐
Prioridade ECONÔMICA	☐	☐	☐

APÊNDICE C - MEMÓRIA DE CÁLCULO DA AVALIAÇÃO ECONÔMICA DOS MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA POR PERFIL SOCIOECONÔMICO

❖ Modelo propositivo de coleta seletiva: REC / PAP / TC

1. DIAGNÓSTICO TÉCNICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
GRm	t.mês ⁻¹	252,39	167,33	129,87	154,61	311,87
Pa	t.m ³	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
CGrec	%	0,44	0,45	0,47	0,37	0,55

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Grecm	t.mês ⁻¹	110,07	74,56	61,01	57,59	170,81
Vrecm	m ³ .mês ⁻¹	687,92	466,01	381,33	359,95	1.067,57

2. DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA MODAL

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Adc	adm	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
Cvc	m ³	30	30	30	30	30
Fvc	adm	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
Ncs	und	3	2	2	2	3
Nm	und	4	4	4	4	4
Vc	km.h ⁻¹	5	5	5	5	5
J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ds	km	11,11	10,80	14,79	23,63	12,64
Dvg	km	54,61	56,20	54,19	75,43	47,84
Tvg	h	3,67	3,67	4,27	6,45	3,70

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Vcm	m ³ .mês ⁻¹	447,15	302,91	247,87	233,97	693,92
Cefvc	m ³	27	27	27	27	27
Ncm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Nvg – V.A.	vg.dia ⁻¹	2,00	2,00	2,00	1,00	2,00
Nvc – V.A.	und	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16

3. DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DOS SERVIÇOS

3.1. Sistema Modal

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
-----------	------	-----	------	------	----	----

Hm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
RM	km.L ⁻¹	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
VC	L	29,30	29,30	29,30	29,30	29,30
QM	km	60.000	60.000	60.000	60.000	60.000
NP	und	4	4	4	4	4
NR	und	2	2	2	2	2
VP	km	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000
VR	km	30.000	30.000	30.000	30.000	30.000
CMvc	R\$.km ⁻¹	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
VN	R\$	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00
VR	R\$	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00
VUvc	mês	60	60	60	60	60
Cipva	R\$.ano ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
Cdpvat	R\$.ano ⁻¹	5,78	5,78	5,78	5,78	5,78
Clic	R\$.ano ⁻¹	90,20	90,20	90,20	90,20	90,20
PC	R\$.L ⁻¹	3,211	3,211	3,211	3,211	3,211
PLM	R\$.L ⁻¹	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
PP	R\$	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00
PR	R\$	500,00	500,00	500,00	500,00	500,00

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CC	R\$.mês ⁻¹	1.683,39	1.154,93	1.113,63	775,06	1.474,70
COL	R\$.mês ⁻¹	13,44	9,22	8,89	6,19	11,77
CP	R\$.mês ⁻¹	141,15	96,84	93,37	64,99	123,65
CMV	R\$.mês ⁻¹	1.035,41	710,37	684,96	476,72	907,05
CVsm	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CDV	R\$.mês ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
CTI	R\$.mês ⁻¹	253,18	253,18	253,18	253,18	253,18
CFsm	R\$.mês ⁻¹	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33

3.2. Recursos Humanos

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
VHc	R\$.h ⁻¹	18,23	18,23	18,23	18,23	18,23
CHm	R\$.h ⁻¹	26,56	26,56	26,56	26,56	26,56
VHf	R\$.h ⁻¹	18,23	18,23	18,23	18,23	18,23
J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ntm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Jm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
Vto	R\$	3,45	3,45	3,45	3,45	3,45
Niv	und	2	2	2	2	2
AAAd	R\$.dia ⁻¹	20,88	20,88	20,88	20,88	20,88
Tcs	turno	Noturno	Noturno	Diurno	Diurno	Noturno
NC	und	3	3	3	3	3
NM	und	1	1	1	1	1
NF	und	1	1	1	1	1

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
VT	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
AA	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
CMOc	R\$.mês ⁻¹	2.083,44	1.388,96	1.388,96	1.388,96	2.083,44
CMOm	R\$.mês ⁻¹	2.883,12	1.922,08	1.922,08	1.922,08	2.883,12
CMOf	R\$.mês ⁻¹	2.083,44	1.388,96	1.388,96	1.388,96	2.083,44
CMO	R\$.mês ⁻¹	11.216,88	7.477,92	7.477,92	7.477,92	11.216,88

3.3. Insumos e serviços de apoio à operação

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CISc	R\$.mês ⁻¹	119,93	119,93	119,93	119,93	119,93
CISm	R\$.mês ⁻¹	67,67	67,67	67,67	67,67	67,67
CISf	R\$.mês ⁻¹	85,97	85,97	85,97	85,97	85,97
CIS	R\$.mês ⁻¹	513,43	513,43	513,43	513,43	513,43

4. CUSTO DO PROPOSITIVO DE COLETA SELETIVA

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CF	R\$.mês ⁻¹	14.925,64	11.186,68	11.186,68	11.186,68	14.925,64
CV	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CMS	R\$.mês ⁻¹	17.799,02	13.158,04	13.087,53	12.509,63	17.442,80

5. CUSTO UNITÁRIO COMPLEMENTAR DOS MODELOS DE COLETA SELETIVA

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Qcm	t.mês ⁻¹	72,18	51,12	37,99	37,18	111,49
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16
POPsr	hab	6.904	11.420	3.816	32.488	4.787

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CMSt	R\$.t ⁻¹	246,59	257,40	344,50	336,46	156,45
CMSkm	R\$.km ⁻¹	13,58	14,63	15,09	20,73	15,19
CMShab	R\$.hab ⁻¹	3,97	1,77	5,28	0,59	5,61

❖ Modelo propositivo de coleta seletiva: REC / PAP / PF + CT

1. DIAGNÓSTICO TÉCNICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
GRm	t.mês ⁻¹	252,39	167,33	129,87	154,61	311,87
Pa	t.m ³	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
CGrec	%	0,44	0,45	0,47	0,37	0,55

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Grecm	t.mês ⁻¹	110,07	74,56	61,01	57,59	170,81
Vrecm	m ³ .mês ⁻¹	687,92	466,01	381,33	359,95	1.067,57

2. DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA MODAL

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Adc	adm	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
Cvc	m ³	30	30	30	30	30
Fvc	adm	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
Ncs	und	3	2	2	2	3
Nm	und	4	4	4	4	4
Vc	km.h ⁻¹	5	5	5	5	5
J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ds	km	11,11	10,80	14,79	23,63	12,64
Dvg	km	54,61	56,20	54,19	75,43	47,84
Tvg	h	3,67	3,67	4,27	6,45	3,70

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Vcm	m ³ .mês ⁻¹	447,15	302,91	247,87	233,97	693,92
Cefvc	m ³	27	27	27	27	27
Ncm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Nvg – V.A.	vg.dia ⁻¹	2,00	2,00	2,00	1,00	2,00
Nvc – V.A.	und	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16

3. DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DOS SERVIÇOS

3.1. Sistema Modal

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Hm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
RM	km.L ⁻¹	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
VC	L	29,30	29,30	29,30	29,30	29,30
QM	km	60.000	60.000	60.000	60.000	60.000
NP	und	4	4	4	4	4
NR	und	2	2	2	2	2
VP	km	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000
VR	km	30.000	30.000	30.000	30.000	30.000

CMvc	R\$.km ⁻¹	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
VN	R\$	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00
VR	R\$	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00
VUvc	mês	60	60	60	60	60
Cipva	R\$.ano ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
Cdpvat	R\$.ano ⁻¹	5,78	5,78	5,78	5,78	5,78
Clic	R\$.ano ⁻¹	90,20	90,20	90,20	90,20	90,20
PC	R\$.L ⁻¹	3,211	3,211	3,211	3,211	3,211
PLM	R\$.L ⁻¹	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
PP	R\$	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00
PR	R\$	500,00	500,00	500,00	500,00	500,00

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CC	R\$.mês ⁻¹	1.683,39	1.154,93	1.113,63	775,06	1.474,70
COL	R\$.mês ⁻¹	13,44	9,22	8,89	6,19	11,77
CP	R\$.mês ⁻¹	141,15	96,84	93,37	64,99	123,65
CMV	R\$.mês ⁻¹	1.035,41	710,37	684,96	476,72	907,05
CVsm	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CDV	R\$.mês ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
CTI	R\$.mês ⁻¹	253,18	253,18	253,18	253,18	253,18
CFsm	R\$.mês ⁻¹	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33

3.2. Recursos Humanos

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
SM	R\$.mês ⁻¹	1.045,00	1.045,00	1.045,00	1.045,00	1.045,00
Rbc	R\$.h ⁻¹	5,55	5,55	5,55	5,55	5,55
Rbm	R\$.h ⁻¹	11,27	11,27	11,27	11,27	11,27
Rbf	R\$.h ⁻¹	5,55	5,55	5,55	5,55	5,55
Tic	adm	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
Tim	adm	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Tif	adm	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ntm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Jm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
Vto	R\$	3,45	3,45	3,45	3,45	3,45
Niv	und	2	2	2	2	2
AAd	R\$.dia ⁻¹	20,88	20,88	20,88	20,88	20,88
Tcs	turno	Noturno	Noturno	Diurno	Diurno	Noturno
NC	und	3	3	3	3	3
NM	und	1	1	1	1	1
NF	und	1	1	1	1	1

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
RBc	R\$.mês ⁻¹	532,80	355,20	355,20	355,20	532,80
RBm	R\$.mês ⁻¹	1.081,92	721,28	721,28	721,28	1.081,92
RBf	R\$.mês ⁻¹	532,80	355,20	355,20	355,20	532,80
AIc	R\$.mês ⁻¹	418,00	418,00	418,00	418,00	418,00
AIIm	R\$.mês ⁻¹	209,00	209,00	209,00	209,00	209,00
AIIf	R\$.mês ⁻¹	209,00	209,00	209,00	209,00	209,00
RSRc	R\$.mês ⁻¹	69,26	46,18	46,18	46,18	69,26
RSRm	R\$.mês ⁻¹	140,65	93,77	93,77	93,77	140,65
RSRf	R\$.mês ⁻¹	69,26	46,18	46,18	46,18	69,26
INSSc	R\$.mês ⁻¹	112,21	90,13	90,13	90,13	112,21

INSSm	R\$.mês ⁻¹	157,47	112,65	112,65	112,65	157,47
INSSf	R\$.mês ⁻¹	89,22	67,14	67,14	67,14	89,22
DARc	R\$.mês ⁻¹	85,01	68,28	68,28	68,28	85,01
DARm	R\$.mês ⁻¹	119,30	85,34	85,34	85,34	119,30
DARf	R\$.mês ⁻¹	67,59	50,86	50,86	50,86	67,59
SATc	R\$.mês ⁻¹	30,60	24,58	24,58	24,58	30,60
SATm	R\$.mês ⁻¹	42,95	30,72	30,72	30,72	42,95
SATf	R\$.mês ⁻¹	24,33	18,31	18,31	18,31	24,33
ANc	R\$.mês ⁻¹	106,56	71,04			106,56
ANm	R\$.mês ⁻¹	216,38	144,26			216,38
ANf	R\$.mês ⁻¹	106,56	71,04			106,56
VTc	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
VTm	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
VTf	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
AAc	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
AAm	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
AAf	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
CMOc	R\$.mês ⁻¹	1.687,80	1.295,65	1.224,61	1.224,61	1.687,80
CMOm	R\$.mês ⁻¹	2.301,03	1.619,25	1.474,99	1.474,99	2.301,03
CMOf	R\$.mês ⁻¹	1.432,12	1.039,97	968,93	968,93	1.432,12
CMO	R\$.mês ⁻¹	8.796,55	6.546,17	6.117,75	6.117,75	8.796,55

3.3. Insumos e serviços de apoio à operação

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CISc	R\$.mês ⁻¹	119,93	119,93	119,93	119,93	119,93
CISm	R\$.mês ⁻¹	67,67	67,67	67,67	67,67	67,67
CISf	R\$.mês ⁻¹	85,97	85,97	85,97	85,97	85,97
CIS	R\$.mês ⁻¹	513,43	513,43	513,43	513,43	513,43

4. CUSTO DO MODELO PROPOSITIVO DE COLETA SELETIVA

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CF	R\$.mês ⁻¹	12.505,30	10.254,93	9.826,51	9.826,51	12.505,30
CV	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CMS	R\$.mês ⁻¹	15.378,68	12.266,29	11.727,36	11.149,46	15.022,47

5. CUSTO UNITÁRIO COMPLEMENTAR DOS MODELOS DE COLETA SELETIVA

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Qcm	t.mês ⁻¹	72,18	51,12	37,99	37,18	111,49
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16
POPsr	hab	6.904	11.420	3.816	32.488	4.787

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CMSt	R\$.t ⁻¹	213,06	239,17	308,70	299,88	134,74
CMSkm	R\$.km ⁻¹	11,73	13,60	13,53	18,48	13,08
CMShab	R\$.hab ⁻¹	3,43	1,65	4,73	0,53	4,83

❖ Modelo propositivo de coleta seletiva: REC / PAP + PEV / TC

1. DIAGNÓSTICO TÉCNICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
GRm	t.mês ⁻¹	252,39	167,33	129,87	154,61	311,87
Pa	t.m ³	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
CGrec	%	0,44	0,45	0,47	0,37	0,55

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Grecm	t.mês ⁻¹	110,07	74,56	61,01	57,59	170,81
Vrecm	m ³ .mês ⁻¹	687,92	466,01	381,33	359,95	1.067,57

2. DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA MODAL

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
RECpap	adm	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
RECpev	adm	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Adc	adm	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
Cvc	m ³	30	30	30	30	30
Fvc	adm	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
Cpev	m ³	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
Fpev	adm	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95
Ncs	und	3	2	2	2	3
Nm	und	4	4	4	4	4
Vc	km.h ⁻¹	5	5	5	5	5
J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ds	km	11,11	10,80	14,79	23,63	12,64
Dvg	km	54,61	56,20	54,19	75,43	47,84
Tcpev	h	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Ts	h	2,22	2,16	2,96	4,73	2,53
Tvg	h	3,67	3,67	4,27	6,45	3,70

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Vcm	m ³ .mês ⁻¹	447,15	302,91	247,87	233,97	693,92
Vrpap	m ³ .mês ⁻¹	357,72	242,33	198,29	187,17	555,14
Vrpev	m ³ .mês ⁻¹	89,43	60,58	49,57	46,79	138,78
Cefvc	m ³	27	27	27	27	27
Cefpev	m ³	2,375	2,375	2,375	2,375	2,375
Ncm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Npev – V.A.	und	4	4	3	3	5
T	h	0,32	0,32	0,24	0,24	0,40
Tvgcm	h.vg ⁻¹	3,99	3,99	4,51	6,69	4,10
Nvg – V.A.	vg.dia ⁻¹	2,00	2,00	2,00	1,00	2,00
Nvc – V.A.	und	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16

3. DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DOS SERVIÇOS

3.1. Sistema Modal

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Hm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
RM	km.L ⁻¹	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
VC	L	29,30	29,30	29,30	29,30	29,30
QM	km	60.000	60.000	60.000	60.000	60.000
NP	und	4	4	4	4	4
NR	und	2	2	2	2	2
VP	km	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000
VR	km	30.000	30.000	30.000	30.000	30.000
CMvc	R\$.km ⁻¹	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
VN	R\$	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00
VR	R\$	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00
VUvc	mês	60	60	60	60	60
Cipva	R\$.ano ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
Cdpvat	R\$.ano ⁻¹	5,78	5,78	5,78	5,78	5,78
Clic	R\$.ano ⁻¹	90,20	90,20	90,20	90,20	90,20
PC	R\$.L ⁻¹	3,211	3,211	3,211	3,211	3,211
PLM	R\$.L ⁻¹	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
PP	R\$	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00
PR	R\$	500,00	500,00	500,00	500,00	500,00

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CC	R\$.mês ⁻¹	1.683,39	1.154,93	1.113,63	775,06	1.474,70
COL	R\$.mês ⁻¹	13,44	9,22	8,89	6,19	11,77
CP	R\$.mês ⁻¹	141,15	96,84	93,37	64,99	123,65
CMV	R\$.mês ⁻¹	1.035,41	710,37	684,96	476,72	907,05
CVsm	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CDV	R\$.mês ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
CTI	R\$.mês ⁻¹	253,18	253,18	253,18	253,18	253,18
CFsm	R\$.mês ⁻¹	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33

3.2. Equipamentos

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Vpev	R\$	4.812,81	4.812,81	4.812,81	4.812,81	4.812,81
VRpev	R\$	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
VUpev	meses	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00
Npev	und	4	4	3	3	5
CMP	R\$.mês ⁻¹	11,47	11,47	11,47	11,47	11,47

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CDP	R\$.mês ⁻¹	200,53	200,53	200,53	200,53	200,53
CFe	R\$.mês ⁻¹	848,02	848,02	636,01	636,01	1.060,02

3.3. Recursos Humanos

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
VHc	R\$.h ⁻¹	18,23	18,23	18,23	18,23	18,23
VHm	R\$.h ⁻¹	26,56	26,56	26,56	26,56	26,56
VHf	R\$.h ⁻¹	18,23	18,23	18,23	18,23	18,23

J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ntm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Jm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
Vto	R\$	3,45	3,45	3,45	3,45	3,45
Niv	und	2	2	2	2	2
AAd	R\$.dia ⁻¹	20,88	20,88	20,88	20,88	20,88
Tcs	turno	Noturno	Noturno	Diurno	Diurno	Noturno
NC	und	3	3	3	3	3
NM	und	1	1	1	1	1
NF	und	1	1	1	1	1

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
VT	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
AA	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
CMOc	R\$.mês ⁻¹	2.083,44	1.388,96	1.388,96	1.388,96	2.083,44
CMOm	R\$.mês ⁻¹	2.883,12	1.922,08	1.922,08	1.922,08	2.883,12
CMOf	R\$.mês ⁻¹	2.083,44	1.388,96	1.388,96	1.388,96	2.083,44
CMO	R\$.mês ⁻¹	11.216,88	7.477,92	7.477,92	7.477,92	11.216,88

3.4. Insumos e serviços de apoio à operação

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CISc	R\$.mês ⁻¹	119,93	119,93	119,93	119,93	119,93
CISm	R\$.mês ⁻¹	67,67	67,67	67,67	67,67	67,67
CISf	R\$.mês ⁻¹	85,97	85,97	85,97	85,97	85,97
CIS	R\$.mês ⁻¹	513,43	513,43	513,43	513,43	513,43

4. CUSTO DO MODELO PROPOSITIVO DE COLETA SELETIVA

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CF	R\$.mês ⁻¹	15.773,65	12.034,69	11.822,69	11.822,69	15.985,66
CV	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CMS	R\$.mês ⁻¹	18.647,03	14.006,05	13.723,54	13.145,64	18.502,82

5. CUSTO UNITÁRIO COMPLEMENTAR DOS MODELOS DE COLETA SELETIVA

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Qcm	t.mês ⁻¹	72,18	51,12	37,99	37,18	111,49
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16
POPsr	hab	6.904	11.420	3.816	32.488	4.787

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CMSt	R\$.t ⁻¹	258,34	273,98	361,24	353,57	165,96
CMSkm	R\$.km ⁻¹	14,23	15,58	15,83	21,78	16,12
CMShab	R\$.hab ⁻¹	4,16	1,89	5,55	0,62	5,95

❖ Modelo propositivo de coleta seletiva: REC / PAP + PEV / PF + CT

1. DIAGNÓSTICO TÉCNICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
GRm	t.mês ⁻¹	252,39	167,33	129,87	154,61	311,87
Pa	t.m ³	0,16	0,16	0,16	0,16	0,16
CGrec	%	0,44	0,45	0,47	0,37	0,55

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Grecm	t.mês ⁻¹	110,07	74,56	61,01	57,59	170,81
Vrecm	m ³ .mês ⁻¹	687,92	466,01	381,33	359,95	1.067,57

2. DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA MODAL

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
RECpap	adm	0,80	0,80	0,80	0,80	0,80
RECpev	adm	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Adc	adm	0,65	0,65	0,65	0,65	0,65
Cvc	m ³	30	30	30	30	30
Fvc	adm	0,90	0,90	0,90	0,90	0,90
Cpev	m ³	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
Fpev	adm	0,95	0,95	0,95	0,95	0,95
Ncs	und	3	2	2	2	3
Nm	und	4	4	4	4	4
Vc	km.h ⁻¹	5	5	5	5	5
J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ds	km	11,11	10,80	14,79	23,63	12,64
Dvg	km	54,61	56,20	54,19	75,43	47,84
Tcpev	h	0,08	0,08	0,08	0,08	0,08
Ts	h	2,22	2,16	2,96	4,73	2,53
Tvg	h	3,67	3,67	4,27	6,45	3,70

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Vcm	m ³ .mês ⁻¹	447,15	302,91	247,87	233,97	693,92
Vrpap	m ³ .mês ⁻¹	357,72	242,33	198,29	187,17	555,14
Vrpev	m ³ .mês ⁻¹	89,43	60,58	49,57	46,79	138,78
Cefvc	m ³	27	27	27	27	27
Cefpev	m ³	2,375	2,375	2,375	2,375	2,375
Ncm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Npev – V.A.	und	4	4	3	3	5
T	h	0,32	0,32	0,24	0,24	0,40
Tvgcm	h.vg ⁻¹	3,99	3,99	4,51	6,69	4,10
Nvg – V.A.	vg.dia ⁻¹	2,00	2,00	2,00	1,00	2,00
Nvc – V.A.	und	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16

3. DETERMINAÇÃO DOS CUSTOS DOS SERVIÇOS

3.1. Sistema Modal

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Hm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
RM	km.L ⁻¹	2,50	2,50	2,50	2,50	2,50
VC	L	29,30	29,30	29,30	29,30	29,30
QM	km	60.000	60.000	60.000	60.000	60.000
NP	und	4	4	4	4	4
NR	und	2	2	2	2	2
VP	km	5.000	5.000	5.000	5.000	5.000
VR	km	30.000	30.000	30.000	30.000	30.000
CMvc	R\$.km ⁻¹	0,79	0,79	0,79	0,79	0,79
VN	R\$	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00	294.215,00
VR	R\$	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00	117.686,00
VUvc	mês	60	60	60	60	60
Cipva	R\$.ano ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
Cdpvat	R\$.ano ⁻¹	5,78	5,78	5,78	5,78	5,78
Clic	R\$.ano ⁻¹	90,20	90,20	90,20	90,20	90,20
PC	R\$.L ⁻¹	3,211	3,211	3,211	3,211	3,211
PLM	R\$.L ⁻¹	21,00	21,00	21,00	21,00	21,00
PP	R\$	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00	1.500,00
PR	R\$	500,00	500,00	500,00	500,00	500,00

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CC	R\$.mês ⁻¹	1.683,39	1.154,93	1.113,63	775,06	1.474,70
COL	R\$.mês ⁻¹	13,44	9,22	8,89	6,19	11,77
CP	R\$.mês ⁻¹	141,15	96,84	93,37	64,99	123,65
CMV	R\$.mês ⁻¹	1.035,41	710,37	684,96	476,72	907,05
CVsm	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CDV	R\$.mês ⁻¹	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15	2.942,15
CTI	R\$.mês ⁻¹	253,18	253,18	253,18	253,18	253,18
CFsm	R\$.mês ⁻¹	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33	3.195,33

3.2. Equipamentos

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Vpev	R\$	4.812,81	4.812,81	4.812,81	4.812,81	4.812,81
VRpev	R\$	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
VUpev	mês	24,00	24,00	24,00	24,00	24,00
Npev	und	4	4	3	3	5
CMP	R\$.mês ⁻¹	11,47	11,47	11,47	11,47	11,47

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CDP	R\$.mês ⁻¹	200,53	200,53	200,53	200,53	200,53
CFe	R\$.mês ⁻¹	848,02	848,02	636,01	636,01	1.060,02

3.3. Recursos Humanos

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
SM	R\$.mês ⁻¹	1.045,00	1.045,00	1.045,00	1.045,00	1.045,00
Rbc	R\$.h ⁻¹	5,55	5,55	5,55	5,55	5,55
Rbm	R\$.h ⁻¹	11,27	11,27	11,27	11,27	11,27

Rbf	R\$.h ⁻¹	5,55	5,55	5,55	5,55	5,55
Tic	adm	0,40	0,40	0,40	0,40	0,40
Tim	adm	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
Tif	adm	0,20	0,20	0,20	0,20	0,20
J	h.dia ⁻¹	8	8	8	8	8
Ntm	dia.mês ⁻¹	12	8	8	8	12
Jm	h.mês ⁻¹	96	64	64	64	96
Vto	R\$	3,45	3,45	3,45	3,45	3,45
Niv	und	2	2	2	2	2
AAAd	R\$.dia ⁻¹	20,88	20,88	20,88	20,88	20,88
Tcs	turno	Noturno	Noturno	Diurno	Diurno	Noturno
NC	und	3	3	3	3	3
NM	und	1	1	1	1	1
NF	und	1	1	1	1	1

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
RBc	R\$.mês ⁻¹	532,80	355,20	355,20	355,20	532,80
RBm	R\$.mês ⁻¹	1.081,92	721,28	721,28	721,28	1.081,92
RBf	R\$.mês ⁻¹	532,80	355,20	355,20	355,20	532,80
AIc	R\$.mês ⁻¹	418,00	418,00	418,00	418,00	418,00
AIIm	R\$.mês ⁻¹	209,00	209,00	209,00	209,00	209,00
AIIf	R\$.mês ⁻¹	209,00	209,00	209,00	209,00	209,00
RSRc	R\$.mês ⁻¹	69,26	46,18	46,18	46,18	69,26
RSRm	R\$.mês ⁻¹	140,65	93,77	93,77	93,77	140,65
RSRf	R\$.mês ⁻¹	69,26	46,18	46,18	46,18	69,26
INSSc	R\$.mês ⁻¹	112,21	90,13	90,13	90,13	112,21
INSSm	R\$.mês ⁻¹	157,47	112,65	112,65	112,65	157,47
INSSf	R\$.mês ⁻¹	89,22	67,14	67,14	67,14	89,22
DARc	R\$.mês ⁻¹	85,01	68,28	68,28	68,28	85,01
DARm	R\$.mês ⁻¹	119,30	85,34	85,34	85,34	119,30
DARf	R\$.mês ⁻¹	67,59	50,86	50,86	50,86	67,59
SATc	R\$.mês ⁻¹	30,60	24,58	24,58	24,58	30,60
SATm	R\$.mês ⁻¹	42,95	30,72	30,72	30,72	42,95
SATf	R\$.mês ⁻¹	24,33	18,31	18,31	18,31	24,33
ANc	R\$.mês ⁻¹	106,56	71,04			106,56
ANm	R\$.mês ⁻¹	216,38	144,26			216,38
ANf	R\$.mês ⁻¹	106,56	71,04			106,56
VTc	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
VTm	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
VTf	R\$.mês ⁻¹	82,80	55,20	55,20	55,20	82,80
AAc	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
AAm	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
AAf	R\$.mês ⁻¹	250,56	167,04	167,04	167,04	250,56
CMOc	R\$.mês ⁻¹	1.687,80	1.295,65	1.224,61	1.224,61	1.687,80
CMOm	R\$.mês ⁻¹	2.301,03	1.619,25	1.474,99	1.474,99	2.301,03
CMOf	R\$.mês ⁻¹	1.432,12	1.039,97	968,93	968,93	1.432,12
CMO	R\$.mês ⁻¹	8.796,55	6.546,17	6.117,75	6.117,75	8.796,55

3.4. Insumos e serviços de apoio à operação

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CISc	R\$.mês ⁻¹	119,93	119,93	119,93	119,93	119,93
CISm	R\$.mês ⁻¹	67,67	67,67	67,67	67,67	67,67
CISf	R\$.mês ⁻¹	85,97	85,97	85,97	85,97	85,97
CIS	R\$.mês ⁻¹	513,43	513,43	513,43	513,43	513,43

4. CUSTO DO MODELO PROPOSITIVO DE COLETA SELETIVA

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CF	R\$.mês ⁻¹	13.353,32	11.102,94	10.462,52	10.462,52	13.565,32
CV	R\$.mês ⁻¹	2.873,38	1.971,36	1.900,85	1.322,95	2.517,17
CMS	R\$.mês ⁻¹	16.226,70	13.074,30	12.363,37	11.785,47	16.082,49

5. CUSTO UNITÁRIO COMPLEMENTAR DOS MODELOS DE COLETA SELETIVA

Dados de entrada:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
Qcm	t.mês ⁻¹	72,18	51,12	37,99	37,18	111,49
Dm	km	1.310,64	899,20	867,04	603,44	1.148,16
POPsr	hab	6.904	11.420	3.816	32.488	4.787

Dados de saída:

Variáveis	Unid	CAV	CMAC	CMBC	CB	SC
CMSt	R\$.t ⁻¹	224,21	255,76	325,44	316,98	144,25
CMSkm	R\$.km ⁻¹	12,38	14,54	14,26	19,53	14,01
CMShab	R\$.hab ⁻¹	3,62	1,76	4,98	0,56	5,17

APÊNDICE D - EFICIÊNCIA DOS MODELOS DE COLETA SELETIVA DO BRASIL CONFORME O SNIS (2018)

❖ Municípios com coleta seletiva porta a porta executada por empresas terceirizadas

Municípios	UF	TRMR	Municípios	UF	TRMR
Alumínio	SP	8,37	Pinhais	SC	1,24
Arapongas	PR	0,41	Piraquara	PR	0,05
Araucária	PR	2,98	Prudentópolis	PR	4,63
Arujá	SP	2,80	Quatro Irmãos	RS	28,64
Assis Chateaubriand	PR	6,01	Ribeirão do Pinhal	PR	9,27
Atibaia	SP	3,11	Rio dos Índios	RS	29,94
Barueri	SP	2,01	Rio do Sul	SC	2,67
Bataguassu	MS	6,20	Rodeio Bonito	RS	11,55
Bento Gonçalves	RS	24,34	Santa Cruz do Rio Pardo	SP	1,15
Braga	RS	52,32	Santos	SP	5,59
Caiçara	RS	11,93	São Caetano do Sul	SP	1,41
Canela	RS	4,61	São Jorge do Ivaí	PR	25,63
Carazinho	RS	10,73	São José	SC	1,71
Casca	RS	3,38	São José dos Campos	SP	1,48
Cascavel	PR	3,16	São Mateus do Sul	PR	3,31
Cassilândia	MS	8,85	São Nicolau	RS	20,00
Charqueada	SP	9,27	Sarandí	RS	0,01
Clevelândia	PR	13,89	Schroeder	SC	12,78
Costa Rica	MS	12,82	Seberi	RS	12,05
Dezesseis de Novembro	RS	6,96	Tenente Portela	RS	10,35
Estância Velha	RS	3,85	Xanxerê	SC	1,22
Fagundes Varela	RS	13,83	Palmas	PR	4,86
Fazenda Vilanova	RS	7,74			
Formosa do Sul	SC	4,80			
Franca	SP	2,14			
Garibaldi	RS	20,27			
Gaspar	SC	2,85			
Gaurama	RS	4,17			
Gramado	RS	5,49			
Guaramirim	SC	3,62			
Ibirubá	RS	9,92			
Igrejinha	RS	11,65			
Itabira	MG	9,34			
Itapagipe	MG	4,54			
Itaquiraí	MS	3,31			
Ituporanga	SC	9,21			
Ivatuba	PR	20,04			
Jaboticabal	SP	0,81			
Jaguapitã	PR	10,87			
Jardim	MS	0,15			
Jardinópolis	SC	5,38			
Joinville	SC	3,48			
Loanda	PR	0,40			
Mafra	SC	5,97			
Mariano Moro	RS	1,11			
Nova Alvorada	RS	12,23			
Novo Tiradentes	RS	15,02			
Paranavaí	PR	6,44			
Petrolândia	SC	22,95			

Legenda: EXC – Existência de coleta seletiva; UF – Unidade federativa; SP – São Paulo; PR – Paraná; MS – Mato Grosso do Sul; RS – Rio Grande do Sul; SC – Santa Catarina; MG – Minas Gerais; TRMR – Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de RDO e RPU [%].

❖ **Municípios com coleta seletiva porta a porta executada por organizações de catadores remunerados em parceria com a prefeitura**

Municípios	UF	TRMR	Municípios	UF	TRMR
Altair	SP	5,11	Londrina	PR	3,50
Álvares Machado	SP	2,87	Mamborê	PR	7,73
Andirá	PR	6,39	Mandaguaçu	PR	10,00
Araçoiaba da Serra	SP	0,07	Mandaguari	PR	8,57
Assis	SP	5,18	Miracema	RJ	12,83
Astorga	PR	9,84	Nova Mutum	MT	2,54
Bocaiúva	MG	1,26	Nova Tebas	PR	19,26
Cajati	SP	4,08	Otaçílio Costa	SC	2,24
Canoas	RS	2,53	Paiçandu	PR	1,53
Cícero Dantas	BA	1,78	Piedade	SP	0,10
Colorado	PR	13,16	Presidente Epitácio	SP	1,38
Cristal	RS	18,18	Presidente Prudente	SP	3,19
Cruzeiro do Oeste	PR	7,12	Regente Feijó	SP	1,64
Divisópolis	MG	1,46	Reserva do Iguaçu	PR	5,83
Dom Joaquim	MG	16,27	Ribeirão Grande	SP	20,00
Dom Pedro de Alcântara	RS	6,99	Roncador	PR	10,55
Dracena	SP	4,05	Santa Inês	PR	1,72
Estrela do Norte	SP	5,30	Sarandi	PR	0,69
Farol	PR	8,22	Tibagi	PR	18,91
Floriano Peixoto	RS	23,00	Três Cachoeiras	RS	1,83
Ibaiti	PR	2,69	Três Corações	MG	1,58
Itabirito	MG	9,15	Três Rios	RJ	0,62
Itaguajé	PR	6,11	Tupi Paulista	SP	17,49
Itaipulândia	PR	34,01	Turuçu	RS	23,32
Ituiutaba	MG	3,11	Várzea Paulista	SP	0,42
Ivaiporã	PR	2,06	Wenceslau Braz	PR	8,21
Jari	RS	48,57			

Legenda: EXC – Existência de coleta seletiva; UF – Unidade federativa; SP – São Paulo; PR – Paraná; MG – Minas Gerais; RS – Rio Grande do Sul; BA – Bahia; SC – Santa Catarina; RJ – Rio de Janeiro; MT – Mato Grosso; TRMR – Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de RDO e RPU [%].

❖ **Municípios com coleta seletiva mista executada por empresas terceirizadas**

Municípios	UF	TRMR	Municípios	UF	TRMR
Aceguá	RS	3,00	Lindolfo Collor	RS	21,43
Anápolis	GO	1,46	Marau	RS	11,15
Ariquemes	RO	4,11	Mário Campos	MG	2,04
Balsa Nova	PR	9,63	Mogi das Cruzes	SP	1,28
Bariri	SP	1,20	Montenegro	RS	0,60
Bauru	SP	1,21	Osório	RS	3,23
Blumenau	SC	1,88	Paraíso das Águas	MS	8,27
Botucatu	SP	2,25	Paranaguá	PR	3,32
Brejo Santo	CE	7,29	Piên	PR	7,99
Caçador	SC	5,52	Pindamonhangaba	SP	0,87
Caçapava	SP	0,66	Piracicaba	SP	2,10
Campo Bom	RS	5,25	Poá	SP	1,91
Campo Grande	MS	0,47	Poços de Caldas	MG	0,72
Campo Largo	PR	5,72	Porto Alegre	RS	2,16
Campo Mourão	PR	3,76	Porto União	SC	5,31
Campo dos Goytacazes	RJ	1,45	Porto Velho	RO	1,35
Canoinhas	SC	2,04	Recife	PE	0,20
Caraguatatuba	SP	1,19	Registro	SP	1,12
Cariacica	ES	0,40	Ribeirão Preto	SP	0,37
Castro	PR	1,85	Rolândia	PR	1,52
Catalão	GO	2,38	Santa Barbara D'Oeste	SP	0,27
Catanduva	SP	0,26	Santo André	SP	2,21
Ceres	GO	1,59	São Bento do Sul	SC	4,10
Chapecó	SC	5,33	São Francisco do Sul	SC	2,17
Colatina	ES	1,81	São Vicente	SP	0,45
Colombo	PR	1,58	Taquara	RS	10,66
Conchal	SP	1,64	Três de Maio	RS	3,14
Congonhas	MG	3,09	Três Lagoas	MS	1,60
Contagem	MG	0,90	Turvo	PR	4,27
Criciúma	SC	0,60	Valinhos	SP	1,22
Divinópolis	MG	2,22	Vila Velha	ES	0,04
Dourados	MS	0,46	Vitória	ES	0,91
Erechim	RS	5,60			
Farroupilha	RS	4,61			
Fernandópolis	SP	1,81			
Flores da Cunha	RS	10,44			
Guarani	MG	35,12			
Guarapuava	PR	8,33			
Guaratuba	PR	1,94			
Horizontina	RS	2,25			
Hortoândia	SP	1,94			
Ibiporã	PR	17,45			
Ijuí	RS	3,06			
Imperatriz	MA	0,27			
Ijaí	SC	2,65			
Itatiba	SP	4,75			
Itu	SP	8,42			
Jacareí	SP	7,79			
Jaraguá do Sul	SC	11,17			
Joaçaba	SC	41,26			
Juatuba	MG	3,11			
Jundiá	SP	1,65			
Lapa	PR	6,21			

Legenda: EXC – Existência de coleta seletiva; UF – Unidade federativa; RS – Rio Grande do Sul; GO – Goiás; RO – Rondônia; PR – Paraná; SP – São Paulo; SC – Santa Catarina; CE – Ceará; MS – Mato Grosso do Sul; RJ – Rio de Janeiro; ES – Espírito Santo; MG – Minas Gerais; MA – Maranhão; PE – Pernambuco; TRMR – Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de RDO e RPU [%].

❖ **Municípios com coleta seletiva mista executada por organizações de catadores remunerados em parceria com a prefeitura**

Municípios	UF	TRMR	Municípios	UF	TRMR
Abatiá	PR	10,07	Pacaembu	SP	4,51
Abreu e Lima	PE	5,54	Pains	MG	17,15
Alto Paraná	PR	10,26	Pato Branco	PR	6,90
Amambai	MS	16,21	Paty do Alferes	RJ	1,57
Ananindeua	PA	0,68	Pedreira	SP	6,86
Apucarana	PR	3,51	Pedrinhas Paulista	SP	10,79
Aracruz	ES	1,26	Pedro Leopoldo	MG	0,16
Araraquara	SP	4,02	Pilar do Sul	SP	1,09
Areal	RJ	5,15	Pinheiros	ES	5,28
Arroio Grande	RS	2,43	Pitanga	PR	6,89
Barra Bonita	SP	5,33	Presidente Bernardes	SP	17,65
Bertioga	SP	2,42	Querência do Norte	PR	7,61
Brejetuba	ES	19,15	Realeza	PR	14,55
Cachoeira de Minas	MG	11,83	Ribeirão Pires	SP	0,57
Cachoeira da Sul	RS	1,97	Rio Negro	PR	4,67
Candiba	BA	1,83	Rio Verde	GO	0,66
Canguçu	RS	4,76	Rio Verde do Mato Grosso	MS	0,74
Casa Branca	SP	1,61	Roteiro	AL	0,99
Cruz Alta	RS	2,59	Salinas	MG	1,82
Diamantina	MG	0,62	Santa Cruz das Palmeiras	SP	0,65
Eusébio	CE	0,50	Santa Cruz do Sul	RS	1,38
Florínia	SP	0,14	Santo Antônio da Platina	RS	10,27
Foz do Iguaçu	PR	1,26	Santo Expedito	SP	8,01
Francisco Beltrão	PR	13,46	São Carlos	SP	0,60
Iconha	ES	7,19	São Joaquim da Barra	SP	2,51
Iguaraçu	PR	9,67	São Leopoldo	RS	4,07
Itaguaçu	ES	10,26	Sapezal	MT	6,26
Itapira	SP	1,97	Tamarana	PR	0,29
Itaúna	MG	5,83	Teixeirópolis	RO	12,02
Jaguarão	RS	5,45	Torres	RS	3,84
Jataí	GO	0,50	Tupanciretã	RS	4,28
Lages	SC	0,95	Uruguaiana	RS	2,40
Luis Eduardo Magalhães	BA	0,83	Viana	ES	1,10
Maceió	AL	0,37			
Manhumirim	MG	5,70			
Maracaí	SP	12,63			
Marechal Cândido Rondon	PR	12,12			
Matinhos	PR	0,62			
Mogi Guaçu	SP	0,95			
Monte Aprazível	SP	1,54			
Morro Agudo	SP	3,66			
Munhoz de Melo	PR	18,04			
Natal	RN	0,72			
Nepomuceno	MG	6,49			
Nova Alvorada do Sul	MS	6,13			
Nova Era	MG	9,15			
Nova Esperança	PR	7,62			
Nova União	MG	12,35			
Novo Hamburgo	RS	4,70			
Ourinhos	SP	5,40			
Ouro Branco	MG	4,40			

Legenda: EXC – Existência de coleta seletiva; UF – Unidade federativa; RS – Rio Grande do Sul; GO – Goiás; RO – Rondônia; PR – Paraná; SP – São Paulo; SC – Santa Catarina; CE – Ceará; MS – Mato Grosso do Sul; RJ – Rio de Janeiro; ES – Espírito Santo; MG – Minas Gerais; MA – Maranhão; PE – Pernambuco; TRMR – Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de RDO e RPU [%].

**APÊNDICE E - MEMÓRIA DE CÁLCULO DA AVALIAÇÃO AMBIENTAL DOS
MODELOS PROPOSITIVOS DE COLETA SELETIVA**

CAV – REC / PAP / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	6,15	1,54	61,50	7,07	36,90	
ASC	MT	66,33	0,00	0,00	-27,73	0,00	0,01
ASNC	MT	180,21	0,00	0,00	-75,69	0,00	
VT		252,39	1,54	61,50	-96,35	36,90	
CAV – REC / PAP / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	5,91	1,48	59,12	6,80	35,47	
ASC	MT	66,27	0,00	0,00	-27,83	0,00	0,00
ASNC	MT	180,21	0,00	0,00	-75,69	0,00	
VT		252,39	1,48	59,12	-96,72	35,47	
CAV – REC / PAP + PEV / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	3,14	0,78	31,40	3,61	18,84	
ASC	MT	69,04	0,00	0,00	-29,00	0,00	-0,20
ASNC	MT	180,21	0,00	0,00	-75,69	0,00	
VT		252,39	0,78	31,40	-101,07	18,84	
CAV – REC / PAP + PEV / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	3,87	0,97	38,69	4,45	23,21	
ASC	MT	68,31	0,00	0,00	-28,69	0,00	-0,15
ASNC	MT	180,21	0,00	0,00	-75,69	0,00	
VT		252,39	0,97	38,69	-99,93	23,21	
CMBC – REC / PAP / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	3,24	0,81	32,37	3,72	19,42	
ASC	MT	34,75	0,00	0,00	-14,60	0,00	0,02
ASNC	MT	91,88	0,00	0,00	-38,59	0,00	
VT		129,87	0,81	32,37	-49,46	19,42	
CMBC – REC / PAP / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	3,11	0,78	31,11	3,58	18,67	
ASC	MT	34,88	0,00	0,00	-14,65	0,00	0,01
ASNC	MT	91,88	0,00	0,00	-38,59	0,00	
VT		129,87	0,78	31,11	-49,66	18,67	
CMBC – REC / PAP + PEV / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	1,65	0,41	16,53	1,90	9,92	
ASC	MT	36,34	0,00	0,00	-15,26	0,00	-0,19
ASNC	MT	91,88	0,00	0,00	-38,59	0,00	
VT		129,87	0,41	16,53	-51,95	9,92	
CMBC – REC / PAP + PEV / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	2,04	0,51	20,36	2,34	12,22	
ASC	MT	35,95	0,00	0,00	-15,10	0,00	-0,14
ASNC	MT	91,88	0,00	0,00	-38,59	0,00	
VT		129,87	0,51	20,36	-51,35	12,22	

CMAC – REC / PAP / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	4,36	1,09	43,55	5,01	26,13	
ASC	MT	46,76	0,00	0,00	-19,64	0,00	0,04
ASNC	MT	116,21	0,00	0,00	-48,81	0,00	
VT		167,33	1,09	43,55	-63,44	26,13	
CMAC – REC / PAP / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	4,19	1,05	41,87	4,81	25,12	
ASC	MT	46,93	0,00	0,00	-19,71	0,00	0,03
ASNC	MT	116,21	0,00	0,00	-48,81	0,00	
VT		167,33	1,05	41,87	-63,71	25,12	
CMAC – REC / PAP + PEV / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	2,22	0,56	22,24	2,56	13,34	
ASC	MT	48,90	0,00	0,00	-20,54	0,00	-0,18
ASNC	MT	116,21	0,00	0,00	-48,81	0,00	
VT		167,33	0,56	22,24	-66,79	13,34	
CMAC – REC / PAP + PEV / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	2,74	0,69	27,40	3,15	16,44	
ASC	MT	48,38	0,00	0,00	-20,32	0,00	-0,13
ASNC	MT	116,21	0,00	0,00	-48,81	0,00	
VT		167,33	0,69	27,40	-65,98	16,44	
CB – REC / PAP / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	3,17	0,79	31,68	3,64	19,01	
ASC	MT	34,01	0,00	0,00	-14,29	0,00	-0,05
ASNC	MT	117,43	0,00	0,00	-49,32	0,00	
VT		154,61	0,79	31,68	-59,96	19,01	
CB – REC / PAP / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	3,05	0,76	30,45	3,50	18,27	
ASC	MT	34,13	0,00	0,00	-14,34	0,00	-0,07
ASNC	MT	117,43	0,00	0,00	-49,32	0,00	
VT		154,61	0,76	30,45	-60,16	18,27	
CB – REC / PAP + PEV / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	1,62	0,40	16,17	1,86	9,70	
ASC	MT	35,56	0,00	0,00	-14,94	0,00	-0,23
ASNC	MT	117,43	0,00	0,00	-49,32	0,00	
VT		154,61	0,40	16,17	-62,40	9,70	
CB – REC / PAP + PEV / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	1,99	0,50	19,93	2,29	11,96	
ASC	MT	35,19	0,00	0,00	-14,78	0,00	-0,19
ASNC	MT	117,43	0,00	0,00	-49,32	0,00	
VT		154,61	0,50	19,93	-61,81	11,96	

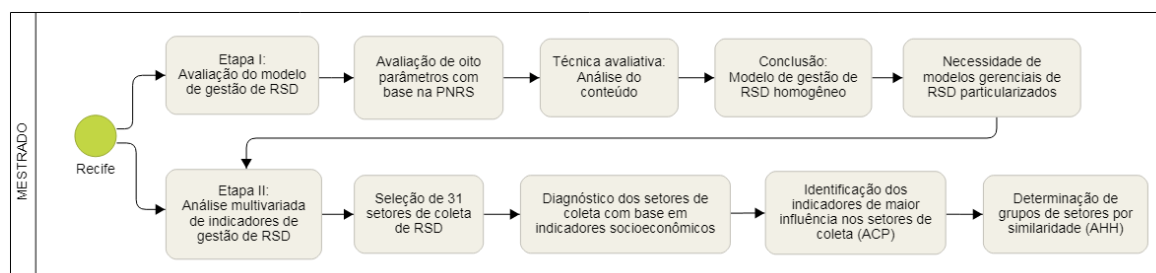
SC – REC / PAP / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	9,50	2,37	94,99	10,92	56,99	
ASC	MT	101,99	0,00	0,00	-42,84	0,00	0,12
ASNC	MT	200,38	0,00	0,00	-84,16	0,00	
VT		311,87	2,37	94,99	-116,07	56,99	
SC – REC / PAP / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	9,13	2,28	91,31	10,50	54,79	
ASC	MT	102,36	0,00	0,00	-42,99	0,00	0,10
ASNC	MT	200,38	0,00	0,00	-84,16	0,00	
VT		311,87	2,28	91,31	-116,65	54,79	
SC – REC / PAP + PEV / TC							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	4,85	1,21	48,50	5,58	29,10	
ASC	MT	106,64	0,00	0,00	-44,79	0,00	-0,14
ASNC	MT	200,38	0,00	0,00	-84,16	0,00	
VT		311,87	1,21	48,50	-123,37	29,10	
SC – REC / PAP + PEV / PF + CT							
TGR	CRS	Qres	MPP	EE	EGEE	EA	ZWI
SREC	MT	5,98	1,49	59,76	6,87	35,86	
ASC	MT	105,51	0,00	0,00	-44,32	0,00	-0,08
ASNC	MT	200,38	0,00	0,00	-84,16	0,00	
VT		311,87	1,49	59,76	-121,60	35,86	

Legenda: TGR – Tecnologia de gerenciamento de resíduos; SREC – Sistemas de reciclagem; COMP – Compostagem; ASC – Resíduo reciclável coletado pelo modelo seletivo e destinada ao aterro sanitário; ASNC – Resíduo reciclável não contemplado pela modelo seletivo, sendo coletado pela coleta convencional e direcionado ao aterro sanitário; VT – Valor total; CRS – Categoria do resíduo sólido; MT – Misto; Qres – Quantidade de resíduo sólido [t.mês⁻¹]; MPP – Matéria-prima evitada [t.t⁻¹]; EE – Energia evitada [GJ_{LHV}.t⁻¹]; EGEE – Emissões de gases de efeito estufa [CO₂e.t⁻¹]; EA – Economia de água [kl.t⁻¹]; ZWI – *Zero Waste Index*.

ANEXO A - SÍNTESE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO DE SILVA (2015)

A proposta metodológica da presente pesquisa dá seguimento aos estudos realizados por Silva (2015) nos setores de coleta da cidade de Recife (Figura A1). No primeiro momento, o autor avaliou o modelo de gestão dos resíduos sólidos domiciliares (RSD) de Recife com base nas políticas nacionais (BRASIL, 2010a) e estadual (PERNAMBUCO, 2010) de resíduos sólidos. Para tal, foram utilizados oito parâmetros: universalização do gerenciamento de RSD; práticas que respeitem as diversidades locais; incentivo ao princípio da redução, reutilização e reciclagem; adoção de programas de coleta seletiva; inserção de práticas de educação ambiental; responsabilidade social dos catadores; tecnologias de tratamento dos RSD; disposição final adequada dos resíduos, os quais foram avaliados pela técnica de Análise do conteúdo (GERHARD; SILVEIRA, 2009, p. 84). O autor verificou, dentre outros, a ausência de estudos pormenorizados nos setores de coleta da cidade, os quais são fundamentais para o estabelecimento de uma gestão sustentável da coleta de resíduos.

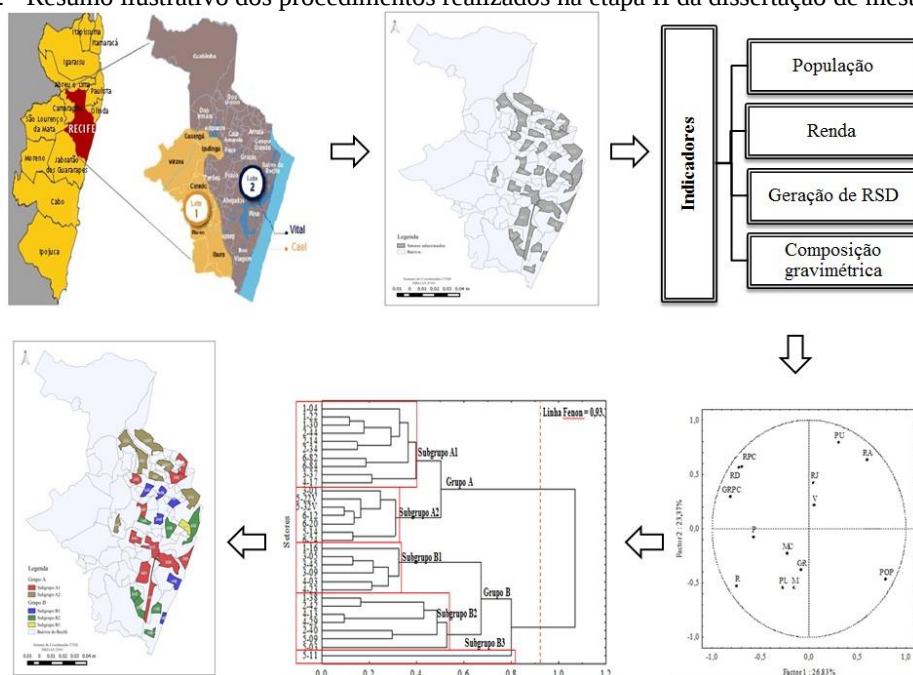
Figura A1 - Fluxograma da dissertação de mestrado



Fonte: Silva (2015).

Já na segunda etapa (Figura A2), em decorrência dos resultados verificados na etapa I, foram realizados estudos aprofundados nos setores de coleta de Recife. Inicialmente foram selecionados aleatoriamente 31 setores (representando 30% da população finita do estudo) da área gerenciada pela Vital Engenharia – correspondendo a 70% da área de coleta - com base nos bairros inseridos no setor, na localização geográfica, no nível econômico, na presença de estabelecimentos comerciais e domiciliares, e na frequência dos veículos coletores de RSD, a fim de obter uma amostragem com características diversificadas.

Figura A2 - Resumo ilustrativo dos procedimentos realizados na etapa II da dissertação de mestrado



Fonte: Silva (2015).

Legenda: i) Gestão da coleta de RSD em Recife ocorre em dois lotes: Lote 1 de responsabilidade da Cael e Lote 2 gerenciado pela Vital Engenharia. ii) Seleção dos 31 setores de coleta da área gerenciada pela Vital. iii) Diagnóstico dos setores com base em quatro indicadores. iv) Determinação dos indicadores mais representativos nos setores de coleta por meio do ACP. v) Agrupamento dos setores em grupos e subgrupos por similaridade com base na AHH. vi) Mapa do agrupamento dos setores por similaridade.

Os setores foram diagnosticados quanto à população residente, renda econômica, geração de resíduos e composição gravimétrica (Tabela A1), e analisados estatisticamente por meio da Análise de Componente Principal (ACP), no intuito de identificar os indicadores determinantes para a realidade dos setores de coleta. Estes indicadores foram utilizados como *input* na Análise de Agrupamento Hierárquico (AHH) dos setores de coleta. Com base nesta análise, foram gerados dois grupos (A e B) e cinco subgrupos (A1, A2, B1, B2 e B3) de setores agrupados por apresentar características similares (Tabela A2).

Tabela A1 - Resumo dos agrupamentos por similaridade dos setores de coleta

G	SG	S	POP	DD	CE	RMD	RMPC	GMR	GRPC	RE	PU
A	A1	10	16.459	164,26	Média baixa	1.046,50	318,68	255,50	0,54	43,26	32,77
	A2	7	23.830	224,31	Baixa	587,84	169,59	301,62	0,44	36,21	37,41
	B1	6	9.565	176,28	Alta	5.490,41	1.907,56	249,40	0,89	42,54	36,69
B	B2	7	9.024	129,92	Média alta	2.165,05	737,37	249,76	0,99	41,36	37,64
	B3	1	3.926	53,53	Média	2.146,67	901,10	373,95	3,17	45,56	43,43

Legenda: G – Grupos; SG – Subgrupos; S – setores; POP – população [hab]; DD – densidade demográfica [hab.ha⁻¹]; CE – classe econômica; RMD – renda média domiciliar [R\$.mês⁻¹]; RMPC – renda mensal *per capita* [R\$.hab⁻¹.mês⁻¹]; GMR – geração de resíduos por mês [t.mês⁻¹]; GRPC – geração de resíduos *per capita* [kg.hab⁻¹.dia⁻¹]; RE – recicláveis [%]; PU – putrescíveis [%].

Tabela A2 - Tabela-resumo das características dos 31 setores de coleta estudados por Silva (2015)

Rotas	Bairros inseridos	POP	DD	ND	RMD	RMPC	CE	GR	GRPC	P	PL	M	V	RE	PU	CA
1-04	Casa Amarela e Monteiro	13.770	207,13	4.222	979	300,15	B	206,76	0,50	24,09	21,01	4,97	0,83	50,90	21,74	R e C
1-16	Casa Forte, Parnamirim e Casa Amarela	10.613	168,46	3.559	6.066	2.034,18	A	230,01	0,72	24,09	30,77	1,55	1,37	57,78	24,98	R
1-22	Arruda e Água Fria	15.852	159,86	4.786	1.092	329,59	B	205,70	0,43	12,49	24,68	0,72	0,64	38,53	39,40	R e C
1-30	Camp. do Barreto, Peixinhos e Água Fria	15.726	183,93	4.623	1.007	295,91	B	181,64	0,39	12,95	19,14	1,04	1,89	35,02	44,18	R e C
1-38	Prado, Zumbi, Madalena e Cordeiro	10.904	222,94	3.445	1.538	485,99	M	184,42	0,56	10,84	22,11	1,06	1,55	35,55	38,65	R
2-14	San Martin, Mustardinha e Bongí	16.776	203,59	5.036	1.375	412,74	M	259,66	0,52	15,96	23,54	1,20	1,66	42,37	34,51	R
2-34	Imbiribeira, Jiquiá, Afogados e Areias	18.593	111,94	5.608	1.540	464,35	M	225,52	0,40	20,46	20,25	1,88	2,88	45,47	33,16	R
2-40	Ipsep	6.836	97,24	2.031	1.766	524,72	M	208,79	1,02	12,19	20,99	0,42	0,71	34,32	42,04	R e C
2-42	Ipsep	9.515	93,28	3.156	1.580	524,06	M	203,24	0,71	18,23	21,91	2,58	1,42	44,14	34,91	R
2-44	Afogados e Bongí	17.172	124,43	5.369	880	275,00	B	232,92	0,45	8,83	24,48	2,25	1,62	37,18	33,55	R e C
3-01	Santo Amaro e Campo Grande	24.997	149,68	7.165	752	215,62	B	258,76	0,35	11,22	17,01	1,22	2,39	31,84	46,72	R e C
3-05	Espinheiro, Aflitos e Encruzilhada	10.402	205,41	3.688	4.466	1.583,45	A	259,35	0,83	14,34	14,59	1,79	3,13	33,85	41,20	R e C
3-09	Jaqueira, Tamarineira, Rosarinho e Graças	12.327	215,36	4.025	5.989	1.955,61	A	287,82	0,78	16,29	20,82	2,88	1,72	41,70	41,42	R e C
3-37	Cordeiro, Zumbi e Iputinga	11.954	195,87	3.683	1.051	323,88	B	269,32	0,75	11,50	24,87	2,39	0,51	39,27	34,91	R
3-45	Madalena, Graças e Derby	8.738	139,88	2.998	5.102	1.750,55	A	219,28	0,84	12,86	18,21	1,23	1,32	33,62	43,58	R
4-03	Pina e Boa Viagem	6.645	70,96	2.386	5.995	2.152,76	A	228,63	1,15	16,37	17,53	2,09	5,55	41,54	39,67	R
4-13	Boa Viagem	10.456	154,83	3.525	2.758	929,67	M	222,37	0,71	16,66	26,29	3,24	0,98	47,17	34,63	R
4-17	Boa Viagem e Imbiribeira	10.652	89,21	3.320	824	256,93	B	293,37	0,92	17,75	27,95	2,12	1,34	49,16	29,75	R e C
4-23	Boa Viagem	8.666	257,61	3.205	5.323	1.968,82	A	271,32	1,04	20,93	23,88	1,47	0,48	46,75	29,31	R
4-29	Boa Viagem	10.685	218,64	3.545	3.205	1.063,39	M	226,55	0,71	15,12	26,59	1,13	3,82	46,66	33,18	R
5-03	Boa Vista, Soledade e Ilha do Leite	9.635	93,91	3.695	2.533	971,45	M	441,73	1,53	20,72	16,39	2,82	2,67	42,60	32,72	C
5-09	Recife (Centro), St. Amaro e St. Antônio	5.135	28,58	1.916	1.775	662,32	M	261,21	1,70	16,79	20,02	1,09	1,17	39,07	47,34	C
5-11	Santo Amaro e Boa Vista	3.926	53,53	1.648	2.147	901,10	M	373,95	3,17	19,86	21,69	2,25	1,77	45,56	43,43	C
5-14	Torrões e Cordeiro	19.093	345,76	5.524	550	159,12	B	348,53	0,61	6,89	19,81	4,54	2,14	33,38	32,15	R
5-22V	Água Fria e Fundão	22.038	245,28	6.232	558	157,81	B	280,68	0,42	12,44	25,14	1,45	0,29	39,32	34,05	R e C
5-32V	Dois Unidos, Beberibe e Linha do Tiro	25.642	122,28	7.364	531	152,60	B	263,64	0,34	13,16	17,68	1,61	4,77	37,21	37,01	R
6-12	Nova Descoberta e Brejo da Guabiraba	28.706	214,87	8.399	523	152,93	B	295,07	0,34	12,45	19,57	2,25	1,13	35,40	42,82	R e C
6-20	Morro da Conceição, Vasco da Gama	28.154	206,26	8.211	581	169,43	B	339,12	0,40	10,77	20,80	1,90	1,58	35,04	38,89	R
6-24	Mangabeira e Alto José do Pinho	18.183	286,03	5.272	620	179,66	B	325,55	0,60	14,89	21,83	2,52	2,04	41,27	30,24	R
6-82	Pina, Imbiribeira e Cabanga	22.149	113,88	6.958	821	257,94	B	317,39	0,48	16,35	22,31	2,43	2,96	44,04	32,83	R
6-84	Brasília Teimosa e Pina	21.941	252,72	6.610	897	270,28	B	362,68	0,55	19,54	27,48	2,21	1,41	50,64	23,68	R

Legenda: POP – população [hab]; DD – densidade demográfica [hab.ha⁻¹]; ND – número de domicílios; RMD – renda média domiciliar [R\$.mês⁻¹]; RMPC – renda média *per capita* [R\$.hab⁻¹.mês⁻¹]; CE – classe econômica; A – alta; M – média; B – baixa; GR – geração de resíduos [t.mês⁻¹]; GRPC – geração de resíduos *per capita* [kg.hab⁻¹.dia⁻¹]; P – papel [%]; PL – plástico [%]; M – metal [%]; V – vidro [%]; RE – recicláveis [%]; PU –putrescíveis [%]; CA – características; R – residencial; C – comercial.