



UNIVERSIDADE FEDERAL DO CEARÁ
CENTRO DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA HIDRÁULICA E AMBIENTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL (RECURSOS
HIDRICOS)

FRANCISCO ORLANDO HOLANDA COSTA FILHO

USOS DE INDICADORES SOCIOECONÔMICOS E ÍNDICES DE RECICLAGEM
NAS ESTIMATIVAS DAS VIDAS ÚTEIS DE ATERROS SANITÁRIOS POR MEIO
DE REGRESSÃO LINEAR

FORTALEZA

2019

FRANCISCO ORLANDO HOLANDA COSTA FILHO

USOS DE INDICADORES SOCIOECONÔMICOS E ÍNDICES DE RECICLAGEM NAS
ESTIMATIVAS DAS VIDAS ÚTEIS DE ATERROS SANITÁRIOS POR MEIO DE
REGRESSÃO LINEAR

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Marisete Dantas de Aquino.

Coorientador: Prof. Dr. Francisco Humberto de Carvalho Júnior.

FORTALEZA

2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação
Universidade Federal do Ceará
Biblioteca Universitária
Gerada automaticamente pelo módulo Catalog, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- C872u Costa Filho, Francisco Orlando Holanda.
Usos de indicadores socioeconômicos e índices de reciclagem nas estimativas das vidas úteis de aterros sanitários por meio de regressão linear / Francisco Orlando Holanda Costa Filho. – 2019.
98 f. : il. color.
- Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil: Saneamento Ambiental, Fortaleza, 2019.
Orientação: Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino.
Coorientação: Prof. Dr. Francisco Humberto de Carvalho Júnior.
1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Geração de resíduos. 3. EIA-RIMA. 4. Correlação de Pearson. 5. Regressão múltipla. I. Título.

CDD 628

FRANCISCO ORLANDO HOLANDA COSTA FILHO

USOS DE INDICADORES SOCIOECONÔMICOS E ÍNDICES DE RECICLAGEM NAS
ESTIMATIVAS DAS VIDAS ÚTEIS DE ATERROS SANITÁRIOS POR MEIO DE
REGRESSÃO LINEAR

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) da Universidade Federal do Ceará, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil (Recursos Hídricos). Área de concentração: Saneamento Ambiental.

Aprovada em: 23/05/2019.

BANCA EXAMINADORA

Prof^a. Dr^a. Marisete Dantas de Aquino (Orientadora)
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Francisco Humberto de Carvalho Júnior (Coorientador)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Prof. Dr. Antônio Clécio Fontelles Thomaz
Universidade Estadual do Ceará (UECE)

A Deus.

Aos meus pais, Orlando e Denise.

AGRADECIMENTOS

A Deus, fonte da minha força e determinação.

A Nossa Senhora, pela proteção em todos os momentos.

Aos meus pais, Orlando e Denise, pelo carinho e esforço diário para proporcionar a melhor estrutura que um filho pode querer.

Aos meus avôs, Eliéser e Maria Lúcia, por todo o carinho e atenção.

A minha irmã, Vanessa, pelo suporte.

As minhas tias, Cristina e Eliana, por todo o carinho e auxílio.

Aos meus primos, Isabel, Paula e Rafael, pela atenção.

Ao Marley e a Suri, pela companhia.

A Prof^ª. Dr^ª. Marisete Dantas de Aquino, pela excelente orientação e ajuda durante todo o mestrado.

Ao Prof. Dr. Francisco Humberto de Carvalho Júnior, pela coorientação no mestrado, pela orientação durante a graduação e por todo o carinho, confiança e dedicação.

Ao Prof. Dr. David Carneiro de Souza, pela confiança e atenção durante a graduação.

Ao Prof. Dr. Roberto Albuquerque Pontes Filho, pela confiança e pelas oportunidades durante a graduação.

Ao Prof. Dr. Franklin Aragão Gondim, por ter me ensinado a produzir artigos científicos e publicá-los em revistas internacionais.

Ao Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota, pela atenção e carinho durante o mestrado.

Ao Prof. Dr. Fernando José Araújo da Silva, pelas orientações e conselhos durante o mestrado.

A Prof^ª. Dr^ª. Ana Bárbara de Araújo Nunes, pelas orientações e sugestões durante o mestrado.

Ao Prof. Dr. José Nilson Bezerra Campos, pelas sugestões e conselhos durante o mestrado.

Ao Prof. Dr. José Capelo Neto, pelas orientações, críticas e sugestões durante o mestrado.

Aos professores participantes da banca examinadora, pelo tempo, pelas valiosas colaborações e sugestões.

A todos os meus professores da graduação e do mestrado, os quais me deixaram mais forte para a vida acadêmica e profissional.

A todos os meus colegas de turma do mestrado, pelas reflexões e sugestões recebidas.

Ao CNPQ, pelo apoio financeiro com a manutenção da bolsa de auxílio.

“Tudo deveria se tornar o mais simples possível, mas não simplificado.”

Albert Einstein

RESUMO

As metodologias mais comuns utilizadas para estimar as vidas úteis de aterros sanitários em estudos de impacto ambiental (EIA-RIMAs) desconsideram possíveis influências de fatores socioeconômicos na geração de RSU, o que pode gerar imprecisões. A metodologia utilizada nos EIA-RIMAs do Aterro Sanitário de Brasília (ASB) e do Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG) estimou as vidas úteis dos aterros considerando as quantidades geradas de RSU constantes ano após ano no Distrito Federal e em Guarulhos, ou seja, não considerou as influências de fatores socioeconômicos e índices de reciclagem. Diante disso, este trabalho teve o objetivo de criar diferentes estimativas para as quantidades de RSU a serem dispostas nos dois aterros e as consequentes vidas úteis utilizando regressão linear e tendo como base índices de reciclagem e indicadores socioeconômicos dos locais de estudo. Dessa forma, possibilitando comparar as estimativas geradas nesta dissertação com as estimativas das vidas úteis geradas nos EIA-RIMAs em questão. Os indicadores escolhidos para esta pesquisa foram: PIB, população, consumo de energia elétrica e de água. Análises de correlação de Pearson foram realizadas para descobrir quais indicadores mais influenciam a geração de RSU nos locais de estudo. Com base nos quatro indicadores utilizados na pesquisa, foram criadas doze equações para cada aterro por meio de regressão linear para estimar as quantidades de RSU. Porém, apenas uma equação foi escolhida para cada aterro, a qual foi selecionada de acordo com parâmetros estatísticos da regressão linear. As correlações de Pearson mostraram que os indicadores que mais influenciam os RSU no Distrito Federal são: energia elétrica consumida (0,995), PIB (0,991), população (0,971) e consumo de água (0,879). No caso de Guarulhos, os indicadores são: PIB (0,962), energia elétrica consumida (0,908), consumo de água (0,856) e população (0,695). A melhor equação para o ASB foi composta pelos indicadores energia elétrica consumida e consumo de água, e a melhor equação para o ASG foi composta por apenas um indicador (PIB). Com as equações escolhidas para os dois aterros, diferentes projeções das quantidades de RSU foram criadas de acordo com índices de reciclagem para os locais de estudo. Ao comparar os valores mínimos e máximos das vidas úteis obtidos neste trabalho com os valores das vidas úteis obtidos nos EIA-RIMAs abordados, as diferenças foram consideráveis: ASB (diferença mínima de 2 anos e 4 meses e diferença máxima de 3 anos e 3 meses); ASG (diferença mínima de 1 ano e 8 meses e diferença máxima de 2 anos e 10 meses), o que pode gerar o licenciamento de novas áreas antes do previsto e custos inesperados.

Palavras-chave: Resíduos sólidos urbanos. RSU. Geração de resíduos. EIA-RIMA. Correlação de Pearson. Regressão simples. Regressão múltipla. Distrito Federal. Guarulhos.

ABSTRACT

The most common methodologies used to estimate the lifespans of landfills in environmental impact assessment reports (EIARs) do not consider possible influences of socioeconomic factors in the generation of MSW, which may generate inaccuracies. The methodology used in the EIARs of the Brasília Landfill (BL) and the Guarulhos Landfill (GL) estimated the lifespans of the landfills considering the generated quantities of MSW constant year by year in the Distrito Federal and Guarulhos. Thus, it did not consider the influences of socioeconomic factors and possible recycling rates. Therefore, the objective of this work was to create different estimates for the quantities of MSW to be disposed in the two landfills and the consequent lifespans using linear regression and based on recycling rates and socioeconomic indicators of the study areas. Thus, it was possible to compare the estimates generated in this dissertation with the estimates of the lifespans generated in the EIARs in question. The indicators chosen for this research were: GDP, population, consumption of electricity and water. Pearson correlation analyses were performed to find out which indicators most influence the generation of MSW at the study areas. Based on the four indicators used in the research, twelve equations were created for each landfill by means of linear regression to estimate the MSW quantities. However, only one equation was chosen for each landfill, which was selected according to statistical parameters of linear regression. Pearson's correlations showed that the indicators that most influence the MSW in the Distrito Federal are: electricity consumed (0.995), GDP (0.991), population (0.971) and water consumption (0.879). In the case of Guarulhos, the indicators are: GDP (0.962), electricity consumed (0.908), water consumption (0.856) and population (0.695). The best equation for the BL was composed by the indicators: electricity consumed and water consumption, and the best equation for the GL was composed by only one indicator (GDP). With the equations chosen for the two landfills, different projections of the MSW quantities were created according to recycling rates for the study areas. By comparing the minimum and maximum lifespan values obtained in this study with the lifespan values obtained in the EIARs addressed, the differences were considerable: BL (minimum difference of 2 years and 4 months and maximum difference of 3 years and 3 months); GL (minimum difference of 1 year and 8 months and maximum difference of 2 years and 10 months), which may lead to the licensing of new areas ahead of schedule and unexpected costs.

Keywords: Municipal solid waste. MSW. Waste generation. EIAR. Pearson's correlation. Simple regression. Multiple regression. Distrito Federal. Guarulhos.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Quantidades de RSU na China entre 2006 e 2017	24
Figura 2	– Crescimentos da população e das quantidades de RSU no Brasil entre 2010 e 2017	25
Figura 3	– Quantidades de RSU enviadas para reciclagem ou compostagem nos Estados Unidos entre 1960 e 2015	35
Figura 4	– Composição gravimétrica dos RSU do Brasil	36
Figura 5	– Composição gravimétrica dos RSU do Distrito Federal	37
Figura 6	– Composição gravimétrica dos RSU de Guarulhos (SP)	38
Figura 7	– Projeção da geração de RSU em Curitiba de 2008 até 2020	39
Figura 8	– Evolução do tratamento de RSU na União Europeia entre 1995 e 2017	40
Figura 9	– Evolução do tratamento de RSU nos Estados Unidos entre 1960 e 2015	41
Figura 10	– Evolução do tratamento de RSU na China entre 2011 e 2017	42
Figura 11	– Número de municípios brasileiros com aterros sanitários, lixões ou aterros controlados entre 2008 e 2017	43
Figura 12	– Passo a passo utilizado na metodologia desta dissertação	45
Figura 13	– (a) território do Distrito Federal em vermelho no mapa do Brasil; (b) mapa de Brasília (DF)	46
Figura 14	– (a) localização de Guarulhos no estado de São Paulo; (b) municípios circunvizinhos de Guarulhos	47
Figura 15	– Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Brasília (ASB) em Samambaia (DF)	48
Figura 16	– Foto aérea do Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG) e fases de operação desde 2001	50

Figura 17 – Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG) e fases de operação desde 2001	50
Figura 18 – Modelos de tendência da geração de RSU no Distrito Federal: (a) modelo linear; (b) modelo quadrático; (c) modelo de crescimento exponencial; (d) modelo de curva S	64
Figura 19 – Modelos de tendência da geração de RSU em Guarulhos: (a) modelo linear; (b) modelo quadrático; (c) modelo de crescimento exponencial; (d) modelo de curva S	66
Figura 20 – Gráfico de dispersão dos resíduos	78
Figura 21 – Gráficos de regressão parcial da energia consumida (a) e do consumo de água (b)	78
Figura 22 – Gráfico de dispersão dos resíduos	79
Figura 23 – Gráfico das quantidades de RSU referentes aos valores reais e valores previstos com base em diferentes cenários para o Distrito Federal	84
Figura 24 – Gráfico das quantidades de RSU referentes aos valores reais e valores previstos com base em diferentes cenários para Guarulhos	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Projeções das populações, da per capita de RSU e das quantidades de RSU das cidades de Fortaleza e Caucaia	26
Tabela 2 – Dados coletados do Distrito Federal utilizados neste estudo	61
Tabela 3 – Estatística descritiva e Teste de Shapiro-Wilk dos dados do Distrito Federal	62
Tabela 4 – Dados coletados de Guarulhos utilizados nesta pesquisa	62
Tabela 5 – Estatística descritiva e teste de Shapiro-Wilk dos dados de Guarulhos utilizados neste trabalho	63
Tabela 6 – Correlações de Pearson com os dados do Distrito Federal	68
Tabela 7 – Correlações de Pearson com os dados de Guarulhos	69
Tabela 8 – Hierarquias das correlações de Pearson nos dois locais de estudo	69
Tabela 9 – As 12 equações obtidas para o ASB por meio de regressão linear	71
Tabela 10 – As 12 equações obtidas para o ASG por meio de regressão linear	74
Tabela 11 – Dados reais do consumo de energia elétrica (MWh), do consumo de água (x 1.000 m ³) e da quantidade de RSU (t) entre 2003 e 2015 do Distrito Federal; dados previstos do consumo de energia elétrica (MWh), do consumo de água (x 1.000 m ³) e da quantidade de RSU (t) entre 2003 e 2026 do Distrito Federal	81
Tabela 12 – Dados reais do PIB (R\$ x 1000) e da quantidade de RSU (t) entre 2006 e 2015 da cidade de Guarulhos; dados previstos do PIB (R\$ x 1000) e da quantidade de RSU (t) entre 2006 e 2031 de Guarulhos	82
Tabela 13 – Estimativas das vidas úteis para o ASB com base em diferentes cenários ...	83
Tabela 14 – Estimativas das vidas úteis para o ASG com base em diferentes cenários ...	84

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
ANOVA	Análise de variância
ASB	Aterro Sanitário de Brasília
ASG	Aterro Sanitário de Guarulhos
ASMOC	Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia
BL	<i>Brasília Landfill</i>
CA	Consumo de água
CEB	Companhia Energética de Brasília
CEE	Consumo de energia elétrica
DAM	Desvio absoluto médio
DF	Distrito Federal
DPM	Desvio padrão máximo
EA	Estação do ano
EEA	Agência Europeia de Meio Ambiente - <i>European Environment Agency</i>
EIA	Estudo de impacto ambiental
EIAR	<i>Environmental impact assessment report</i>
EPAM	Erro percentual absoluto médio
EUROSTAT	Estatística Europeia – <i>European Statistics</i>
EV	Expectativa de vida
FADE	Fundação de Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco
GDP	<i>Gross Domestic Product</i>
GL	<i>Guarulhos Landfill</i>
Hab.	Habitante
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH	Índice de desenvolvimento humano
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
kg	Quilograma
kWh	Quilowatt-hora

LCRR	Lei de Conservação e Recuperação de Recursos - <i>Resource Conservation and Recovery Act</i>
LEV	Local de entrega voluntária
Ln	Logaritmo natural
MSW	<i>Municipal solid waste</i>
NBR	Norma brasileira regulamentar
NE	Nível educacional
NPD	Número de pessoas por domicílio
NR	Número de residentes
OC	Ocupação
PIB	Produto interno bruto
PNRS	Política nacional de resíduos sólidos
POP	População
PEV	Ponto de entrega voluntária
RA	Restos de alimentos
RD	Renda por domicílio
RIMA	Relatório de impacto ambiental
RMB	Moeda chinesa – Renminbi
RPC	Renda per capita
R\$	Moeda brasileira – Real
RSU	Resíduos sólidos urbanos
RTM	Receita tributária municipal
SA	Sistema de aquecimento
SCE	Equivalente de carvão padrão - <i>Standard coal equivalent</i>
SE _E	Erro padrão da estimativa
SP	São Paulo
SPSS	Pacote Estatístico para Ciências Sociais para Windows - <i>Statistical Package for Social Science for Windows</i>
SQE	Soma dos quadrados dos erros
SQR	Soma dos quadrados da regressão
SQT	Soma total dos quadrados
SS	Status social
SW	Teste de Shapiro-Wilk

t	Tonelada
TI	Taxa de inflação
TT	Taxa de tratamento
UE	União Europeia
USD	Dólar americano
USEPA	Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos - <i>United States Environmental Protection Agency</i>
VIF	Fator de inflação de variância - <i>Variance inflation factor</i>
VMRSD	Vazão mássica diária de resíduos sólidos por domicílio
YUAN	Moeda chinesa - Yuan Renminbi (CNY)

LISTA DE SÍMBOLOS

%	Porcentagem
Σ	Somatório
B	Coefficiente não padronizado da regressão linear
β	Coefficiente da regressão linear
ϵ	Resíduo ou erro da regressão linear
ϵ_i	Resíduo ou erro na observação i
n	Número de observações
p	Número de variáveis independentes
r	Coefficiente da correlação linear de Pearson
R^2	Coefficiente de determinação
s^2	Variância
s	Desvio-padrão
x	Variável independente
x_i	Valor da observação i da variável independente
\bar{x}	Valor médio das observações da variável independente
$x_{(i)}$	Valor da observação ordenado do menor para o maior da variável independente
y	Variável dependente
y_i	Valor da observação individual i da variável dependente
\bar{y}	Média de todas as observações da variável dependente
\hat{y}_i	Valor previsto da observação i da variável dependente

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	20
1.1	Objetivos	22
1.1.1	<i>Objetivo geral</i>	22
1.1.2	<i>Objetivos específicos</i>	23
1.2	Hipótese	23
2	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	24
2.1	Geração de RSU e metodologias mais comuns utilizadas para estimar vida útil de aterro sanitário	24
2.2	Indicadores	27
2.3	Estimando as quantidades de RSU por meio de regressão linear com base em indicadores	29
2.4	Reciclagem	34
2.5	Legislações sobre resíduos sólidos e aterros sanitários	40
3	METODOLOGIA	45
3.1	Locais de estudo	45
3.2	Metodologia dos EIA-RIMAs dos aterros abordados	47
3.3	Indicadores socioeconômicos	51
3.4	Estatística descritiva e teste de Shapiro-Wilk	52
3.5	Análises de tendência das gerações de RSU nos locais de estudo	53
3.6	Correlação linear de Pearson	54
3.7	Regressão linear	55
3.8	Validação da equação modelo de cada aterro sanitário	58
3.9	Projeções das variáveis independentes	59
3.10	Projeções das quantidades de RSU e estimativas de reciclagem	60
3.11	Estimativas das vidas úteis dos aterros sanitários em estudo	60
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
4.1	Estatística descritiva e teste de Shapiro-Wilk dos dados coletados	61
4.1.1	<i>Distrito Federal</i>	61
4.1.2	<i>Guarulhos</i>	62
4.1.3	<i>Discussão</i>	63
4.2	Análises de tendência das gerações de RSU nos locais de estudo	63

4.2.1	<i>Distrito Federal</i>	63
4.2.2	<i>Guarulhos</i>	65
4.2.3	<i>Discussão</i>	67
4.3	Correlação linear de Pearson	67
4.3.1	<i>Distrito Federal</i>	67
4.3.2	<i>Guarulhos</i>	68
4.3.3	<i>Discussão</i>	70
4.4	Regressão linear	70
4.4.1	<i>Aterro Sanitário de Brasília (ASB)</i>	70
4.4.2	<i>Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)</i>	73
4.4.3	<i>Discussão</i>	76
4.5	Validação da equação modelo de cada aterro sanitário	77
4.5.1	<i>Aterro Sanitário de Brasília (ASB)</i>	77
4.5.2	<i>Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)</i>	78
4.5.3	<i>Discussão</i>	80
4.6	Projeções das variáveis independentes e das quantidades de RSU	80
4.6.1	<i>Aterro Sanitário de Brasília (ASB)</i>	80
4.6.2	<i>Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)</i>	81
4.6.3	<i>Discussão</i>	83
4.7	Estimativas das vidas úteis	83
4.7.1	<i>Aterro Sanitário de Brasília (ASB)</i>	83
4.7.2	<i>Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)</i>	84
4.7.3	<i>Discussão</i>	85
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	87
	REFERÊNCIAS	89

1 INTRODUÇÃO

O gerenciamento de resíduos sólidos urbanos (RSU) é um grande desafio para diversos países, sobretudo para os países em desenvolvimento. No Brasil, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) foi implementada em agosto de 2010 por meio da Lei nº 12.305/10, a qual trouxe várias responsabilidades para o poder público, os fabricantes, os comerciantes e a própria população (BRASIL, 2010).

Um dos objetivos da PNRS foi implementar a disposição final ambientalmente adequada dos resíduos até agosto de 2014, porém não foi possível. De acordo com a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE (2018), em 2017, 60,2% dos municípios brasileiros ainda tinham lixões ou aterros controlados¹. Entre os anos de 2010 e 2017, a quantidade de municípios com aterros sanitários aumentou apenas 2,5%, e o número de municípios com lixões ou aterros controlados diminuiu somente 1,4% (ABRELPE, 2018).

O processo de implantação de um aterro sanitário no Brasil não é tão simples e pode levar alguns anos. Dessa forma, isso pode ser um dos fatores para muitos municípios ainda realizarem a disposição final inadequada de seus resíduos. Em geral, o licenciamento de um aterro sanitário exige um estudo de impacto ambiental (EIA-RIMA), o qual deve conter informações sobre a vida útil prevista do aterro, sistema de drenagem de águas superficiais e de percolados, captação dos gases gerados, forma de tratamento dos percolados, impermeabilização das células, entre outras informações sobre a concepção do projeto (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT, 1992; ABNT, 1997).

Para evitar problemas futuros em relação ao planejamento de um aterro sanitário, a vida útil dele precisa ser muito bem estimada. Com isso, estimar de maneira adequada a geração futura de RSU do local e saber a capacidade de armazenamento do aterro sanitário são bastante importantes para obter uma boa estimativa da vida útil de um aterro. A maneira mais comum de estimar a geração futura dos RSU de um local é multiplicar a quantidade per capita de resíduos pela projeção da população (DAS; BHATTACHARYYA, 2014; WORRELL; VESILIND, 2012). Porém, dependendo do local, a população pode não ser o melhor indicador para essa estimativa. Na China, a taxa de crescimento populacional está diminuindo, mas a geração de RSU está aumentando, pois o número de pessoas em áreas urbanas é cada vez maior (WEI et al., 2013).

¹ Lixões e aterros controlados não fazem parte da disposição final ambientalmente adequada dos resíduos, pois ambos não cumprem todos os requisitos legais para a disposição adequada dos resíduos (BRASIL, 2012).

Outra forma de estimar a geração futura de RSU é considerar as quantidades de resíduos constantes ao longo dos anos com base na geração de resíduos no momento da estimativa. Essa outra metodologia foi utilizada nos EIA-RIMAs dos aterros sanitários de Brasília e de Guarulhos. A vida útil do Aterro Sanitário de Brasília (ASB) foi estimada considerando a quantidade gerada de RSU constante a cada ano (780.000 t/ano), proporcionando uma vida útil de 10 anos e 5 meses (DISTRITO FEDERAL, 2012; DISTRITO FEDERAL, 2018a). Enquanto que a vida útil da ampliação do Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG) também foi estimada considerando a quantidade gerada de RSU constante a cada ano (365.000 t/ano), proporcionando uma vida útil de 10 anos e 8 meses (GUARULHOS, 2016).

No entanto, a metodologia utilizada nos EIA-RIMAs do ASB e do ASG pode ser considerada inadequada, pois existem vários fatores que podem influenciar a geração de RSU de um local. Espinoza et al. (2010) ressaltam que a geração de RSU muda de um local para outro, pois a quantidade de RSU pode ser influenciada pela economia da região, nível de consumo da população, nível de urbanização, número de pessoas, entre outros fatores.

Em estudo com diferentes países, Adhikari, Barrington e Martinez (2006) obtiveram uma forte correlação entre o PIB e a geração de RSU. Na cidade de Catmandu (Nepal), Dangi et al. (2009) também verificaram uma forte correlação entre o nível de renda econômica e a geração de RSU. Em pesquisa com vários municípios brasileiros, Oliveira e Athayde Jr. (2017) concluíram que o número de pessoas de cada município e o nível de renda influenciam a geração de RSU.

Diante desses trabalhos, pode ser um risco estimar a vida útil de um aterro sanitário considerando as quantidades de RSU constantes ao longo dos anos. Diferentes ferramentas têm sido utilizadas em estudos para prever a geração de RSU de um local, tais como: rede neural artificial, sistema de inferência Neuro-Fuzzy adaptativo e regressão linear. No entanto, a rede neural artificial e o sistema de inferência Neuro-Fuzzy adaptativo são considerados mais complexos e precisam de um grande número de dados históricos, o que dificulta um pouco a aplicação desses sistemas na prática (ABBASI et al., 2013; ABBASI et al., 2014; INTCHARATHIRAT et al., 2015).

A regressão linear é uma das ferramentas mais comuns e menos complexas utilizadas nas previsões das quantidades de RSU (CHHAY et al., 2018). Por ser menos complexa, a regressão linear poderia ser facilmente aplicada nos EIA-RIMAs de aterros sanitários com o objetivo de melhorar a acurácia das previsões dos RSU. Vários trabalhos já vêm utilizando a regressão linear tendo como referência indicadores socioeconômicos para estimar as quantidades de RSU de um determinado local.

Chhay et al. (2018) elaboraram uma equação para estimar as quantidades de RSU geradas na China usando regressão linear múltipla e tendo como referência PIB, população urbana e consumo de energia elétrica. Em outro estudo realizado na China, Wei et al. (2013) utilizaram regressão múltipla para estimar as quantidades de RSU no período de 2012 até 2030 com base na população urbana, PIB e nível de consumo da população. Na Áustria, Lebersorger e Beigl (2011) elaboraram um modelo para calcular a quantidade per capita de RSU da Província de Estíria tendo como auxílio o número de pessoas por domicílio, a receita tributária municipal per capita e a porcentagem de edifícios que utilizam combustível sólido no sistema de aquecimento.

Além de considerar possíveis indicadores que podem influenciar a geração de RSU, uma estimativa confiável de resíduos deve considerar também a reciclagem no local de estudo (DYSON; CHANG, 2005; STARR; NICOLSON, 2015). Melo, Sautter e Janissek (2009) estimaram as quantidades de RSU de Curitiba (PR) para os anos de 2008 até 2020 por meio de regressão múltipla, tendo como base PIB e população, e também criaram alguns cenários por causa de possíveis variações, como a redução em 5%, 10% e 20% dos RSU devido aos efeitos de programas de reciclagem na cidade.

Diante das questões abordadas, este estudo teve o intuito de criar estimativas para as quantidades de RSU a serem dispostas no ASB e na ampliação do ASG e as consequentes vidas úteis desses aterros usando regressão linear e tendo como referência índices de reciclagem e indicadores socioeconômicos do Distrito Federal e de Guarulhos (SP). Dessa forma, tornando possível a comparação das estimativas obtidas nesta pesquisa com as estimativas das vidas úteis obtidas nos EIA-RIMAs do ASB e do ASG, cujos estudos não consideraram possíveis índices de reciclagem, nem fatores socioeconômicos. Os indicadores escolhidos para este trabalho foram: consumo de energia elétrica, população, PIB e consumo de água. A hipótese deste estudo é de que indicadores socioeconômicos e índices de reciclagem são capazes de auxiliar nas estimativas das vidas úteis de aterros sanitários.

1.1 Objetivos

1.1.1 Objetivo geral

Utilizar indicadores socioeconômicos e índices de reciclagem para criar estimativas das vidas úteis de dois aterros sanitários: Aterro Sanitário de Brasília (DF) e Aterro Sanitário de Guarulhos (SP).

1.1.2 Objetivos específicos

- Analisar a geração de RSU nos locais de estudo com base em quatro modelos de tendência: linear, quadrático, crescimento exponencial e curva S (logística Pearl-Reed);
- Correlacionar os indicadores socioeconômicos com as quantidades de RSU por meio da correlação linear de Pearson;
- Gerar equações com base em indicadores socioeconômicos utilizando regressão linear;
- Escolher a equação mais adequada para cada aterro sanitário de acordo com parâmetros da regressão linear;
- Validar a equação mais adequada de cada aterro seguindo as quatro suposições da regressão linear: independência dos termos de erro, normalidade, homocedasticidade e linearidade;
- Criar, com a melhor equação de cada aterro, diferentes estimativas para as quantidades de RSU a serem dispostas e as consequentes vidas úteis tendo variações baseadas em índices de reciclagem;
- Comparar as estimativas geradas neste estudo com as vidas úteis estipuladas nos EIA-RIMAs dos aterros sanitários abordados.

1.2 Hipótese

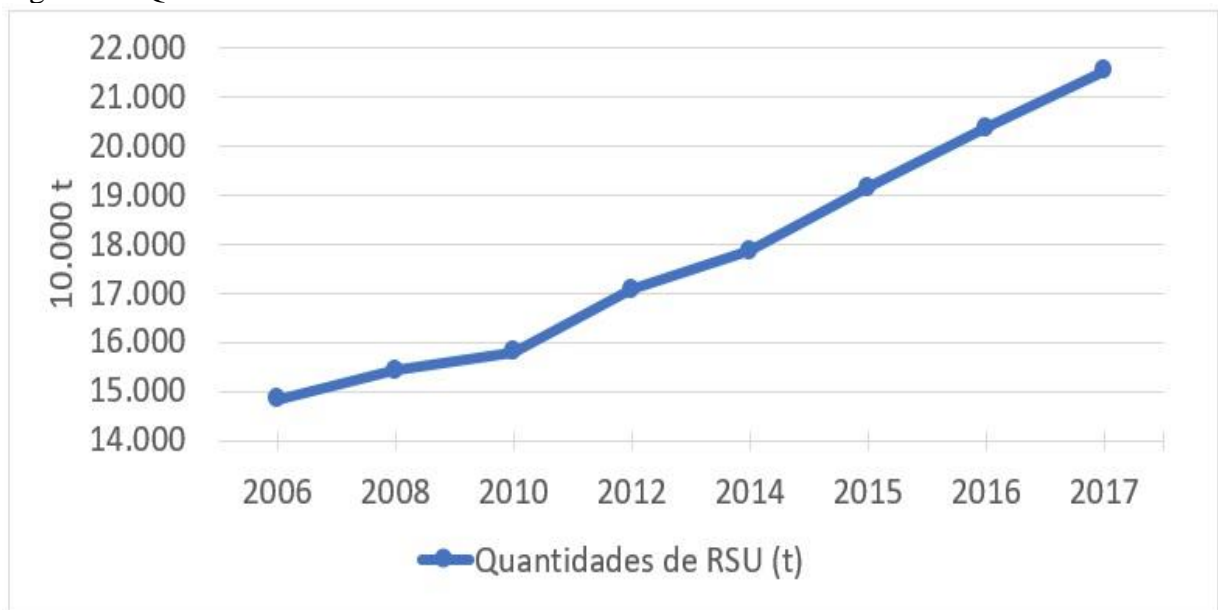
Indicadores socioeconômicos e índices de reciclagem são capazes de auxiliar nas estimativas das vidas úteis de aterros sanitários.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Geração de RSU e metodologias mais comuns utilizadas para estimar vida útil de aterro sanitário

O gerenciamento de RSU tem sido cada vez mais desafiador em diferentes países do mundo, pois, em geral, as quantidades de resíduos vêm aumentando por influência de fatores como urbanização, crescimento econômico e consumismo. É comum o crescimento econômico de um local aumentar o padrão de consumo das pessoas e, assim, gerar mais resíduos (WANG; GENG, 2015). Na China, os crescimentos econômico e urbano elevaram de maneira muito rápida a geração das quantidades de RSU (Figura 1), dificultando a coleta, o transporte, o tratamento e a disposição dos RSU realizados pelos municípios (CHU et al., 2016).

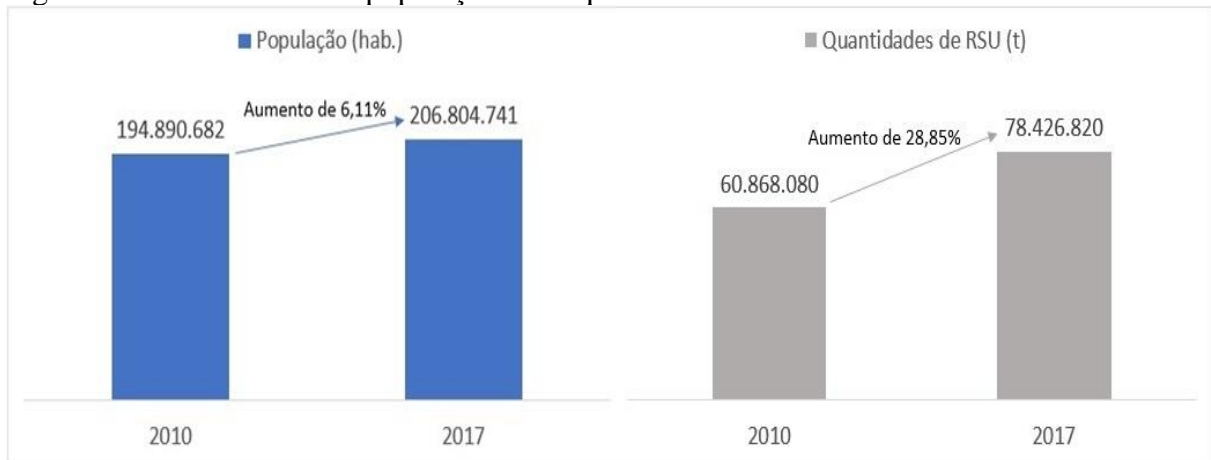
Figura 1 – Quantidades de RSU na China entre 2006 e 2017.



Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados da China (2007-2018).

No Brasil, o percentual de urbanização cresceu muito nas últimas décadas. Em 1970, a população urbana representava 55,9%, enquanto que em 2010 esse percentual aumentou para 84,4% (IBGE, 2010a). Não só a população urbana cresceu, mas também a população brasileira como um todo e as quantidades de RSU. No período de 2010 até 2017 (após a implementação da PNRS), a população brasileira aumentou 6,11% (IBGE, 2018a), e os RSU aumentaram 28,85% (Figura 2) (ABRELPE, 2011; ABRELPE, 2018).

Figura 2 – Crescimentos da população e das quantidades de RSU no Brasil entre 2010 e 2017.



Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados do IBGE (2018a), ABRELPE (2011) e ABRELPE (2018).

Um aumento elevado das quantidades de RSU pode prejudicar a qualidade do gerenciamento desses resíduos. Para evitar isso, é necessário prever de maneira adequada as quantidades de resíduos que serão geradas (KAWAI; TASAKI, 2016). A metodologia mais comum de obter essa previsão é multiplicar a quantidade per capita de resíduos pela projeção da população ao longo dos anos (DAS; BHATTACHARYYA, 2014; WORRELL; VESILIND, 2012). Um exemplo de previsão utilizando essa metodologia foi usada no EIA-RIMA da ampliação do Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia (ASMOC), o qual recebe RSU de Fortaleza e Caucaia (Tabela 1).

Tabela 1 - Projeções das populações, das quantidades per capita de RSU e das quantidades totais de RSU das cidades de Fortaleza e Caucaia.

Ano	População (hab.)			Per capita (kg/hab.dia)	Quant. de RSU (t/ano)
	Fortaleza	Caucaia	Soma		
2010	2.447.409	324.738	2.772.147	1,53	---
2011	2.501.098	340.672	2.841.770	1,54	1.597.359
2012	2.555.965	357.387	2.913.352	1,55	1.648.229
2013	2.612.036	374.922	2.986.958	1,56	1.700.774
2014	2.669.336	393.318	3.062.654	1,57	1.755.054
2015	2.727.894	412.617	3.140.511	1,58	1.811.132
2016	2.787.736	432.862	3.220.598	1,59	1.869.074
2017	2.848.891	454.101	3.302.992	1,60	1.928.947
2018	2.911.388	476.381	3.387.769	1,61	1.990.823
2019	2.975.255	499.755	3.475.010	1,62	2.054.774
2020	3.040.524	524.276	3.564.800	1,63	2.120.878
2021	3.107.225	550.000	3.657.225	1,64	2.189.215
2022	3.175.388	576.986	3.752.374	1,65	2.259.868
2023	3.245.047	605.297	3.850.344	1,66	2.332.923
2024	3.316.234	634.996	3.951.230	1,67	2.408.472
2025	3.388.983	666.153	4.055.136	1,68	2.486.609
2026	3.463.328	698.838	4.162.166	1,69	2.567.432
2027	3.539.303	733.127	4.272.430	1,70	2.651.043
Total:					35.372.606

Fonte: ECOFOR (2011).

Na Tabela 1, os valores referentes ao ano de 2010 são todos dados reais. A partir do ano de 2011, as projeções da população e da quantidade per capita de resíduos foram obtidas por meio de projeção aritmética, enquanto que as quantidades de RSU foram obtidas pela multiplicação da quantidade per capita de resíduos pela população (ECOFOR, 2011). Com a quantidade total de RSU a ser disposta e a capacidade da ampliação do ASMOC, a vida útil da ampliação do aterro foi estimada em 16 anos e 8 meses (ECOFOR, 2011).

Porém, vale ressaltar que pode ser considerado um risco estimar os RSU com base na projeção da população, pois, dependendo do local, a população pode não ser o melhor fator que influencia os resíduos (GRAZHDANI, 2016; VIEIRA; MATHEUS, 2018). Por exemplo, na China, a taxa de crescimento populacional está diminuindo, mas a geração de RSU está crescendo devido ao maior número de pessoas em áreas urbanas (WEI et al., 2013).

Outra forma de estimar a vida útil de um aterro sanitário é considerar as quantidades geradas de RSU constantes ao longo dos anos. Essa outra metodologia foi utilizada nos EIA-RIMAs dos aterros sanitários de Brasília e de Guarulhos. A vida útil do ASB foi estimada considerando as quantidades geradas de RSU constantes ao longo dos anos (780.000 t/ano),

proporcionando uma vida útil de 10 anos e 5 meses (DISTRITO FEDERAL, 2012; DISTRITO FEDERAL, 2018a). Enquanto que a vida útil da ampliação do ASG também foi estimada considerando as quantidades geradas de RSU constantes ao longo dos anos (365.000 t/ano), proporcionando uma vida útil de 10 anos e 8 meses (GUARULHOS, 2016).

Vale destacar que a metodologia utilizada nos EIA-RIMAs do ASB e ASG pode ser considerada muito mais arriscada do que multiplicar a quantidade per capita de resíduos pela população, pois a geração de RSU sofre a influência de diferentes fatores sociais e econômicos, os quais podem servir como indicadores (CARVALHO JR., 2013; KAWAI; TASAKI, 2016).

2.2 Indicadores

De acordo com a Agência Europeia de Meio Ambiente (*European Environment Agency* - EEA, 2005), um indicador é uma medida que pode ser usada para ilustrar e comunicar fenômenos complexos de forma simples, incluindo tendências ao longo do tempo. Além disso, um indicador é capaz de fornecer pistas sobre uma questão de maior significado ou tornar perceptível uma tendência ou fenômeno que não é imediatamente detectável (EEA, 2005). Para Gallopin (1996), o indicador pode ser quantitativo ou qualitativo e deve ser considerado como uma variável. Existem diferentes tipos de indicadores: ambientais, sociais, econômicos, de saúde, entre outros.

Os indicadores da dimensão ambiental expressam pressões sobre o ambiente e envolvem questões pertinentes à política ambiental, além de terem forte influência na saúde e na qualidade de vida da população (IBGE, 2017). Os indicadores da dimensão social abrangem temas como população, trabalho, saúde, educação, habitação e segurança (IBGE, 2017). Em relação aos indicadores econômicos, eles tratam de questões relacionadas ao uso e esgotamento dos recursos naturais, produção e gerenciamento de resíduos, uso de energia, desempenho financeiro e padrões de produção e consumo (IBGE, 2017).

Para Carvalho Jr. (2013), o consumo de energia elétrica e o consumo de água tratada são bons indicativos do poder aquisitivo da população e podem atuar como bons indicadores do bem-estar da sociedade moderna. Giacomini Filho (2008) destaca que as quantidades de RSU representam um importante indicador do consumismo da população, pois a geração de resíduos depende de vários fatores, sendo a renda um dos mais relevantes. Segundo Kawai e Tasaki (2016), as diferentes quantidades geradas de resíduos nos países podem refletir os diferentes estados de crescimento socioeconômico das nações.

De acordo com Espinoza et al. (2010), a geração de resíduos varia em cada localidade e pode ser influenciada pelo desenvolvimento econômico do local, nível de receita, padrões de consumo, tamanho da população, grau de urbanização, entre outros. Alguns estudos já demonstraram que as quantidades de RSU sofrem a influência de fatores socioeconômicos, os quais podem atuar como ótimos indicadores na geração de resíduos.

Em estudo realizado com diferentes municípios brasileiros, Oliveira e Athayde Jr. (2017) concluíram que a geração de RSU é influenciada pelo nível de renda e tamanho populacional de cada município. Dangi et al. (2009) também concluíram que o nível de renda econômica influencia a geração de RSU no local de estudo deles (Catmandu - Nepal). Em pesquisa voltada para China, Liu e Wu (2010) chegaram à conclusão de que a população urbana e o consumo de energia elétrica são os indicadores que mais interferem na geração de RSU.

Em pesquisa direcionada para a cidade de Bolgatanga (Gana), Ampofo, Kumi e Ampadu (2015) obtiveram uma forte correlação de Pearson (0,889) entre a população e a quantidade gerada de RSU. Na correlação de Pearson, quanto mais próximo de 1 é o valor do coeficiente, maior é a correlação entre os parâmetros abordados (DANCEY; REIDY, 2017).

Com dados obtidos por meio de questionário com 648 domicílios da cidade de Oyo (Nigéria), Afon e Okewole (2007) analisaram diferentes indicadores capazes de influenciar a geração diária de RSU na cidade e obtiveram a seguinte hierarquia de correlação de Pearson entre eles: RSU e tipo de ocupação dos residentes (0,836), RSU e número de pessoas por domicílio (0,827), RSU e status social dos residentes (0,824), RSU e nível educacional dos residentes (0,779), RSU e renda por domicílio (0,749). Todos os parâmetros foram avaliados na forma percentual: ocupação (% de pessoas com trabalho voltado para área de agricultura, comércio, serviços ou artesanato), número de pessoas por domicílio (% de casas com até cinco pessoas, entre seis e oito ou acima de oito), status social (% de pessoas morando com uma família em casa tradicional, com uma família em apartamento, com várias famílias em uma residência), nível educacional (% de pessoas sem qualquer educação, com educação primária, secundária ou terciária) e renda por domicílio (% de domicílios com renda de até 10.000 naira/mês, entre 10.001 e 20.000 naira/mês ou acima de 20.000 naira/mês) (AFON; OKEWOLE, 2007).

Em trabalho voltado para a China, Chu et al. (2016) também realizaram correlações de Pearson e obtiveram os coeficientes a seguir: RSU e população urbana (0,956), RSU e área de coleta de RSU (0,942), RSU e taxa de tratamento dos resíduos (-0,942), RSU e quantidade de veículos utilizados na coleta de resíduos (0,911), RSU e renda per capita dos residentes urbanos (0,892), RSU e taxa de inflação (-0,830) e RSU e PIB (0,110). A forte correlação

negativa entre RSU e a taxa de tratamento dos resíduos (-0,942) mostra que o aumento do tratamento com reciclagem ou compostagem diminui as quantidades de RSU (CHU et al., 2016). A forte correlação negativa entre RSU e taxa de inflação (- 0,830) também demonstra que o aumento da inflação diminui as quantidades de RSU (Chu et al., 2016). Vale ressaltar que embora a correlação entre o PIB e a quantidade de RSU (0,110) tenha apresentado um valor pequeno, a correlação entre a renda per capita dos residentes urbanos e a quantidade de RSU (0,892) foi forte (CHU et al., 2016).

Em pesquisa realizada por Intharathirat et al. (2015) com dados da Tailândia, a hierarquia da correlação de Pearson foi obtida com estes valores: RSU e despesas com consumo por domicílio (0,940), RSU e população urbana (0,935), RSU e população por área (0,761) e RSU e número de pessoas empregadas pela população total (0,754). De acordo com Intharathirat et al. (2015), os dois maiores valores da correlação de Pearson evidenciam a influência do consumismo e da urbanização sobre a geração de RSU na Tailândia.

Os trabalhos mencionados demonstram que, dependendo do local, os indicadores capazes de influenciar a geração de resíduos podem variar bastante. Com isso, é muito importante analisar localmente os indicadores mais relevantes.

2.3 Estimando as quantidades de RSU por meio de regressão linear com base em indicadores

Como diferentes indicadores socioeconômicos são capazes de influenciar a geração de RSU, alguns estudos vêm buscando utilizar esses indicadores para estimar as quantidades geradas de RSU por meio de regressão linear.

A regressão linear busca analisar a relação estatística de uma variável dependente (y) com uma ou mais variáveis independentes ($x_1, x_2, x_3...$) (HAIR et al., 2018). A regressão linear é considerada simples quando composta por apenas uma variável independente (um indicador) e é considerada múltipla quando composta por duas ou mais variáveis independentes (mais de um indicador) (HAIR et al., 2018). Dessa forma, a regressão linear simples pode ser considerada uma análise bivariada, e a regressão linear múltipla pode ser considerada uma análise multivariada (CORRAR, 2011). Com o uso da regressão linear, é possível gerar um modelo matemático para estimar os valores da variável dependente a partir de valores conhecidos das variáveis independentes (CORRAR, 2011).

Em pesquisa realizada com um banco de dados de 62 países em diferentes continentes, Adhikari, Barrington e Martinez (2006) geraram duas equações (Eqs. 1 e 2) para

estimar as quantidades de resíduos por meio de regressão linear simples tendo como referência o PIB. De acordo com Adhikari, Barrington e Martinez (2006), a Equação 2 pode ser utilizada na estimativa da produção de biogás em aterro sanitário.

$$RSU_{\text{Mundo}} = 6 \times 10^{-5} * \text{PIB} + 0,5656 \quad (R^2 = 0,940) \quad (1)$$

$$RA_{\text{Mundo}} = 10^{-5} * \text{PIB} + 0,3338 \quad (R^2 = 0,860) \quad (2)$$

Onde: RSU_{Mundo} = quantidade gerada de RSU no mundo em kg/hab.dia; RA_{Mundo} = quantidade gerada de restos de alimentos no mundo em kg/hab.dia; PIB = PIB por ano no mundo em US\$. A Equação 1 obteve um R^2 igual a 0,940, e a Equação 2 obteve um R^2 igual a 0,860 (ADHIKARI; BARRINGTON; MARTINEZ, 2006). Vale destacar que o R^2 é utilizado para expressar o nível de precisão de um modelo. Quanto mais próximo de 1, mais preciso é o modelo (MONTGOMERY; RUNGER, 2013).

Além de realizar correlações de Pearson mostradas na seção 2.2, Afon e Okewole (2007) também geraram uma equação (Equação 3) para estimar a quantidade per capita diária de RSU na cidade de Oyo (Nigéria) por meio de regressão linear múltipla com os indicadores da pesquisa e obtiveram um R^2 de 0,888.

$$RSU_{\text{Nigéria}} = - 0,325 + 0,485 * RD + 1,175 * NPD + 1,540 * NE + 1,560 * SS + 1,265 * OC \\ + 1,205 * EA \quad (R^2 = 0,888) \quad (3)$$

Onde: $RSU_{\text{Nigéria}}$ = quantidade per capita diária de RSU na cidade de Oyo (Nigéria) em kg/hab.dia; RD = renda por domicílio (% de domicílios com renda de até 10.000 naira/mês, entre 10.001 e 20.000 naira/mês ou acima de 20.000 naira/mês); NPD = número de pessoas por domicílio (% de casas com até cinco pessoas, entre seis e oito ou acima de oito); NE = nível educacional (% de pessoas sem qualquer educação, com educação primária, secundária ou terciária); SS = status social (% de pessoas morando com uma família em casa tradicional, com uma família em apartamento, com várias famílias em uma residência); OC = ocupação (% de pessoas com trabalho voltado para área de agricultura, comércio, serviços ou artesanato) e EA = estação do ano (% de resíduos gerados no verão, outono, inverno, primavera).

Em estudo direcionado para a cidade de Fortaleza (CE), Carvalho Jr. (2013) elaborou um modelo (Equação 4) para estimar a quantidade de RSU na cidade ($RSU_{\text{Fortaleza}}$, t/ano) por meio de regressão múltipla com base nos fatores: índice de desenvolvimento humano

(IDH), consumo de energia elétrica (CEE, kWh/ano), PIB (R\$ 1.000/ano), consumo de água (CA, m³/ano) e população urbana anual (POP, hab./ano). O R² da equação obtida (0,904) pode ser considerado alto.

$$\text{RSU}_{\text{Fortaleza}} = - 18.863.381,14 + 0,052*\text{PIB} + 28.231.315,30*\text{IDH} - 1,27*\text{POP} + 0,00046*\text{CEE} - 0,017*\text{CA} \quad (\text{R}^2 = 0,904) \quad (4)$$

Lebersorger e Beigl (2011) geraram um modelo (Equação 5) para estimar a quantidade per capita de RSU da Província de Estíria, Áustria (RSU_{Áustria}, kg/hab.ano), usando regressão múltipla e tendo como referência o número de pessoas por domicílio (NPD, pessoas por domicílio), a receita tributária municipal per capita (RTM, EUR/hab.ano) e a porcentagem de edifícios que utilizam combustível sólido no sistema de aquecimento (SA, em percentual).

$$\log_{10}(\text{RSU}_{\text{Áustria}}) = 2,845 - 0,099*\text{NPD} - 0,506*\text{SA} - 0,072*\text{RTM} \quad (\text{R}^2 = 0,743) \quad (5)$$

Os dados da quantidade per capita de RSU da Província de Estíria foram convertidos para logaritmo na base 10, pois eles não demonstraram fazer parte de uma distribuição normal (uma das suposições da regressão linear) (LEBERSORGER; BEIGL, 2011). Vale destacar que o fator “porcentagem de edifícios que utilizam combustível sólido no sistema de aquecimento” foi considerado na Equação 5, pois parte da população da Província de Estíria costuma queimar seus resíduos para aquecer as casas, além de utilizar madeira (LEBERSORGER; BEIGL, 2011).

Em pesquisa direcionada para o estado de São Paulo, Pisani Jr., Castro e Costa (2018) criaram cinco equações (Eqs. 6-10) para estimar a taxa de geração per capita diária de RSU no local de estudo (TGP_{São Paulo}, kg/hab.dia) por meio de regressão múltipla com o auxílio da população total (POP), da renda per capita média diária (RPC, USD/hab.dia) e do consumo per capita diário de energia elétrica em São Paulo (CEE, kWh/hab.dia).

$$\text{TGP}_{\text{São Paulo}} = 0,348 + 4,19 \times 10^{-9} * \text{POP} + 0,0306 * \text{RPC} \quad (\text{R}^2 = 0,18) \quad (6)$$

$$\text{TGP}_{\text{São Paulo}} = 0,675 + 3,80 \times 10^{-8} * \text{POP} + 0,00745 * \text{CEE} \quad (\text{R}^2 = 0,06) \quad (7)$$

$$\text{TGP}_{\text{São Paulo}} = 0,345 + 0,0284 * \text{RPC} + 0,00408 * \text{CEE} \quad (\text{R}^2 = 0,19) \quad (8)$$

$$TGP_{\text{São Paulo}} = 0,339 + 6,19 \times 10^{-9} * POP + 0,00422 * CEE + 0,0162 * RPC \quad (R^2 = 0,19) \quad (9)$$

$$TGP_{\text{São Paulo}} = -11,28 + 0,0356 * \ln(POP) + 0,0179 * RPC + 11,347 * \ln(CEE) \quad (R^2 = 0,24) \quad (10)$$

Como as Equações 6, 7, 8 e 9 apresentaram valores baixos para o parâmetro R^2 , Pisani Jr., Castro e Costa (2018) aplicaram logaritmo natural (\ln) nos dados da população e do consumo de energia elétrica para obter um modelo melhor ajustado (R^2 mais elevado), pois esses dados demonstraram uma tendência logarítmica de crescimento. Dessa forma, a Equação 10 foi gerada e apresentou um R^2 um pouco mais alto (0,24) (PISANI JR.; CASTRO; COSTA, 2018).

Onofre (2011) conseguiu criar um modelo (Equação 11) para estimar a vazão mássica diária de resíduos sólidos por domicílio na cidade de João Pessoa, Paraíba ($VMRSD_{\text{João Pessoa}}$, kg/dia), utilizando regressão múltipla e tendo como parâmetros o número de pessoas por domicílio (NPD) e o consumo de água por domicílio (CA, m^3 /dia).

$$VMRSD_{\text{João Pessoa}} = 0,558 * NPD + 1,19 * CA + 0,367 \quad (R^2 = 0,666) \quad (11)$$

Os dados foram obtidos de pesagens diárias dos resíduos e de medições diárias dos hidrômetros de algumas residências em João Pessoa por 180 dias (ONOFRE, 2011). Onofre (2011) destacou que o consumo de água reflete a intensidade de uso da residência, podendo, assim, ser um bom indicativo da geração de resíduos por domicílio.

Em estudo realizado na China, Chhay et al. (2018) elaboraram a Equação 12 para estimar a quantidade de RSU gerada na China (RSU_{China} , 10^4 t/ano) usando regressão múltipla e tendo como referência PIB (10^8 Yuan/ano), população urbana (POP, 10^4 hab./ano) e consumo de energia elétrica (CEE, 10^4 t de equivalente de carvão padrão, SCE/ano).

$$RSU_{\text{China}} = -16,179 - 0,011 * PIB + 0,764 * POP - 0,038 * CEE \quad (R^2 = 0,905) \quad (12)$$

Chhay et al. (2018) fizeram questão de ressaltar que a população urbana é o fator socioeconômico que mais influencia a geração de RSU na China.

Em outra pesquisa realizada na China, Chu et al. (2016) obtiveram a Equação 13 para estimar as quantidades anuais de RSU geradas na China (RSU_{China2} , 10^4 t/ano) por meio de regressão múltipla e tendo como referência os parâmetros: população urbana (POP, 10^4

hab./ano), PIB (10^8 Yuan/ano), taxa de inflação (TI, em percentual), taxa de tratamento de RSU (TT, em percentual) e renda per capita da população urbana (RPC, Yuan/hab.ano).

$$RSU_{China2} = - 10.256,75 + 0,259292*POP + 36.481,23*PIB - 0,011035*TI - 0,097034*TT + 0,003076*RPC \quad (R^2 = 0,999177) \quad (13)$$

A Equação 13 possui um R^2 elevadíssimo (0,999177), demonstrando, assim, que o modelo obtido por Chu et al. (2016) tem uma excelente acurácia.

Em outra pesquisa realizada na China, mas com dados específicos de cinco províncias (Zhejiang, Guangdong, Hebei, Henan and Sichuan), Fu, Li e Wang (2015) geraram um modelo (Equação 14) para estimar a quantidade per capita diária de RSU dessas cinco províncias (RSU_{China3} , kg/hab.dia) utilizando regressão simples e tendo como referência a quantidade per capita do PIB (Yuan/pessoa).

$$RSU_{China3} = 2 \times 10^{-6} * PIB + 0,0062 \quad (R^2 = 0,97) \quad (14)$$

Embora Fu, Li e Wang (2015) tenham utilizado apenas uma variável independente (quantidade per capita do PIB), o R^2 da Equação 14 também foi bastante elevado (0,97).

Com dados da cidade de Iasi (Romênia), Ghinea et al. (2016) criaram seis modelos (Eqs. 15-20) para estimar seis frações de RSU da cidade por meio de regressão múltipla e considerando fatores como: número de residentes, população, expectativa de vida e quantidade total de RSU.

$$R_{Papel} = 73,17 + 0,000003*NR + 0,1195*POP_{15-59} - 0,0890*EV + 0,000357*RSU_{Iasi} \quad (R^2 = 0,9998) \quad (15)$$

$$R_{Vidro} = 49,33 + 0,000002*NR + 0,0806*POP_{15-59} - 0,0600*EV + 0,000241*RSU_{Iasi} \quad (R^2 = 0,9998) \quad (16)$$

$$R_{Plástico} = 69,76 + 0,000003*NR + 0,1139*POP_{15-59} - 0,0849*EV + 0,000341*RSU_{Iasi} \quad (R^2 = 0,9998) \quad (17)$$

$$R_{Metal} = 54,04 + 0,000003*NR + 0,0883*POP_{15-59} - 0,0658*EV + 0,000264*RSU_{Iasi} \quad (R^2 = 0,9998) \quad (18)$$

$$R_{\text{Org\u00e2nicos}} = 157,6 + 0,000007*NR + 0,2573*POP_{15-59} - 0,192*EV + 0,000769*RSU_{\text{Iasi}}$$

$$(R^2 = 0,9998) \quad (19)$$

$$R_{\text{Outros}} = 90,96 + 0,000004*NR + 0,1486*POP_{15-59} - 0,111*EV + 0,000444*RSU_{\text{Iasi}}$$

$$(R^2 = 0,9998) \quad (20)$$

Onde: R_{Papel} = res\u00edduos de papel em t/ano; R_{Vidro} = res\u00edduos de vidro em t/ano; $R_{\text{Pl\u00e1stico}}$ = res\u00edduos de pl\u00e1stico em t/ano; R_{Metal} = res\u00edduos de metal em t/ano; $R_{\text{Org\u00e2nicos}}$ = res\u00edduos org\u00e2nicos em t/ano; R_{Outros} = outros res\u00edduos em t/ano; NR = n\u00famero de residentes (hab./ano); POP_{15-59} = popula\u00e7\u00e3o com idade entre 15 e 59 anos (hab./ano); EV = expectativa de vida (anos); e RSU_{Iasi} = quantidade total de RSU em Iasi (t/ano). Entre os quatro indicadores trabalhados na pesquisa, Ghinea et al. (2016) concluíram que a popula\u00e7\u00e3o com idade entre 15 e 59 anos e a quantidade total de RSU s\u00e3o os mais significantes para a cidade de Iasi.

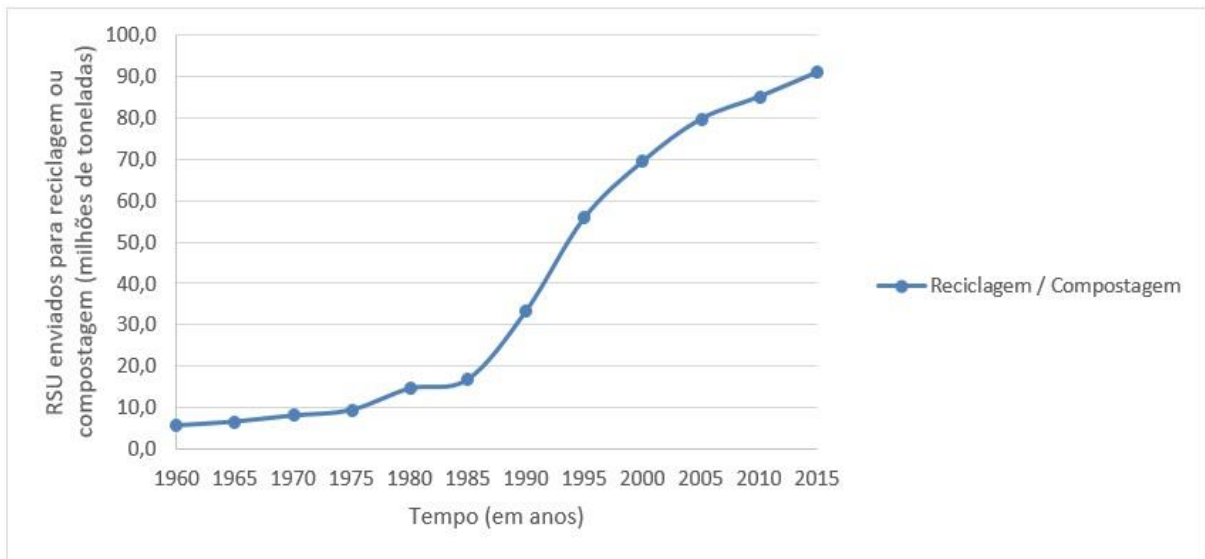
Os trabalhos apresentados nesta se\u00e7\u00e3o (2.3) demonstram que a regress\u00e3o linear tem sido uma ferramenta \u00fatil para estimar a gera\u00e7\u00e3o de RSU com o aux\u00edlio de diferentes indicadores.

2.4 Reciclagem

Ao estimar a gera\u00e7\u00e3o de RSU de um local, deve-se verificar se j\u00e1 existe um programa de incentivo \u00e0 reciclagem ou se h\u00e1 a inten\u00e7\u00e3o de implement\u00e1-lo no futuro. Um dos objetivos da PNRS brasileira de 2010 \u00e9 incentivar a n\u00e3o gera\u00e7\u00e3o, a redu\u00e7\u00e3o, a reutiliza\u00e7\u00e3o, a reciclagem e o tratamento dos res\u00edduos s\u00f3lidos, bem como a disposi\u00e7\u00e3o final ambientalmente correta (BRASIL, 2010). De acordo com Carvalho Jr. (2013), nenhum governo quer diminuir o consumo de produtos; o que h\u00e1 \u00e9 a inten\u00e7\u00e3o de implementar pol\u00edticas de redu\u00e7\u00e3o, reutiliza\u00e7\u00e3o e maior reciclagem dos materiais descartados.

Nos Estados Unidos, a Lei de Conserva\u00e7\u00e3o e Recupera\u00e7\u00e3o de Recursos (LCRR - *Resource Conservation and Recovery Act*) foi implementada em 1976 e \u00e9 at\u00e9 hoje a principal lei federal americana voltada para a gest\u00e3o de res\u00edduos s\u00f3lidos (*UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY* - USEPA, 2018a). Com a LCRR, a redu\u00e7\u00e3o, a reciclagem e o tratamento dos res\u00edduos passaram a serem mais incentivados (USEPA, 2018a). Prova disso \u00e9 que a reciclagem e a compostagem de RSU nos Estados Unidos aumentaram bastante a partir da implementa\u00e7\u00e3o da LCRR (Figura 3).

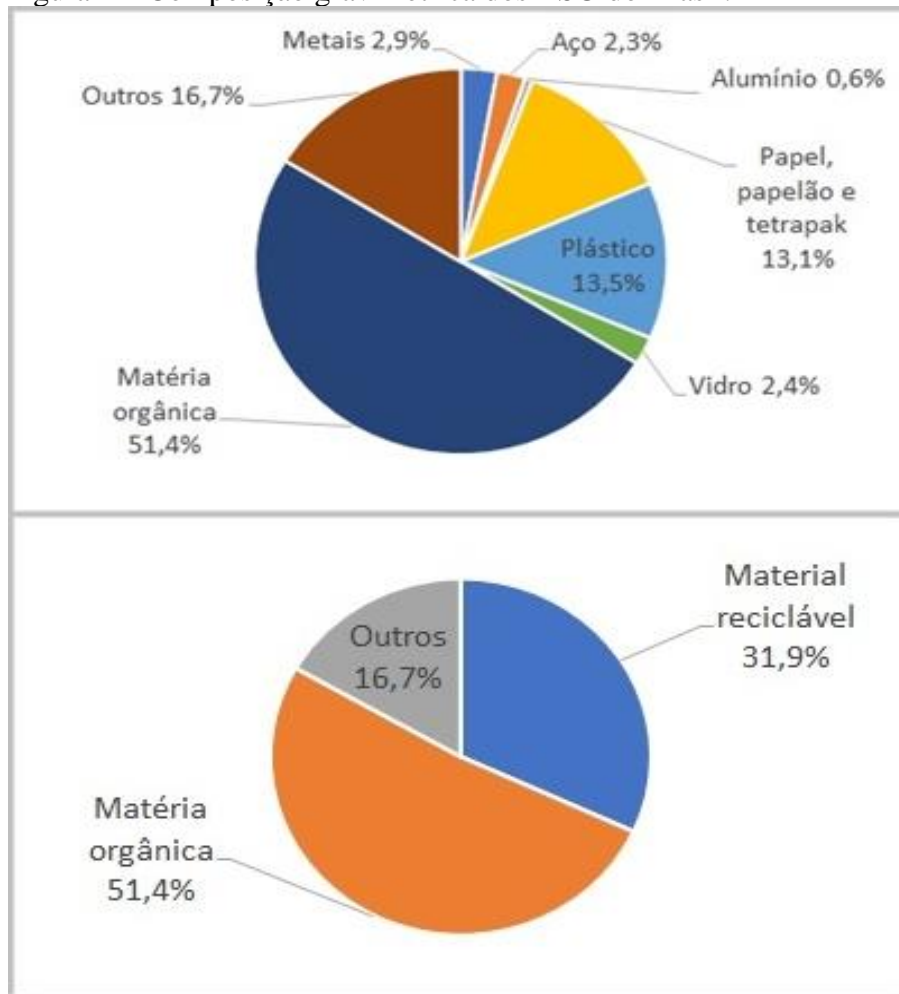
Figura 3 – Quantidades de RSU enviadas para reciclagem ou compostagem nos Estados Unidos entre 1960 e 2015.



Fonte: adaptada de USEPA (2018b).

Nos Estados Unidos, aproximadamente 34% dos RSU gerados são encaminhados para reciclagem ou compostagem (USEPA, 2018b). No Brasil, os percentuais de reciclagem e compostagem ainda são baixos. Cerca de 3% dos RSU gerados no Brasil são enviados para reciclagem (INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA, 2010), e em torno de 1,6% dos resíduos orgânicos gerados são encaminhados para compostagem (BRASIL, 2012). Ao observar a Figura 4, percebe-se que o Brasil tem potencial para atingir percentuais de reciclagem e compostagem mais elevados, pois os percentuais de material reciclável (31,9%) e matéria orgânica (51,4%) na composição gravimétrica dos RSU são altos (BRASIL, 2012).

Figura 4 – Composição gravimétrica dos RSU do Brasil.



Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados de Brasil (2012).

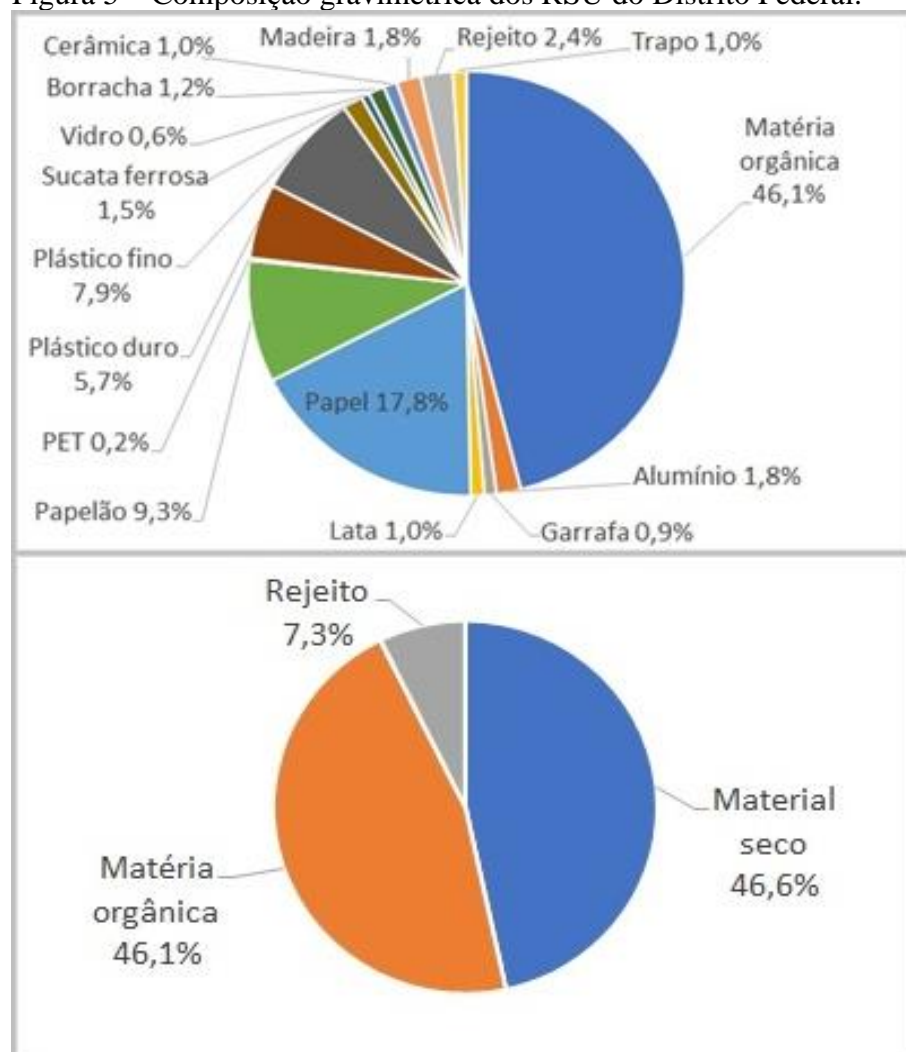
Nota: Material reciclável inclui metais, aço, alumínio, papel, papelão, tetrapak, plástico e vidro.

Em estudo realizado na cidade de Indaiatuba (SP), Mancini et al. (2007) concluíram que 90% dos RSU poderiam ser enviados para reciclagem/compostagem e apenas 10% deveriam ser enviados para aterro sanitário. Isso vai ao encontro da PNRS brasileira, a qual busca enviar apenas rejeitos para os aterros (BRASIL, 2010). Porém, é um desafio muito grande, pois o tratamento dos RSU (reciclagem, compostagem) depende muito da própria população e do governo público (DYSON; CHANG, 2005; EZEAH; FAZAKERLEY; ROBERTS, 2013; PATI; VRAT; KUMAR, 2008; MELO; SAUTTER; JANISSEK, 2009).

Além disso, uma cidade que nunca teve programas de incentivo à reciclagem só irá conseguir percentuais elevados de reciclagem e compostagem ao longo dos anos após as implantações desses programas, pois a mudança do comportamento da população tem uma influência bastante relevante nesse cenário (HOORNWEG; BHADA-TATA; KENNEDY, 2015; STARR; NICOLSON, 2015).

O Distrito Federal possui coleta seletiva passando em frente das casas de 52% dos moradores, mas o percentual de RSU aproveitado na reciclagem ainda é baixo, entre 5 e 10% (BRASIL, 2019a; DISTRITO FEDERAL, 2018a). O motivo para esse baixo percentual talvez seja a falta de disposição de parte da população em aderir ao programa e também por ser algo recente (a partir da PNRS) e ainda em expansão. Vale ressaltar que o Distrito Federal tem um potencial grande de reciclagem e compostagem conforme a sua composição gravimétrica de RSU na Figura 5 (DISTRITO FEDERAL, 2013).

Figura 5 – Composição gravimétrica dos RSU do Distrito Federal.



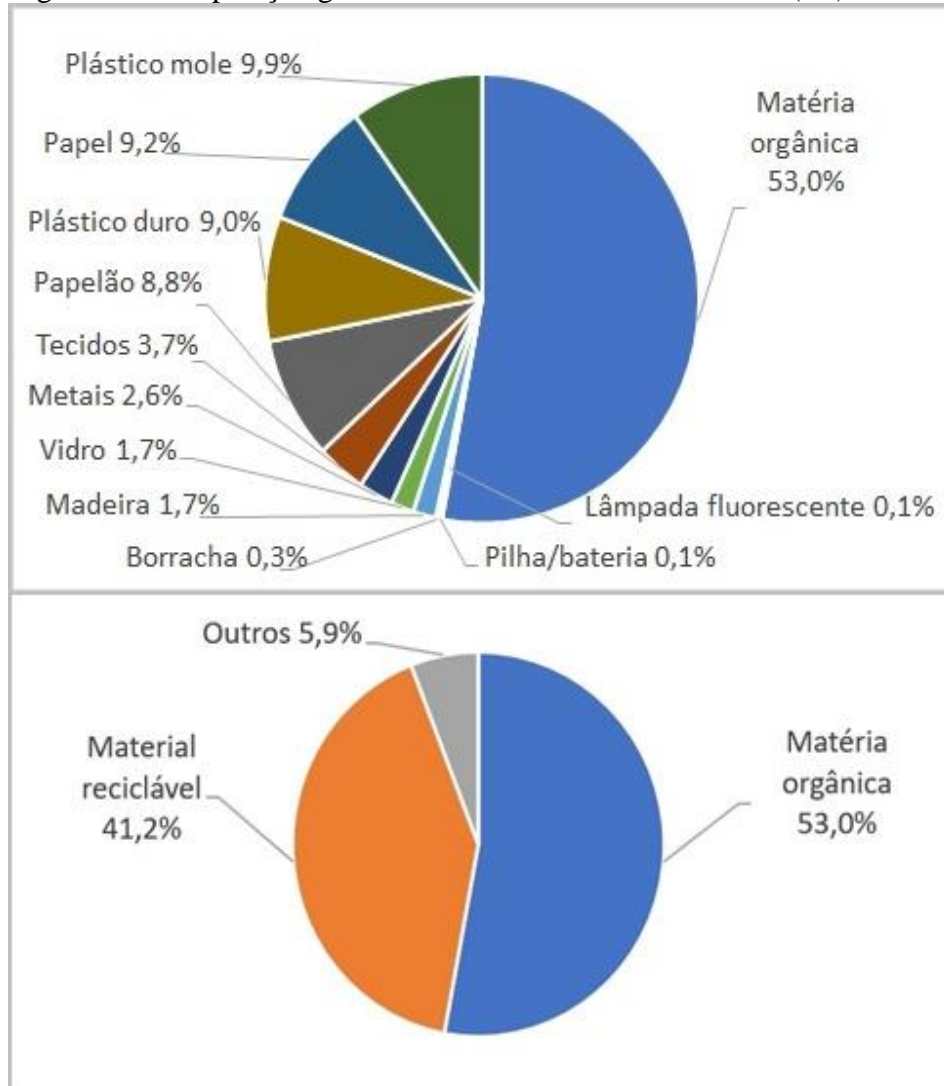
Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados do Distrito Federal (2013).

Nota: Material seco inclui alumínio, garrafa, lata, papel, papelão, PET, plástico duro, plástico fino, sucata ferrosa e vidro. Rejeito inclui borracha, cerâmica e madeira.

Guarulhos (SP) não possui coleta seletiva porta a porta muito ampla (em torno de 19% da população), mas a cidade tem 19 pontos de entrega voluntária de materiais recicláveis (PEVs são semelhantes aos Ecopontos) e 10 locais de entrega voluntária de recicláveis (LEVs

são quiosques) (GUARULHOS, 2019a; GUARULHOS, 2019b). Todavia, o percentual de reciclagem de RSU em Guarulhos também pode ser considerado baixo, entre 2 e 4% (BRASIL, 2019b; GUARULHOS, 2019c). No entanto, assim como o Distrito Federal e o Brasil como um todo, a cidade de Guarulhos possui um grande potencial de reciclagem/compostagem a ser desenvolvido como é indicado na composição gravimétrica de RSU da Figura 6.

Figura 6 – Composição gravimétrica dos RSU de Guarulhos (SP).



Fonte: adaptada de Guarulhos (2013).

Nota: Material reciclável inclui vidro, metais, papelão, plástico duro, plástico mole e papel. Outros incluem lâmpada fluorescente, pilha/bateria, borracha, madeira e tecidos.

De acordo com Dyson e Chang (2005) e Starr e Nicolson (2015), a reciclagem é um fator a ser considerado ao estimar a geração de RSU em um local, e diversas tendências de geração de resíduos podem ser criadas com base em índices de reciclagem.

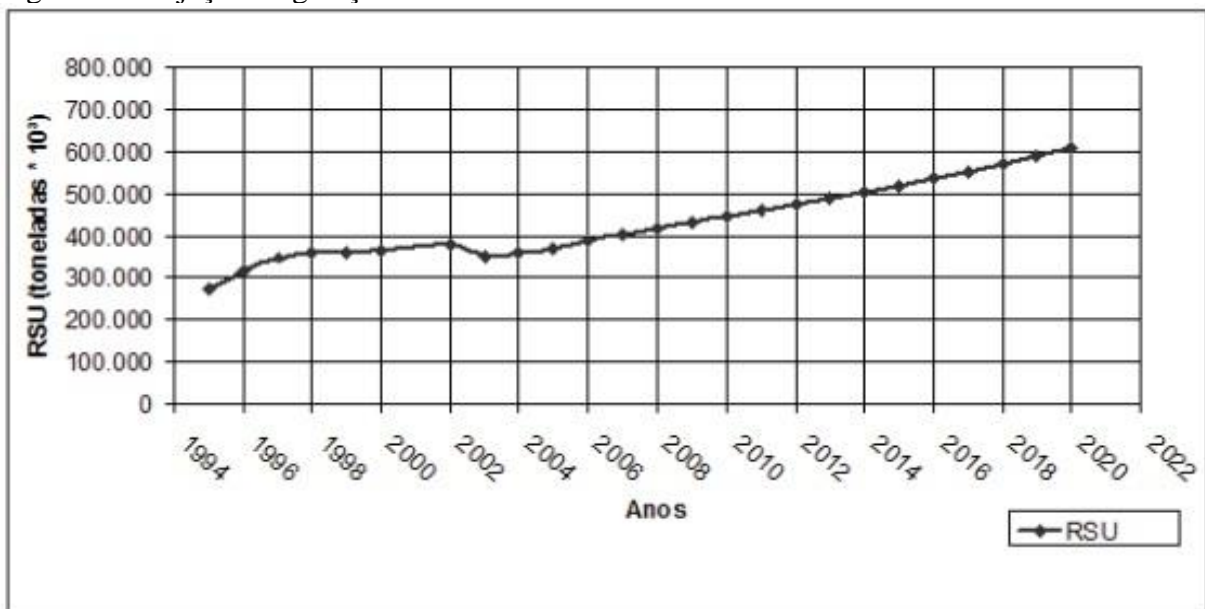
Melo, Sautter e Janissek (2009) conseguiram gerar a Equação 21 para estimar as quantidades anuais de RSU da cidade de Curitiba, Paraná ($RSU_{Curitiba}$, t/ano), utilizando

regressão múltipla e tendo como indicadores o PIB (R\$/ano) e a população (POP, hab./ano) do município.

$$RSU_{Curitiba} = 1,5657*PIB - 3,6861*POP + 5,5416 \quad (R^2 = 0,84) \quad (21)$$

Com a Equação 21, projeções das quantidades de RSU de Curitiba foram realizadas para os anos de 2008 até 2020 (Figura 7), e alguns cenários foram criados com base em possíveis variações como a redução em 5%, 10% e 20% dos RSU devido ao avanço da reciclagem/compostagem (MELO; SAUTTER; JANISSEK, 2009).

Figura 7 - Projeção da geração de RSU em Curitiba de 2008 até 2020.



Fonte: Melo, Sautter e Janissek (2009).

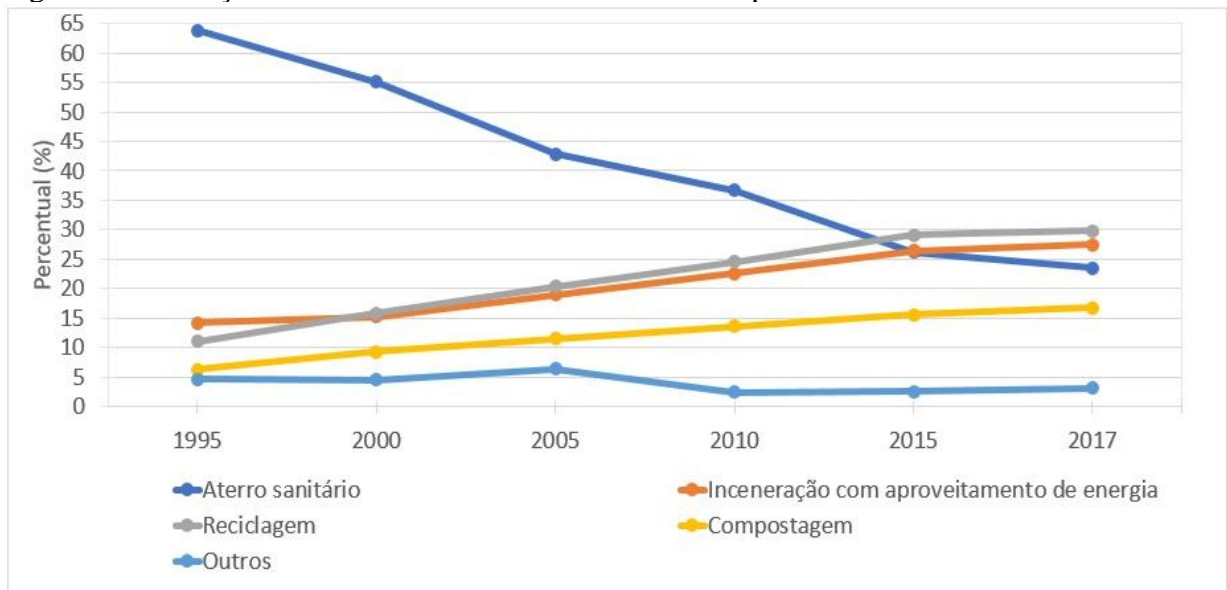
O desenvolvimento de um modelo confiável para prever o impacto agregado de tendências econômicas, mudanças populacionais e impacto da reciclagem na geração de RSU é muito útil na prática da gestão de resíduos sólidos (DYSON; CHANG, 2005; HOORNWEG; BHADA-TATA; KENNEDY, 2015; INTHARATHIRAT et al., 2015; XU et al., 2016). Dessa forma, avaliar a intensidade da geração de RSU de um local pode ajudar bastante o planejamento e o gerenciamento dos resíduos (GHINEA et al., 2016; HOORNWEG; BHADA-TATA; KENNEDY, 2015; KAWAI; TASAKI, 2016; XU et al., 2016).

2.5 Legislações sobre resíduos sólidos e aterros sanitários

As legislações sobre resíduos sólidos em países desenvolvidos foram implementadas, em geral, durante as décadas de 1960 e 70.

Na União Europeia, a Diretiva 75/442/CEE foi implementada em 1975 com o objetivo de promover a reciclagem e uniformizar o tratamento dos resíduos sólidos nos países membros (UNIÃO EUROPEIA – UE, 1975). Nos Estados Unidos, a Lei de Disposição de Resíduos Sólidos (*Solid Waste Disposal Act*) foi a primeira lei federal a orientar sobre a correta disposição de resíduos em 1965, mas, até hoje, a principal lei federal americana voltada para a gestão de resíduos sólidos é a Lei de Conservação e Recuperação de Recursos (*Resource Conservation and Recovery Act*) de 1976 (USEPA, 2018a). Como consequência, atualmente, a União Europeia e os Estados Unidos possuem ótimos índices referentes ao tratamento de RSU (Figuras 8 e 9) (EUROSTAT, 2019; USEPA, 2018b).

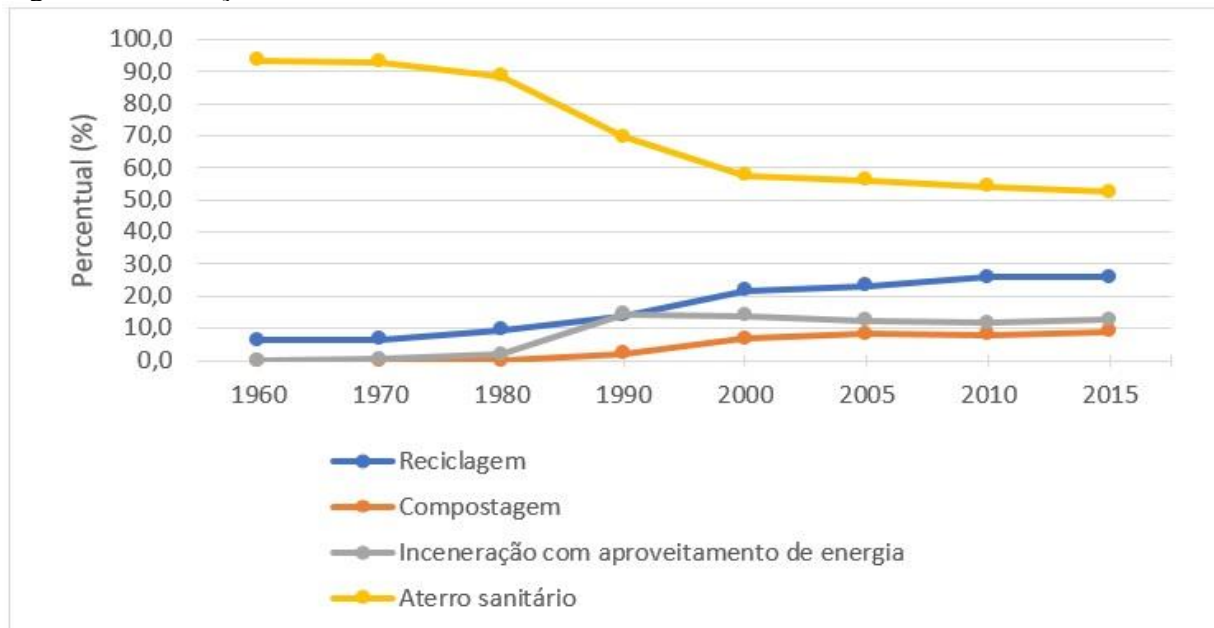
Figura 8 – Evolução do tratamento de RSU na União Europeia entre 1995 e 2017.



Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados de EUROSTAT (2019).

Nota: Outros - diferença entre os RSU gerados e os coletados. Nem todos os países da União Europeia coletam 100% dos RSU gerados.

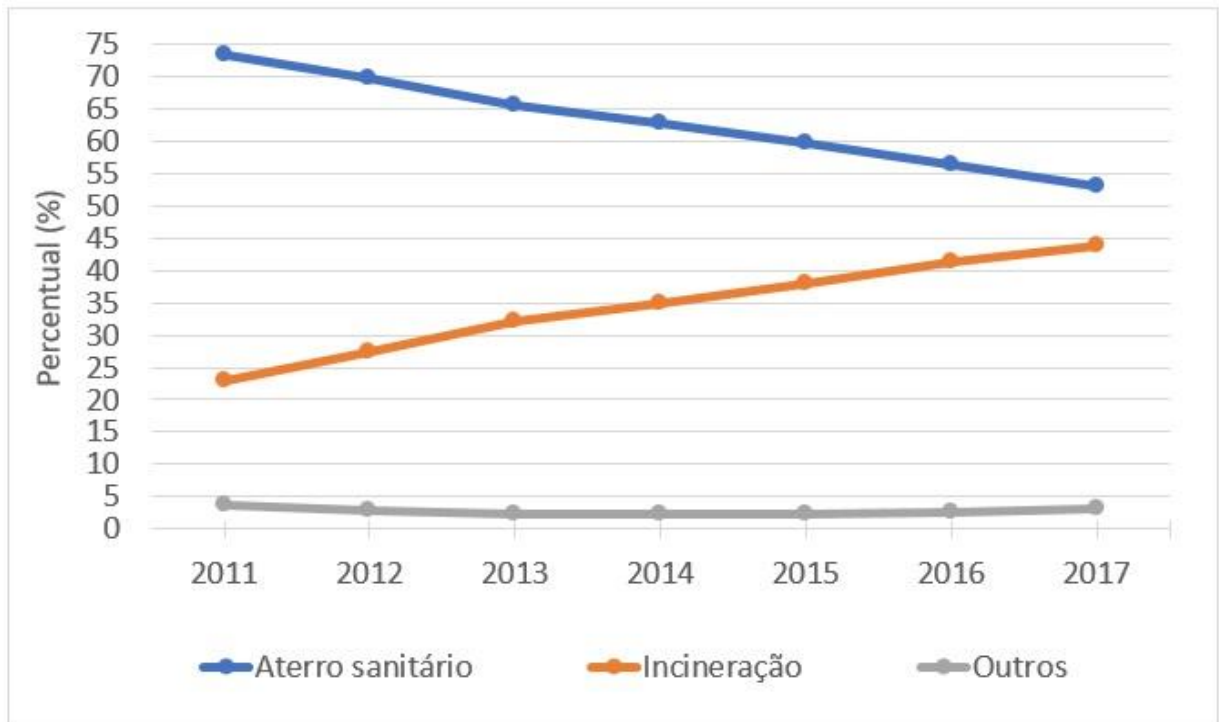
Figura 9 – Evolução do tratamento de RSU nos Estados Unidos entre 1960 e 2015.



Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados de USEPA (2018b).

A China ainda não é considerada um país desenvolvido, mas tem apresentado crescimentos elevados na economia e na urbanização, gerando quantidades de RSU cada vez maiores (GONÇALVES et al., 2018). A PNRS da China foi implementada em 1996 com a Lei sobre Prevenção da Poluição Ambiental causada por Resíduos Sólidos (*Law on Prevention of Environmental Pollution Caused by Solid Waste*), a qual sofreu alterações nos anos de 2004 e 2015 para melhorar o gerenciamento de resíduos no país (CHEN; GENG; FUJITA, 2010; ZHOU; SUN; YI, 2017). A China, quando comparada com os Estados Unidos e a União Europeia, possui uma PNRS bem mais recente. Possivelmente devido a isso, a China possui índices referentes ao tratamento com reciclagem/compostagem não tão elevados (Figura 10) (CHINA, 2012-2018).

Figura 10 – Evolução do tratamento de RSU na China entre 2011 e 2017.



Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados da China (2012-2018).

Nota: Outros tratamentos incluem reciclagem e compostagem.

Assim como na China, a PNRS brasileira é recente, de 2010, sendo implementada pela Lei 12.305/10. Ao analisar as legislações do exterior e do Brasil direcionadas para resíduos sólidos, percebe-se que elas possuem um mesmo marco institucional focado na não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento e disposição final ambientalmente correta dos resíduos sólidos (JUCÁ et al., 2014). Porém, as Figuras 8, 9 e 10 demonstram que é necessário tempo após as implementações das legislações para os resultados serem mais expressivos.

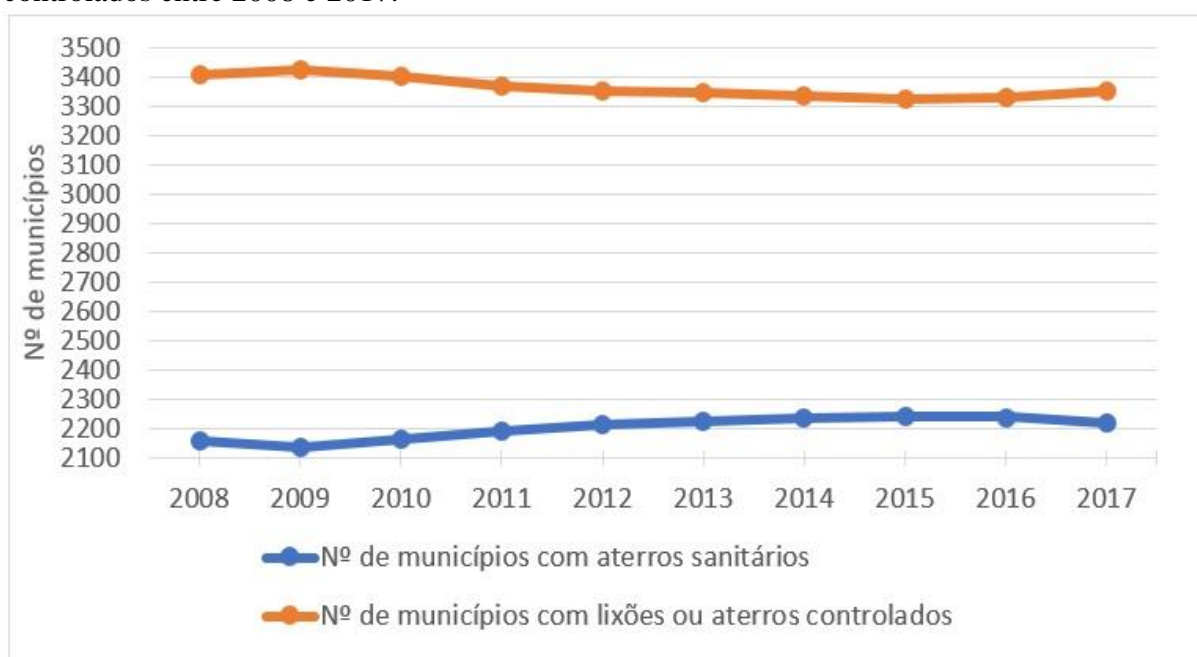
Uma das principais metas da PNRS brasileira foi a elaboração e implantação de planos de gestão de resíduos sólidos nos níveis federal, estadual, microrregional, intermunicipal e municipal com o objetivo de incentivar a coleta seletiva e estabelecer um planejamento para o fim da disposição final incorreta dos resíduos (BRASIL, 2010). A cidade de Guarulhos implementou seu plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos em 2011 e possui outro mais recente, de 2013 (GUARULHOS, 2013). O Distrito Federal implementou seu plano distrital de saneamento básico em 2008 e também possui um plano distrital de gestão integrada de resíduos sólidos de 2018 (DISTRITO FEDERAL, 2018b).

No entanto, vale ressaltar que muitos municípios ainda não elaboraram seus planos de resíduos sólidos. Um levantamento do Ministério do Meio Ambiente com dados de 2017 apontou que pouco mais da metade dos municípios (54,8%) possuem plano integrado de

resíduos sólidos, sendo um percentual maior (83,3%) para municípios com mais de 500.000 habitantes, e menor (49,1%) para municípios com 5.001 até 10.000 habitantes (BRASIL, 2018a).

O grande percentual de municípios (45,2%) sem plano integrado de resíduos sólidos talvez justifique o número elevado de cidades (3.352) com lixões ou aterros controlados ainda em 2017 (Figura 11) (ABRELPE, 2018).

Figura 11 – Número de municípios brasileiros com aterros sanitários, lixões ou aterros controlados entre 2008 e 2017.



Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados da ABRELPE (2009-2018).

De acordo com a Lei nº 12.305/10 (BRASIL, 2010), a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos deveria ter sido implantada até agosto de 2014, mas, atualmente, ainda existem municípios com lixões ou aterros controlados, como pode ser visto na Figura 9. Vale ressaltar que a disposição de resíduos sólidos em lixões é crime desde 1998, conforme a Lei de Crimes Ambientais, Lei nº 9.605/98 (BRASIL, 1998). O artigo 54 da Lei nº 9.605/98 considera crime ambiental causar poluição por meio do lançamento de resíduos sólidos em desacordo com leis e regulamentos (BRASIL, 1998). Com isso, os municípios que ainda possuem lixões estão em desacordo com as Leis nº 9.605/98 e 12.305/2010.

A implantação e o gerenciamento de aterros sanitários não são tão simples. A NBR 8419 (ABNT, 1992) e a NBR 13896 (ABNT, 1997) determinam que o projeto de implantação de um aterro sanitário deve ter uma série de parâmetros a serem considerados e monitorados, tais como sistema de drenagem das águas superficiais, sistema de drenagem e tratamento dos

líquidos percolados, impermeabilização inferior e superior das células, sistema de monitoramento de águas subterrâneas, sistema de drenagem dos gases gerados, dimensionamento das células, vida útil do aterro, plano futuro voltado para a recuperação da área após o encerramento, entre outros parâmetros.

Dessa forma, o processo de licenciamento de um aterro sanitário pode demorar alguns anos e, após a implantação dele, deve-se manter o monitoramento dos parâmetros mencionados para obter renovações da licença de operação.

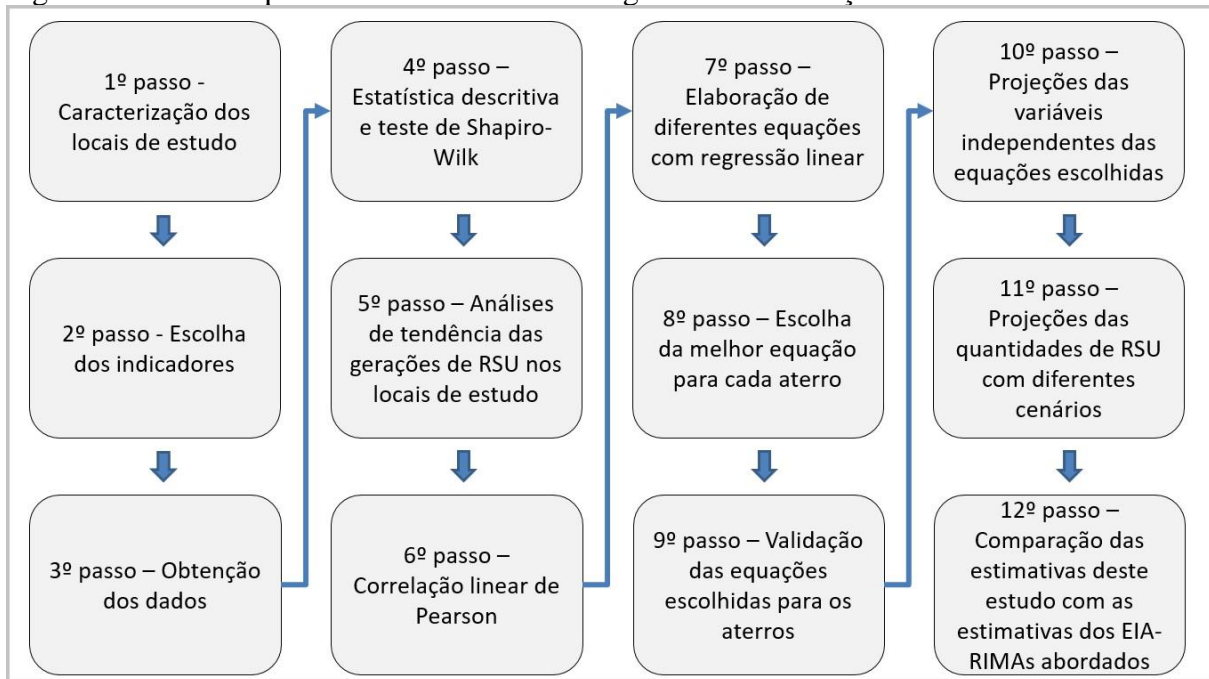
Em relação à vida útil de um aterro sanitário, ela deve ser bem estimada para evitar o licenciamento de novas áreas antes do previsto e custos inesperados. Como já mencionado nesta dissertação, deve-se utilizar uma metodologia adequada para prever as quantidades de RSU a serem dispostas no local do aterro com o intuito de obter uma boa estimativa da vida útil.

Vale destacar que, devido à dificuldade dos pequenos municípios em implementar e manter aterros sanitários, a Lei 12.305/10 permite que municípios utilizem o mesmo aterro sanitário por meio de consórcio (BRASIL, 2010). Dessa forma, possibilitando o envio dos resíduos de pequenas cidades para um aterro maior e mais estruturado.

3 METODOLOGIA

A metodologia desta dissertação foi dividida em 11 seções e seguiu o passo a passo descrito na Figura 12.

Figura 12 – Passo a passo utilizado na metodologia desta dissertação.



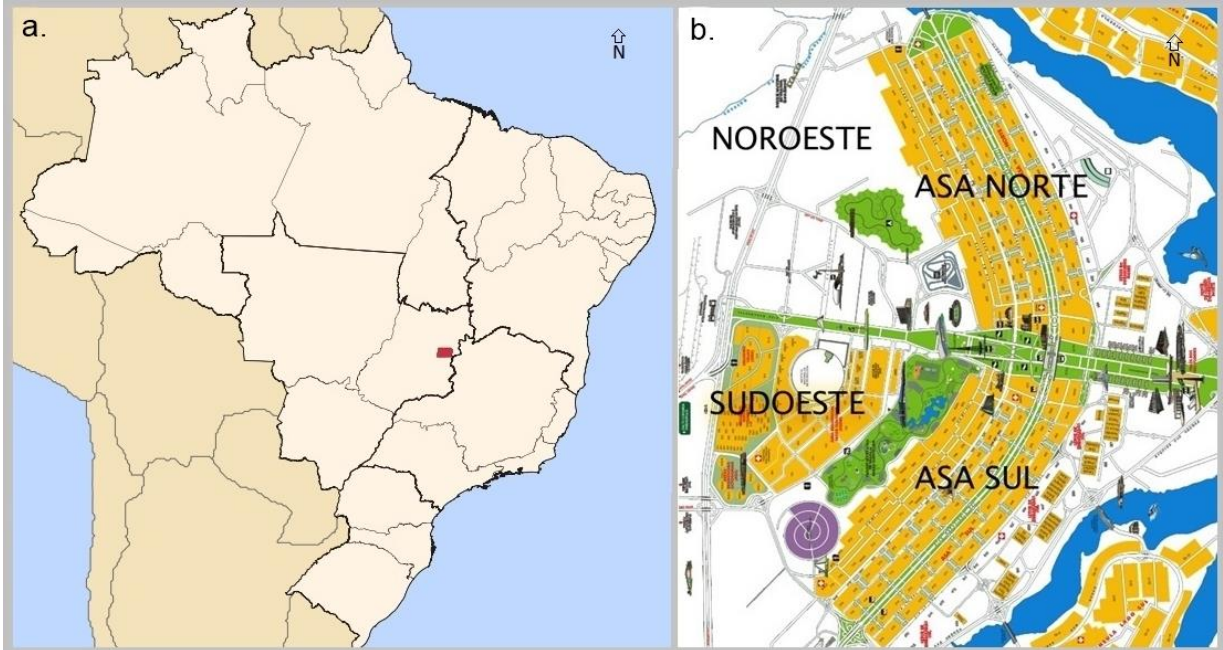
Fonte: elaborada pelo autor (2019).

3.1 Locais de estudo

Os dois locais escolhidos para o estudo foram o Distrito Federal (DF) e Guarulhos (SP), pois o recente ASB (inaugurado em 2017) recebe RSU de todo o Distrito Federal, e a ampliação do ASG (inauguração prevista para 2021) vai continuar recebendo RSU só da cidade de Guarulhos (DISTRITO FEDERAL, 2018a; GUARULHOS, 2016).

O Distrito Federal é uma unidade federativa brasileira, sendo formado pela capital do Brasil, Brasília, e mais 30 regiões administrativas. Localizado na região Centro-Oeste (Figura 13), o Distrito Federal possui uma área de 5.780 km², população de 2.974.703 habitantes, densidade populacional de 514,65 hab./km², percentual da população urbana de 96,58% e quantidade per capita de RSU de 0,85 kg/hab.dia (BRASIL, 2017a; IBGE, 2010b; IBGE, 2018b).

Figura 13 – (a) território do Distrito Federal em vermelho no mapa do Brasil; (b) mapa de Brasília (DF).

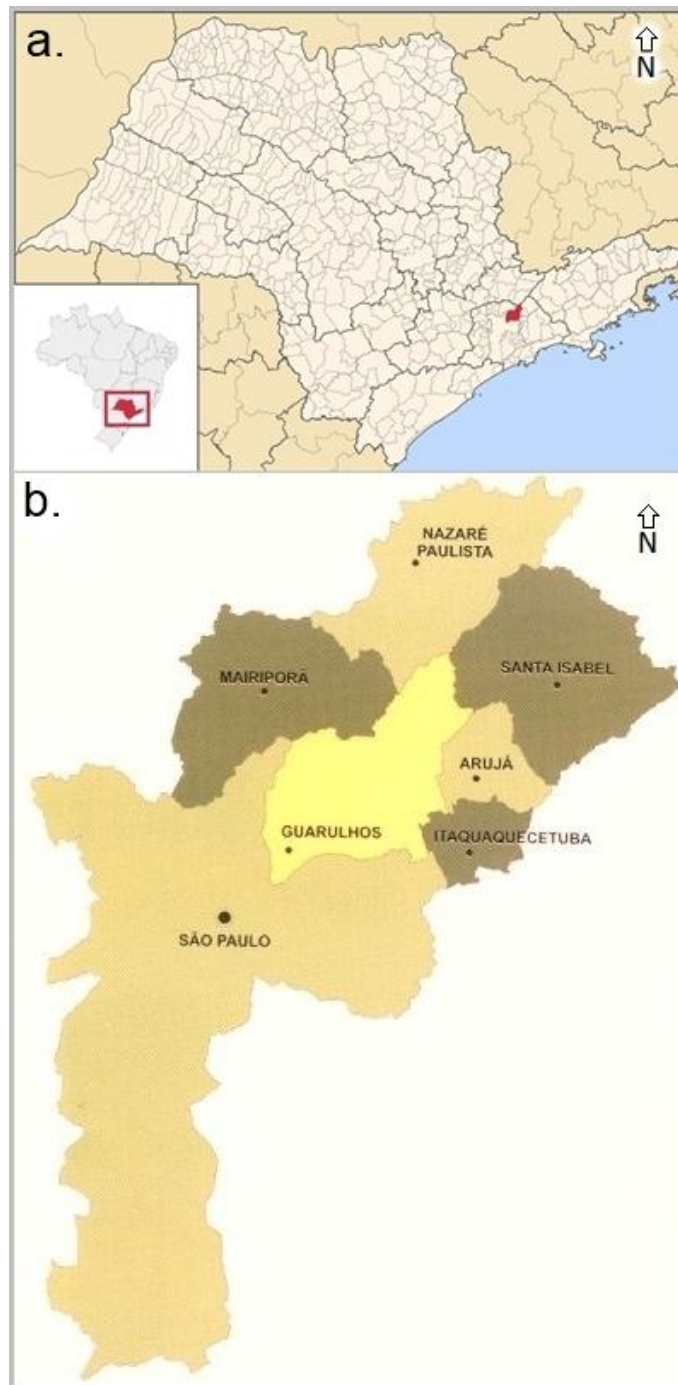


Fonte: Prandi (2019); SINDGTURDF (2019).

Brasília foi criada e projetada para ser a capital do país, sendo construída em 4 anos e inaugurada em 1960. Atualmente, Brasília é caracterizada por ter uma forte influência política e também por ter uma população multicultural e economia baseada principalmente nos setores de serviços, comércio e turismo (DISTRITO FEDERAL, 2018c).

Em relação a Guarulhos, a cidade é localizada na região metropolitana de São Paulo, no Sudeste brasileiro (Figura 14). O município de Guarulhos possui uma área de 319 km², população de 1.365.899 habitantes, densidade populacional de 4.281,82 hab./km², percentual da população urbana de 100% e quantidade per capita de RSU de 0,82 kg/hab.dia (BRASIL, 2017b; IBGE, 2010c; IBGE, 2018c). Guarulhos possui uma economia estruturada, principalmente, nos setores de serviços, comércio e indústria (GUARULHOS, 2018).

Figura 14 – (a) localização de Guarulhos no estado de São Paulo; (b) municípios circunvizinhos de Guarulhos.



Fonte: Abreu (2006); Guarulhos (2009).

3.2 Metodologia dos Estudos de Impacto Ambiental (EIA-RIMAs) dos aterros abordados

O ASB foi inaugurado em 2017. Porém, ao longo de todo o ano de 2017, ele funcionou em caráter experimental, recebendo apenas um terço dos RSU do Distrito Federal (recebeu em torno de 294.920 t de RSU no primeiro ano) (DISTRITO FEDERAL, 2018a). A

partir de 2018, o ASB passou a operar recebendo todos os resíduos do Distrito Federal. Vale ressaltar que, antes do ASB, havia o Aterro Controlado do Jóquei (também conhecido como Lixão da Estrutural), o qual surgiu na década de 1960, inicialmente como lixão e, posteriormente, como aterro controlado (MOURA; SERRANO; GUARNIERI, 2016; PEREIRA; QUEIROZ, 2015).

A vida útil do ASB foi estimada no seu EIA-RIMA considerando a quantidade gerada de RSU no Distrito Federal constante a cada ano (780.000 t/ano), proporcionando, assim, uma vida útil de 10 anos e 5 meses tendo como referência o espaço disponível no local e as dimensões das células (DISTRITO FEDERAL, 2012; DISTRITO FEDERAL, 2018a). De acordo com Distrito Federal (2012) e Distrito Federal (2018a), o espaço disponível para disposição dos resíduos no ASB é de 320.000 m² (Figura 15), o que permite receber 8.130.000 t de RSU durante 10,42 anos ao estabelecer a geração de RSU constante a cada ano nesse período.

Figura 15 – Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Brasília (ASB) em Samambaia (DF).



Fonte: Google Earth (2019a).

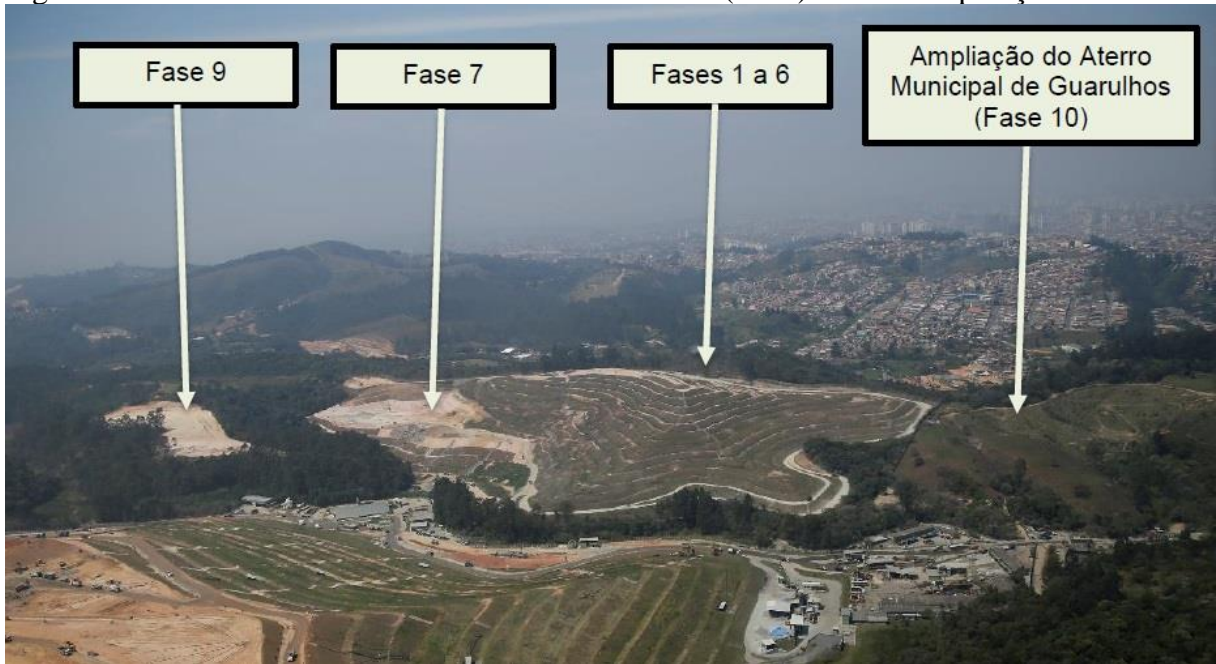
O EIA-RIMA do ASB não fez nenhuma estimativa para redução das quantidades geradas de RSU ao longo dos anos devido à reciclagem e/ou compostagem. Porém, o EIA-RIMA do ASB deixa claro que programas de incentivo à coleta seletiva serão intensificados para reduzir os resíduos enviados para o aterro (DISTRITO FEDERAL, 2012). Atualmente, o

Distrito Federal possui: coleta seletiva porta a porta alcançando 52% da população, cooperativas trabalhando em 5 galpões de triagem alugados pelo Governo do Distrito Federal, 62 PEVs de materiais recicláveis e 2 usinas de tratamento mecânico biológico (compostagem) (DISTRITO FEDERAL, 2018a). Porém, o percentual de RSU aproveitado na reciclagem/compostagem ainda pode ser considerado baixo, entre 5 e 10% nos últimos anos (BRASIL, 2019a; DISTRITO FEDERAL, 2018a). De acordo com Distrito Federal (2018a), no primeiro trimestre de 2018, em torno de 7% dos RSU foram aproveitados na reciclagem, e cerca de 3% dos RSU foram aproveitados na compostagem.

Em relação ao ASG, ele foi inaugurado em 2001 e durante seu funcionamento nove fases (áreas de disposição) já foram licenciadas. Este trabalho objetiva a fase 10, que é a ampliação mais recente do aterro e ainda está em processo de licenciamento, tendo previsão de inauguração para 2021 (GUARULHOS, 2016).

A vida útil da ampliação do ASG também foi estimada no seu EIA-RIMA considerando a quantidade gerada de RSU em Guarulhos constante a cada ano (365.000 t/ano), proporcionando, assim, uma vida útil de 10 anos e 8 meses tendo como referência também o espaço disponível no local e as dimensões das células (GUARULHOS, 2016). De acordo com Guarulhos (2016), o espaço disponível para a disposição dos resíduos na ampliação do ASG é de 128.245 m² (Figuras 16 e 17), o que possibilita receber 3.889.714 t de RSU durante 10,7 anos ao estabelecer a geração de RSU constante a cada ano durante esse período estimado.

Figura 16 – Foto aérea do Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG) e fases de operação desde 2001.



Fonte: Guarulhos (2016).

Figura 17 – Imagem de satélite do Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG) e fases de operação desde 2001.



Fonte: Google Earth (2019b).

O EIA-RIMA do ASG também não fez nenhuma estimativa para redução das quantidades geradas de RSU ao longo dos anos devido à reciclagem. No entanto, o EIA-RIMA do ASG também especifica que programas de incentivo à coleta de materiais recicláveis serão

efetivados para reduzir os resíduos enviados para o aterro e ir ao encontro da PNRS (GUARULHOS, 2016). Atualmente, Guarulhos possui: coleta seletiva porta a porta alcançando 19% da população, 4 cooperativas de materiais recicláveis, 19 PEVs de recicláveis, 10 LEVs de recicláveis e um pátio de compostagem da Prefeitura que trabalha com resíduos orgânicos de algumas feiras da cidade (GUARULHOS, 2019a; GUARULHOS, 2019b). No entanto, o percentual de RSU aproveitado na reciclagem/compostagem também pode ser considerado baixo, entre 2 e 4% (BRASIL, 2019b; GUARULHOS, 2019c).

Vale mencionar que o modelo linear (regressão linear) foi o escolhido para ser abordado nesta dissertação, pois a metodologia dos EIA-RIMAs do ASB e do ASG utilizou uma geração linear para representar as quantidades futuras de RSU do Distrito Federal e de Guarulhos. Dessa forma, as estimativas desta dissertação foram baseadas em um modelo linear para tornar a comparação mais justa com as estimativas obtidas nos EIA-RIMAs abordados.

3.3 Indicadores socioeconômicos

Os indicadores escolhidos para este estudo são dos tipos quantitativos e socioeconômicos, sendo quatro ao todo: população, PIB, consumo de energia elétrica e de água. A escolha desses indicadores foi feita tendo como referência os indicadores mais comuns utilizados em pesquisas que obtiveram equações com valores elevados em relação ao parâmetro R^2 . Exemplos de pesquisas que utilizaram alguns desses indicadores e obtiveram valores elevados do parâmetro R^2 : Adhikari, Barrington e Martinez (2006), Carvalho Jr. (2013), Chhay et al. (2018), Chu et al. (2016), Fu, Li e Wang (2015) e Melo, Sautter e Janissek (2009).

Os dados dos indicadores do Distrito Federal foram referentes ao período de 2003 até 2015 (13 anos) e foram obtidos de diferentes fontes. O PIB foi obtido do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018d). O consumo de energia elétrica foi obtido da Companhia Energética de Brasília (CEB, 2018). A população, a quantidade de RSU e o consumo de água foram obtidos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2018b).

Os dados dos indicadores de Guarulhos foram referentes ao período de 2006 até 2015 (10 anos) e também foram obtidos de diferentes fontes. O PIB foi obtido do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018e). O consumo de energia elétrica foi obtido da Secretaria Estadual de Energia e Mineração de São Paulo (SÃO PAULO, 2018). A população, a quantidade de RSU e o consumo de água foram obtidos do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2018c).

3.4 Estatística descritiva e teste de Shapiro-Wilk

Após organizar os dados, a estatística descritiva foi realizada para gerar uma caracterização dos conjuntos de dados, e o teste de Shapiro-Wilk foi feito para mostrar que os dados fazem parte de uma distribuição normal. Vale ressaltar que a maior parte da estatística desta pesquisa foi feita utilizando o programa SPSS (*Statistical Package for Social Science for Windows*). A exceção foi o tópico 3.5, o qual utilizou o programa Minitab 18. Todas as análises estatísticas deste estudo foram feitas separando os dados do Distrito Federal e de Guarulhos.

Em relação à estatística descritiva, os seguintes parâmetros foram realizados: média, valor mínimo, valor máximo, variância e desvio-padrão.

A variância (s^2) é a média dos quadrados dos desvios das observações a partir da média dos dados, enquanto que o desvio-padrão (s) é a raiz quadrada da variância (MOORE; NOTZ; FLIGNER, 2017). A variância e o desvio-padrão medem o quanto as observações se afastam da média dos dados (MOORE; NOTZ; FLIGNER, 2017). As Equações 22 e 23 mostram as fórmulas da variância e do desvio-padrão, respectivamente.

$$s^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (22)$$

$$s = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (23)$$

Onde: s^2 = variância; s = desvio-padrão; x_i = valores das observações; \bar{x} = valor médio das observações; e n = tamanho da população.

Em relação ao teste de Shapiro-Wilk (SW), para demonstrar que os dados fazem parte de uma distribuição normal, o valor do teste deve ser acima do SW_{tabelado} , o qual é baseado no número de observações e no nível de significância (5% neste estudo) (ALVA; ESTRADA, 2009; ESTATCAMP, 2018a). Além disso, o p-valor do teste também deve ser acima do nível de significância (5%) (ALVA; ESTRADA, 2009; ESTATCAMP, 2018a). A fórmula do teste de Shapiro-Wilk é representada a seguir (Eqs. 24, 25 e 26).

$$SW = \frac{b^2}{\sum_{i=1}^n (x_{(i)} - \bar{x})^2} \quad (24)$$

Onde: SW = valor do teste de Shapiro-Wilk; b = constante apresentada nas Equações 25 e 26; $x_{(i)}$ = valores das observações ordenados do menor para o maior; e \bar{x} = valor médio das observações.

$$b_I = \sum_{i=1}^{n/2} (a_{n-i+1}) \cdot (x_{(n-i+1)} - x_{(i)}) \quad (25)$$

$$b_{II} = \sum_{i=1}^{(n+1)/2} (a_{n-i+1}) \cdot (x_{(n-i+1)} - x_{(i)}) \quad (26)$$

Onde: b_I = se n for par; b_{II} = se n for ímpar; n = número de observações; a_{n-i+1} = constante tabelada com base em uma amostra de tamanho n de uma distribuição normal; $x_{(i)}$ = valores das observações ordenados do menor para o maior; e $x_{(n-i+1)}$ = valor da observação na ordem n-i+1.

3.5 Análises de tendência das gerações de RSU nos locais de estudo

Nesta pesquisa, análises de tendência das gerações de RSU no Distrito Federal e em Guarulhos foram realizadas com o objetivo de demonstrar que a tendência linear está entre os modelos mais adequados para representar as quantidades geradas de RSU nos locais de estudo. Essas análises foram feitas com o programa Minitab 18, o qual possui a ferramenta “Análise de Tendência”, que disponibiliza quatro tipos de modelo: linear, quadrático, crescimento exponencial e curva S (logística Pearl-Reed). O melhor modelo é escolhido tendo três parâmetros como referência: erro percentual absoluto médio (EPAM), desvio absoluto médio (DAM) e desvio-padrão máximo (DPM).

O EPAM mostra o quanto é preciso o modelo tendo como referência um percentual de erro, ou seja, quanto menor o EPAM, mais preciso é o modelo (Equação 27) (MINITAB, 2018).

$$EPAM = \left(\frac{\sum_{i=1}^n \left| \frac{(y_i - \hat{y}_i)}{y_i} \right|}{n} \right) \times 100 \quad (27)$$

Onde: EPAM = erro percentual absoluto médio; n = número de observações; y_i = valor da observação individual i da variável dependente; e \hat{y}_i = valor previsto da observação i da variável dependente.

O DAM revela a precisão do modelo na mesma unidade dos dados avaliados e ajuda a conceituar a magnitude do erro; assim, quanto menor o DAM, mais preciso é o modelo (Equação 28) (MINITAB, 2018).

$$DAM = \left(\frac{\sum_{i=1}^n |(y_i - \hat{y}_i)|}{n} \right) \quad (28)$$

Onde: DAM = desvio absoluto médio; n = número de observações; y_i = valor da observação individual i da variável dependente; e \hat{y}_i = valor previsto da observação i da variável dependente.

O DPM indica a precisão dos valores das séries temporais ajustadas (Equação 29) (MINITAB, 2018). Quanto menor o DPM, melhor o ajuste do modelo.

$$DPM = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n} \right) \quad (29)$$

Onde: DPM = desvio-padrão máximo; n = número de observações; y_i = valor da observação individual i da variável dependente; e \hat{y}_i = valor previsto da observação i da variável dependente.

Caso um único modelo não possua valores mais baixos nos três parâmetros, o EPAM é o principal parâmetro na escolha do melhor modelo (MINITAB, 2018).

3.6 Correlação linear de Pearson

Após a estatística descritiva e o teste de Shapiro-Wilk, análises de correlação linear de Pearson foram realizadas em um nível de significância de 5% (0,05) com o objetivo de obter

uma ideia das forças de correlação entre os dados (quantidade de RSU, população, PIB, consumo de energia elétrica, consumo de água).

A quantidade de RSU foi a base (variável dependente) das correlações de Pearson com o intuito de gerar uma noção de quais indicadores (variáveis independentes) são capazes de influenciar mais os RSU nos locais de estudo. Dessa forma, quatro pares foram formados: (RSU, PIB), (RSU, população), (RSU, consumo de água) e (RSU, consumo de energia elétrica). As correlações desses quatro pares foram classificadas em fortes (valor entre 0,70 e 1,00), moderadas (entre 0,40 e 0,69) ou fracas (entre 0,00 e 0,39) de acordo com Dancey e Reidy (2017). A Equação 30 mostra a fórmula do coeficiente da correlação de Pearson.

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \cdot \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2}} \quad (30)$$

Onde: r = coeficiente da correlação linear de Pearson; x_i = valor da observação individual i da variável independente; \bar{x} = média de todas as observações da variável independente; y_i = valor da observação individual i da variável dependente; e \bar{y} = média de todas as observações da variável dependente.

3.7 Regressão linear

Com base nos diferentes indicadores e nos valores das correlações de Pearson, 12 equações foram geradas para cada aterro por meio de regressão linear simples ou múltipla. Vale ressaltar que uma regressão linear é considerada simples quando composta por apenas uma variável independente (um indicador) e é considerada múltipla quando composta por duas ou mais variáveis independentes (mais de um indicador) (CORRAR, 2011). Entre as 12 equações geradas, 8 equações foram obtidas por regressão linear múltipla, e 4 equações foram obtidas por regressão linear simples. A quantidade de RSU foi considerada a variável dependente dessas equações. O modelo geral de uma regressão linear múltipla é apresentado a seguir (Equação 31).

$$y = \beta_0 + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \dots + \beta_kx_k + \varepsilon \quad (31)$$

Onde: y = variável dependente; x_1, x_2, \dots, x_k = variáveis independentes; $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_k$ = coeficientes de regressão; e ε = resíduo ou erro da regressão.

Para escolher a melhor equação entre as 12 equações geradas para cada aterro, os seguintes parâmetros estatísticos foram analisados: R^2 , R^2 ajustado, erro padrão da estimativa (SE_E), análise de variância (ANOVA) e VIF (fator de inflação de variância).

O R^2 é conhecido como coeficiente de determinação e é um dos parâmetros capazes de expressar o nível de precisão de um modelo (HAIR et al., 2018). Quanto mais próximo de 1, mais preciso é o modelo (MONTGOMERY; RUNGER, 2013). O R^2 é calculado pela seguinte maneira (Eqs. 32, 33 e 34).

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2 + \sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2} = \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (32)$$

Onde: R^2 = coeficiente de determinação; \bar{y} = média de todas as observações da variável dependente; y_i = valor da observação individual i da variável dependente; e \hat{y}_i = valor previsto da observação i da variável dependente.

$$R^2 = \text{Soma dos quadrados da regressão (SQR)} / [\text{Soma dos quadrados dos erros (SQE)} + \text{Soma dos quadrados da regressão (SQR)}] \quad (33)$$

$$R^2 = \text{Soma dos quadrados da regressão (SQR)} / \text{Soma total dos quadrados (SQT)} \quad (34)$$

A adição de uma ou mais variáveis independentes provoca um aumento do R^2 , no entanto não significa que a equação com mais variáveis independentes seja a mais precisa, pois ela pode ter sido formada por variáveis independentes não significantes (HAIR et al., 2018). Devido a isso, o R^2 ajustado é o parâmetro estatístico mais indicado para descobrir a equação mais precisa entre equações com diferentes quantidades de variáveis independentes (HAIR et al., 2018). Quanto maior o R^2 ajustado, mais preciso é o modelo da equação. O R^2 ajustado é calculado pela seguinte fórmula (Equação 35).

$$R^2_{ajustado} = 1 - \left(\frac{n-1}{n-(p+1)} \right) \cdot (1 - R^2) \quad (35)$$

Onde: R^2 ajustado = coeficiente de determinação ajustado; n = número de observações; p = número de variáveis independentes; e R^2 = coeficiente de determinação.

O erro padrão da estimativa (SE_E) é obtido pela raiz quadrada da soma dos quadrados dos erros dividido pelo grau de liberdade (HAIR et al., 2018). Ou seja, quanto menor a soma dos quadrados dos erros, menor o erro padrão da estimativa; assim, mais precisa é a equação. O erro padrão da estimativa é estimado da seguinte forma (Equação 36).

$$SE_E = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n - (p + 1)}} = \sqrt{\frac{SQE}{n - (p + 1)}} \quad (36)$$

Onde: SE_E = erro padrão da estimativa; y_i = valor da observação individual i da variável dependente; \hat{y}_i = valor previsto da observação i da variável dependente; n = número de observações; p = número de variáveis independentes; e SQE = soma dos quadrados dos erros.

A análise de variância (ANOVA) aborda a significância do modelo de regressão linear entre a variável dependente e as variáveis independentes (MONTGOMERY; RUNGER, 2013). Neste estudo, a ANOVA foi demonstrada por meio do Teste F. Quando o p-valor do Teste F é menor do que o nível de significância (0,050) e o valor do Teste F é maior do que o valor tabelado na literatura com base no número de variáveis independentes e no grau de liberdade, o modelo pode ser considerado significativo (ESTATCAMP, 2018b). Dessa forma, pelo menos uma variável independente está influenciando a variável dependente (ESTATCAMP, 2018b). A equação do Teste F é apresentada a seguir (Equação 37).

$$F = \frac{\frac{SQR}{P}}{\frac{SQE}{n-(p+1)}} \quad (37)$$

Onde: F = valor do Teste F; SQR = Soma dos quadrados da regressão; SQE = Soma dos quadrados dos erros; n = número de observações; p = número de variáveis independentes; e $n - (p+1)$ = grau de liberdade.

O VIF é o fator de inflação de variância e é utilizado como indicativo de colinearidade (forte correlação de Pearson entre duas variáveis independentes em uma mesma equação) ou multicolinearidade (forte correlação de Pearson entre mais de duas variáveis independentes em uma mesma equação) (HAIR et al., 2018). O ideal é ter muitas variáveis independentes altamente correlacionadas com a variável dependente, no entanto com pouca correlação entre as variáveis independentes (HAIR et al., 2018). Quando há uma forte correlação entre variáveis independentes em uma mesma equação, a precisão da equação gerada pode ser prejudicada. O valor tolerado para o parâmetro VIF deve ser menor do que 10 para cada variável independente da equação (HAIR et al., 2018). O VIF é composto da seguinte forma (Equação 38).

$$VIF = \frac{1}{1 - R^{2*}} \quad (38)$$

Onde: VIF = fator de inflação de variância; R^{2*} (forma de obtenção): a variável dependente é excluída da equação. Então, uma variável independente de cada vez é convertida em variável dependente, e as outras variáveis independentes da equação se tornam variáveis independentes da nova variável dependente. Assim, o R^{2*} é calculado para cada variável independente, uma por vez, gerando diferentes VIFs (HAIR et al., 2018).

3.8 Validação da equação modelo de cada aterro sanitário

Após a escolha da melhor equação modelo para cada aterro com base nos parâmetros estatísticos mencionados, as duas equações dos aterros foram validadas de acordo com as seguintes suposições da regressão linear: independência dos termos de erro, normalidade, homocedasticidade e linearidade.

A independência dos termos de erro ou independência dos resíduos é a suposição de que cada valor previsto é independente, ou seja, o valor previsto não está relacionado com qualquer outra previsão (HAIR et al., 2018). Esse parâmetro foi validado por meio do teste de Durbin-Watson cujo valor obtido deve estar dentro de um intervalo tabelado com base no número de variáveis independentes, nível de significância (5%) e tamanho da amostra (ESTATCAMP, 2018c; KRÄMER, 2011). A fórmula do teste de Durbin-Watson é mostrada a seguir (Equação 39).

$$DW = \frac{\sum_{i=2}^n (\varepsilon_i - \varepsilon_{i-1})^2}{\sum_{i=1}^n \varepsilon_i^2} \quad (39)$$

Onde: DW = valor do teste de Durbin-Watson; ε_i = termo de erro ou resíduo na observação i ; e ε_{i-1} = termo de erro ou resíduo na observação $i - 1$.

A suposição de normalidade determina que a distribuição dos resíduos deve seguir uma distribuição normal (HAIR et al., 2018). O pressuposto de normalidade foi validado por meio do teste de Shapiro-Wilk para um nível de significância de 5%.

A terceira suposição é a homocedasticidade e aborda a constância dos resíduos ao longo dos valores das variáveis independentes, ou seja, os resíduos não demonstram um padrão crescente, decrescente ou curvilíneo (HAIR et al., 2018). Essa suposição foi validada por meio de um gráfico de dispersão dos resíduos.

A linearidade é a última suposição e se fundamenta no grau da associação linear entre a variável dependente e as variáveis independentes (HAIR et al., 2018). O pressuposto de linearidade foi validado por meio de gráficos de dispersão de resíduos e de regressão parcial. O gráfico da dispersão de resíduos não deve apresentar um padrão crescente, decrescente ou curvilíneo na distribuição dos resíduos; e o gráfico de regressão parcial deve apresentar um comportamento linear crescente ou decrescente de acordo com o sinal do coeficiente não padronizado de cada variável independente (HAIR et al., 2018).

3.9 Projeções das variáveis independentes

Após validar a equação modelo de cada aterro, as variáveis independentes dessas equações foram projetadas ao longo do tempo para substituir os valores gerados nas equações dos locais de estudo e, assim, obter as quantidades de RSU a serem dispostas nos dois aterros.

As variáveis independentes foram todas projetadas por meio de regressão linear simples, sendo uma nova equação para cada variável independente. Nessa estrutura específica deste trabalho, cada variável independente foi considerada a variável dependente da nova equação gerada por regressão simples, e o tempo em anos foi considerado a variável independente. As novas equações obtidas por regressão simples foram validadas seguindo as mesmas suposições de regressão linear da seção 3.8.

3.10 Projeções das quantidades de RSU e estimativas de reciclagem

Com as projeções das variáveis independentes obtidas ao longo dos anos, os valores obtidos foram substituídos nas equações iniciais voltadas para o ASB e o ASG, permitindo, assim, estimar as quantidades de RSU a serem enviadas para esses dois aterros. A partir dessas duas estimativas de RSU (uma para cada local de estudo), foram criadas outras estimativas com base em índices de reciclagem, dessa forma proporcionando diferentes estimativas para as vidas úteis dos aterros em questão.

Tendo como referência as quantidades anuais de RSU estimadas para cada aterro, foram subtraídos percentuais de RSU com o objetivo de criar possíveis cenários como efeitos de programas de incentivo à reciclagem/compostagem nos locais de estudos. Cinco cenários foram criados para cada local de estudo. Primeiro cenário: sem remover qualquer percentual de RSU devido à reciclagem/compostagem. Segundo cenário: com a remoção de 5% das quantidades de RSU ano após ano ao longo das projeções devido à reciclagem/compostagem. Terceiro cenário: com a remoção de 10% das quantidades de RSU ano após ano. Quarto cenário: com a remoção de 15% das quantidades de RSU ano após ano. Quinto cenário: com a remoção sucessiva de recicláveis ano após ano ao longo das projeções a partir de 2% (2%, 3%, 4%, 5%,...).

3.11 Estimativas das vidas úteis dos aterros sanitários em estudo

As estimativas das vidas úteis do ASB foram obtidas somando as quantidades anuais projetadas de RSU a partir do ano de 2018 (ano inicial de funcionamento integral) até atingir a quantidade total de 7.835.080 t. Vale ressaltar que o ASB foi projetado para receber 8.130.000 t de RSU. Contudo, em 2017 (ano da inauguração), o ASB funcionou em caráter experimental durante esse ano, recebendo 294.920 t de resíduos (DISTRITO FEDERAL, 2018a). Dessa forma, a quantidade de 294.920 t de resíduos foi excluída da capacidade total de resíduos (8.130.000 t), sendo o valor restante (7.835.080 t) utilizado como base nas estimativas das vidas úteis do ASB.

Em relação ao ASG, as estimativas das vidas úteis foram obtidas somando as quantidades anuais projetadas de RSU a partir do ano de 2021 (ano previsto para inauguração) até atingir a quantidade total de 3.889.714 t (capacidade total do aterro).

Todas as estimativas das vidas úteis obtidas neste trabalho foram comparadas com as estimativas obtidas nos EIA-RIMAs dos aterros abordados.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Estatística descritiva e teste de Shapiro-Wilk dos dados coletados

4.1.1 Distrito Federal

A Tabela 2 mostra os dados coletados do Distrito Federal utilizados neste estudo.

Tabela 2 - Dados coletados do Distrito Federal utilizados neste estudo.

Ano	PIB (R\$ x 1000) ¹	População ²	Energia elétrica consumida (MWh) ³	Consumo de água (x 1.000 m ³) ²	Quantidade de RSU (t) ²
2003	58.456.124	2.189.789	3.585.885	135.612	588.678
2004	67.076.505	2.282.049	3.568.844	138.503	589.843
2005	75.732.681	2.333.108	3.803.319	140.925	610.363
2006	84.661.406	2.383.784	3.989.428	143.160	622.601
2007	93.404.001	2.455.903	4.292.379	157.672	663.346
2008	110.299.557	2.557.158	4.553.070	157.267	711.298
2009	124.323.753	2.606.885	5.036.062	162.323	757.360
2010	144.174.102	2.570.160	5.382.635	173.125	781.345
2011	154.568.954	2.609.998	5.469.453	176.569	809.569
2012	164.101.336	2.648.532	5.665.762	179.577	822.968
2013	175.906.726	2.789.761	5.963.958	185.916	847.207
2014	197.432.059	2.852.372	6.163.313	182.959	892.772
2015	215.613.025	2.914.830	6.084.202	160.072	900.713

Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados coletados em ¹IBGE (2018d), ²Brasil (2018b) e ³CEB (2018).

Na Tabela 3, os valores da estatística descritiva e do teste de Shapiro-Wilk dos dados do Distrito Federal são mostrados.

Tabela 3 - Estatística descritiva e teste de Shapiro-Wilk dos dados do Distrito Federal.

Parâmetro	Tempo (em anos)	PIB (R\$ x1000)	População	Energia elétrica consumida (MWh)	Consumo de Água (x 1.000 m ³)	Quantidade de RSU (t)
Média	2009	128.134.633	2.553.410	4.889.101	161.052	738.313
Valor mínimo	2003	58.456.124	2.189.789	3.568.844	135.612	588.678
Valor máximo	2015	215.613.025	2.914.830	6.163.313	185.916	900.713
Variância (s ²)	15,167	2,645E+15	4,866E+10	9,426E+11	3,114E+08	1,309E+10
Desvio-padrão (s)	3,89	51.433.064,91	220.593,83	970.874,30	17.647,10	114.415,90
Shapiro-Wilk (valor do teste; p-valor)	0,966; 0,837	0,952; 0,628	0,971; 0,908	0,907; 0,165	0,924; 0,283	0,915; 0,215

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

A média, o valor mínimo, o valor máximo, a variância e o desvio-padrão caracterizam os conjuntos de dados coletados. Vale a pena destacar que os valores obtidos no teste de Shapiro-Wilk foram maiores que 0,866 (valor tabelado na literatura com base no número de observações, 13, e nível de significância, 0,05), e o p-valor obtido de cada conjunto de dados foi maior do que o nível de significância (0,050) estabelecido para o teste. Dessa forma, os dados do Distrito Federal neste estudo fazem parte de uma distribuição normal.

4.1.2 Guarulhos

A Tabela 4 mostra os dados coletados de Guarulhos utilizados nesta pesquisa.

Tabela 4 - Dados coletados de Guarulhos utilizados nesta pesquisa.

Ano	PIB (R\$ x 1000) ¹	População ²	Energia elétrica consumida (MWh) ³	Consumo de água (x 1.000 m ³) ²	Quantidade de RSU (t) ²
2006	22.901.445	1.235.541	2.638.671	51.684	310.395
2007	25.418.310	1.236.192	2.789.060	52.607	306.158
2008	29.193.990	1.251.716	2.946.709	52.850	326.232
2009	29.958.605	1.296.685	2.890.945	55.111	337.742
2010	35.671.510	1.221.979	3.071.319	67.062	333.572
2011	39.082.624	1.233.436	3.204.094	68.874	351.251
2012	42.426.241	1.244.518	3.284.968	80.571	386.165
2013	47.846.350	1.299.249	3.386.628	82.351	392.802
2014	52.556.186	1.312.197	3.409.449	80.507	391.193
2015	53.209.582	1.324.781	3.203.592	65.663	398.005

Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados coletados em ¹ IBGE (2018e), ² Brasil (2018c) e ³ São Paulo (2018).

Na Tabela 5, os valores da estatística descritiva e do teste de Shapiro-Wilk dos dados de Guarulhos são apresentados.

Tabela 5 - Estatística descritiva e teste de Shapiro-Wilk dos dados de Guarulhos utilizados neste trabalho.

Parâmetro	Tempo (em anos)	PIB (R\$ x1000)	População	Energia elétrica consumida (MWh)	Consumo de Água (x 1.000 m ³)	Quantidade de RSU (t)
Média	2010,5	37.826.484	1.265.629	3.082.544	65.728	353.352
Valor mínimo	2006	22.901.445	1.221.979	2.638.671	51.684	306.158
Valor máximo	2015	53.209.582	1.324.781	3.409.449	82.351	398.005
Variância (s ²)	9,167	1,216E+14	1,457E+09	6,758E+10	1,527E+08	1,278E+09
Desvio-padrão (s)	3,028	11.027.864,45	38.173,73	259.952,96	12.358,97	35.755,71
Shapiro-Wilk (valor do teste; p-valor)	0,970; 0,892	0,934; 0,493	0,861; 0,078	0,950; 0,670	0,864; 0,086	0,882; 0,137

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

A Tabela 5 mostra que os valores do teste de Shapiro-Wilk dos dados de Guarulhos foram maiores que 0,842 (valor tabelado na literatura com base no número de observações, 10, e nível de significância, 0,05), e o p-valor obtido de cada conjunto de dados foi maior do que o nível de significância (0,050) estabelecido para o teste. Dessa forma, os dados de Guarulhos desta pesquisa também fazem parte de uma distribuição normal.

4.1.3 Discussão

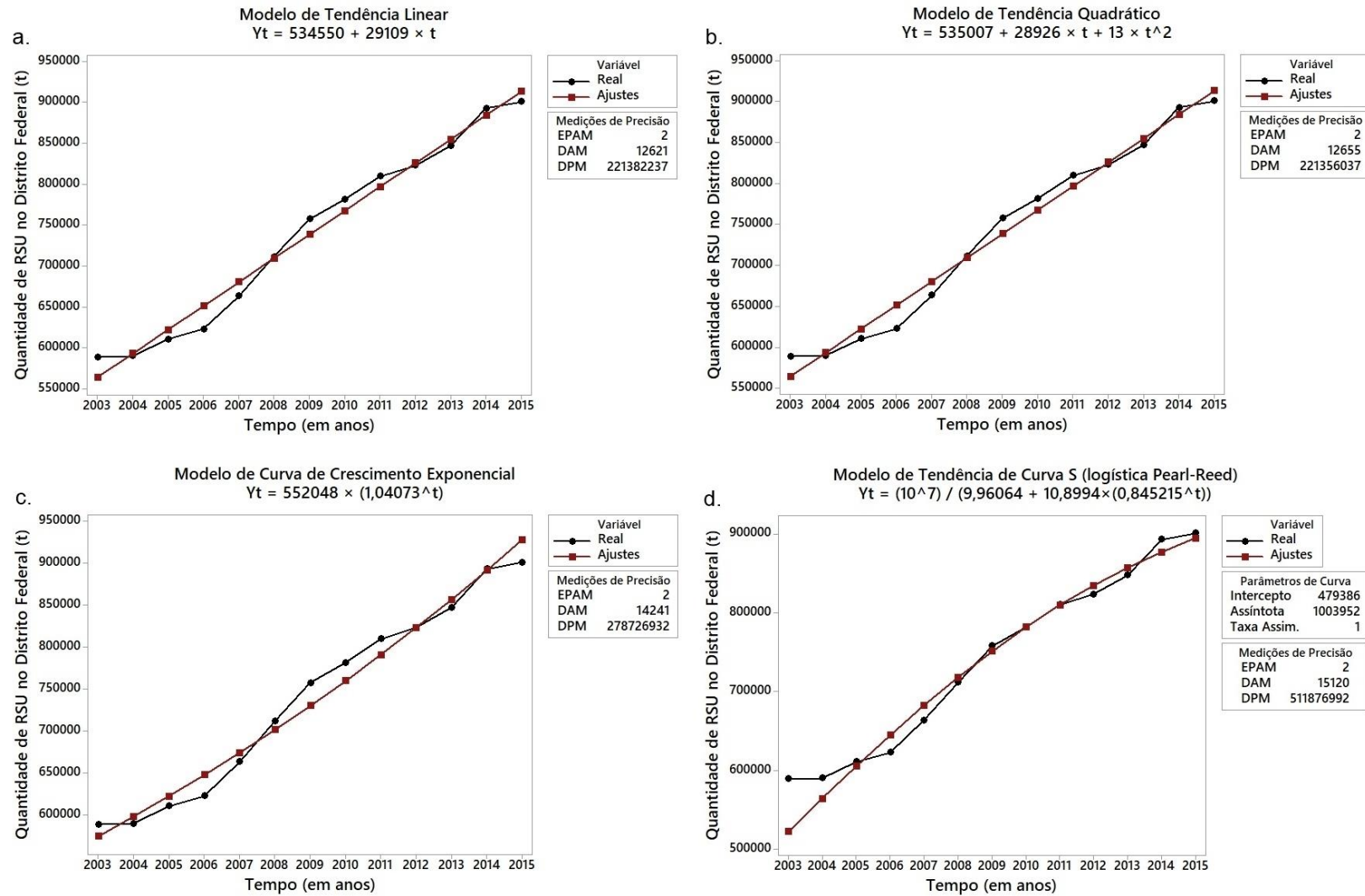
Em estudos realizados por Pisani Jr., Castro e Costa (2018), Starr e Nicolson (2015) e Lebersorger e Beigl (2011), alguns dados dessas pesquisas não foram considerados representativos de uma distribuição normal, assim, esses dados foram convertidos em logaritmo natural ou logaritmo na base 10 para fazerem parte de uma distribuição normal e melhorarem a qualidade do ajuste das equações obtidas nesses trabalhos.

4.2 Análises de tendência das gerações de RSU nos locais de estudo

4.2.1 Distrito Federal

A Figura 18 mostra os gráficos gerados com diferentes modelos de tendência para a geração de RSU no Distrito Federal.

Figura 18 - Modelos de tendência da geração de RSU no Distrito Federal: (a) modelo linear; (b) modelo quadrático; (c) modelo de crescimento exponencial; (d) modelo de curva S.



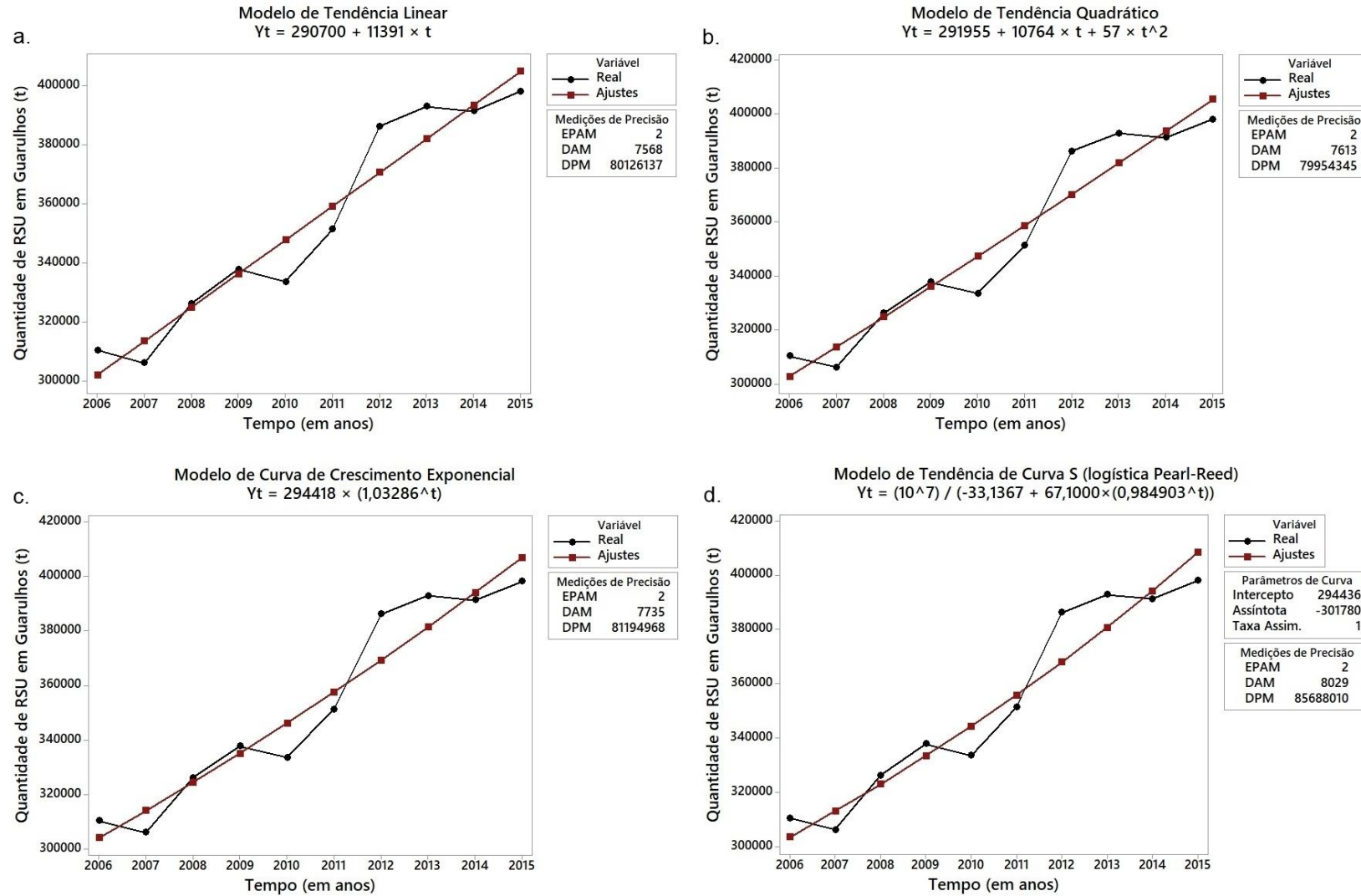
Fonte: elaborada pelo autor (2019).

Com base na Figura 18, os modelos linear e quadrático são os mais adequados para representar as quantidades de RSU do Distrito Federal, pois todos os modelos tiveram EPAM igual a dois, o menor DAM foi do modelo linear (12.621) e o menor DPM foi do modelo quadrático (221.356.037).

4.2.2 Guarulhos

Na Figura 19, são mostrados os gráficos gerados com os modelos de tendência para a geração de RSU em Guarulhos.

Figura 19 - Modelos de tendência da geração de RSU em Guarulhos: (a) modelo linear; (b) modelo quadrático; (c) modelo de crescimento exponencial; (d) modelo de curva S.



Fonte: elaborada pelo autor (2019).

Ao analisar a Figura 19, foi possível perceber que os modelos linear e quadrático também são os melhores para representar as quantidades de RSU de Guarulhos, pois todos os modelos tiveram EPAM igual a dois, o menor DAM foi do modelo linear (7.568) e o menor DPM foi do modelo quadrático (79.954.345).

4.2.3 Discussão

Vale ressaltar, mais uma vez, que o modelo linear foi o escolhido para ser abordado neste trabalho, pois a metodologia utilizada nos EIA-RIMAs do ASB e do ASG estimou as quantidades futuras de RSU do Distrito Federal e de Guarulhos de forma linear. Dessa forma, as estimativas desta dissertação foram baseadas em um modelo linear para tornar a comparação mais justa com as estimativas obtidas nos EIA-RIMAs do ASB e do ASG.

Dependendo do local, o melhor modelo de tendência pode variar bastante. Ghinea et al. (2016) também utilizaram a mesma ferramenta para verificar o melhor modelo para a geração de RSU da cidade de Iasi (Romênia). O resultado da análise mostrou que o melhor modelo de tendência foi o da curva S com os seguintes valores dos parâmetros: EPAM (2), DAM (4.004) e DPM (26.549.818) (GHINEA et al., 2016).

4.3 Correlação linear de Pearson

4.3.1 Distrito Federal

Os valores das correlações de Pearson entre os dados do Distrito Federal podem ser vistos na Tabela 6.

Tabela 6 - Correlações de Pearson com os dados do Distrito Federal.

		Ano	PIB	População	Energia Elétrica Consumida	Consumo de água	Quantidade de RSU
Ano	Cor. de Pearson	1	0,994	0,984	0,988	0,863	0,991
	P-valor	---	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
PIB	Cor. de Pearson	0,994	1	0,975	0,983	0,831	0,991
	P-valor	0,000	---	0,000	0,000	0,000	0,000
População	Cor. de Pearson	0,984	0,975	1	0,961	0,816	0,971
	P-valor	0,000	0,000	---	0,000	0,001	0,000
Energia Elétrica Consumida	Cor. de Pearson	0,988	0,983	0,961	1	0,910	0,995
	P-valor	0,000	0,000	0,000	---	0,000	0,000
Consumo de água	Cor. de Pearson	0,863	0,831	0,816	0,910	1	0,879
	P-valor	0,000	0,000	0,001	0,000	---	0,000
Quantidade de RSU	Cor. de Pearson	0,991	0,991	0,971	0,995	0,879	1
	P-valor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	---

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

As correlações apresentadas na Tabela 6 foram todas significantes para um p-valor de 5% (0,050). Em relação à influência dos indicadores sobre as quantidades de RSU no Distrito Federal, a seguinte hierarquia de influência foi obtida da maior correlação para a menor: RSU e energia elétrica consumida (0,995), RSU e PIB (0,991), RSU e população (0,971) e RSU e consumo de água (0,879). Todas essas correlações são consideradas fortes, pois os coeficientes apresentaram valores entre 0,70 e 1,00 de acordo com Dancey e Reidy (2017).

4.3.2 Guarulhos

Na Tabela 7, podem ser vistos os valores das correlações de Pearson entre os dados de Guarulhos.

Tabela 7 - Correlações de Pearson com os dados de Guarulhos.

		Ano	PIB	População	Energia Elétrica Consumida	Consumo de água	Quantidade de RSU
Ano	Cor. de Pearson	1	0,993	0,686	0,914	0,812	0,965
	P-valor	---	0,000	0,028	0,000	0,004	0,000
PIB	Cor. de Pearson	0,993	1	0,681	0,922	0,831	0,962
	P-valor	0,000	---	0,030	0,000	0,003	0,000
População	Cor. de Pearson	0,686	0,681	1	0,480	0,336	0,695
	P-valor	0,028	0,030	---	0,161	0,342	0,026
Energia Elétrica Consumida	Cor. de Pearson	0,914	0,922	0,480	1	0,938	0,908
	P-valor	0,000	0,000	0,161	---	0,000	0,000
Consumo de água	Cor. de Pearson	0,812	0,831	0,336	0,938	1	0,856
	P-valor	0,004	0,003	0,342	0,000	---	0,002
Quantidade de RSU	Cor. de Pearson	0,965	0,962	0,695	0,908	0,856	1
	P-valor	0,000	0,000	0,026	0,000	0,002	---

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

As correlações entre a quantidade de RSU e os indicadores socioeconômicos de Guarulhos foram todas significantes (p-valor menor que 0,050). A hierarquia dessas correlações é mostrada a seguir da maior para a menor: RSU e PIB (0,962), RSU e energia elétrica consumida (0,908), RSU e consumo de água (0,856) e RSU e população (0,695). De acordo com o intervalo de forças indicado por Dancey e Reidy (2017), a única correlação que não pode ser considerada forte é a de RSU e população, pois o valor obtido da correlação foi abaixo do intervalo de 0,70 e 1,00. Ou seja, essa correlação deve ser considerada moderada (entre 0,40 e 0,69).

A Tabela 8 resume as duas hierarquias obtidas com as correlações de Pearson do Distrito Federal e de Guarulhos.

Tabela 8 – Hierarquias das correlações de Pearson nos dois locais de estudo.

Distrito Federal	Guarulhos
1° - RSU e energia elétrica consumida (0,995)	1° - RSU e PIB (0,962)
2° - RSU e PIB (0,991)	2° - RSU e energia elétrica consumida (0,908)
3° - RSU e população (0,971)	3° - RSU e consumo de água (0,856)
4° - RSU e consumo de água (0,879)	4° - RSU e população (0,695)

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

4.3.3 Discussão

Em estudo voltado para Fortaleza (CE), Carvalho Jr. (2013) também obteve uma correlação moderada entre RSU e população (0,612). A hierarquia completa no estudo de Carvalho Jr. (2013) foi: RSU e energia elétrica consumida (0,929), RSU e PIB (0,883), RSU e consumo de água (0,860) e RSU e população (0,612). Em outra pesquisa realizada em território brasileiro, mais especificamente na Grande São Paulo com 39 municípios, uma fraca correlação (0,338) entre RSU e população foi obtida (VIEIRA; MATHEUS, 2018).

Embora a correlação entre RSU e população tenha sido baixa com os dados de Guarulhos, em Carvalho Jr. (2013) e em Vieira e Matheus (2018), essa correlação foi alta com os dados do Distrito Federal e em outros estudos com dados de diferentes países. Chu et al. (2016) obtiveram uma forte correlação entre RSU e população urbana (0,956) na China. Ampofo, Kumi e Ampadu (2015) também obtiveram uma forte correlação entre RSU e população (0,889) na cidade de Bolgatanga (Gana). Liu e Wu (2011) concluíram que a população urbana e o consumo de energia elétrica são indicadores que podem influenciar mais a geração de RSU na China do que o PIB.

Dessa forma, é possível perceber que os valores das correlações e as influências sobre a geração de RSU podem variar bastante entre os diferentes locais do mundo.

4.4 Regressão linear

4.4.1 Aterro Sanitário de Brasília (ASB)

As 12 equações obtidas por meio de regressão linear para o ASB, com base nos quatro indicadores deste estudo, estão apresentadas na Tabela 9.

Tabela 9 - As 12 equações obtidas para o ASB por meio de regressão linear (continua).

Equações	Fórmulas	R ²	R ² ajustado	Erro padrão da estimativa (SE _E)	P-valor (ANOVA)	Parâmetros	Coefficientes não padronizados(B)	P-valor	VIF
1	RSU = 0,0*PIB + 0,033*POP + 0,096*CEE - 0,435*CA + 203.101,500	0,996	0,994	8.944,573	0,000	Constante	203.101,500	0,103	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,000	0,461	111,055
						População (POP)	0,033	0,556	20,424
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,096	0,027	177,298
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	-0,435	0,519	19,391
2	RSU = 0,001*PIB + 0,034*POP + 0,074*CEE + 200.598,357	0,996	0,994	8.669,768	0,000	Constante	200.598,357	0,093	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,001	0,067	45,581
						População (POP)	0,034	0,522	20,385
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,074	0,001	29,637
3	RSU = 0,075*CEE + 0,001*PIB + 267.688,015	0,995	0,995	8.424,915	0,000	Constante	267.688,015	0,000	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,075	0,000	29,479
						PIB (R\$ x 1000)	0,001	0,010	29,479
4	RSU = 0,002*PIB + 0,054*POP + 347.271,695	0,982	0,979	16.674,204	0,000	Constante	347.271,695	0,111	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,002	0,001	20,277
						População (POP)	0,054	0,596	20,277
5	RSU = 0,096*CEE + 0,097*POP + 19.923,617	0,994	0,992	10.012,037	0,000	Constante	19.923,617	0,788	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,096	0,000	13,184
						População (POP)	0,097	0,068	13,184

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

Tabela 9 - As 12 equações obtidas para o ASB por meio de regressão linear (conclusão).

Equações	Fórmulas	R ²	R ² ajustado	Erro padrão da estimativa (SE _E)	P-valor (ANOVA)	Parâmetros	Coefficientes não padronizados(B)	P-valor	VIF
6	RSU = 0,002*PIB + 1,17*CA + 310.148,243	0,992	0,990	11.316,485	0,000	Constante	310.148,243	0,000	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,002	0,000	3,234
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	1,170	0,006	3,234
7	RSU = 0,134*CEE - 1,019*CA + 246.421,512	0,995	0,994	8.712,907	0,000	Constante	246.421,512	0,000	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,134	0,000	5,840
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	-1,019	0,014	5,840
8	RSU = 0,394*POP + 1,681*CA - 538.365,485	0,966	0,959	23.220,145	0,000	Constante	-538.365,485	0,788	-
						População (POP)	0,394	0,000	2,998
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	1,681	0,029	2,998
9	RSU = 0,504*POP - 547.954,804	0,943	0,938	28.463,775	0,000	Constante	-547.954,804	0,000	-
						População (POP)	0,504	0,000	1,000
10	RSU = 0,002*PIB + 455.879,532	0,982	0,980	16.135,058	0,000	Constante	455.879,532	0,000	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,002	0,000	1,000
11	RSU = 0,117*CEE + 164.756,571	0,991	0,990	11.375,524	0,000	Constante	164.756,571	0,000	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,117	0,000	1,000
12	RSU = 5,701*CA - 179.875,211	0,773	0,753	56.909,262	0,000	Constante	-179.875,211	0,000	-
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	5,701	0,000	1,000

Fonte: elaborada pelo autor (2019)

Ao analisar e escolher a melhor equação entre as 12 geradas, as Equações 1, 2, 3, 4 e 5 da Tabela 9 foram eliminadas, pois elas apresentaram valores do parâmetro VIF maiores do que 10. Então, entre as equações que restaram, a Equação 7 da Tabela 9 foi a escolhida para estimar as quantidades de RSU do Distrito Federal, pois ela apresentou o p-valor de cada componente menor que 0,050 (constante: 0,000; consumo de energia elétrica: 0,000; consumo de água: 0,014), o menor erro padrão da estimativa, SE_E , (8.712,907) e os maiores valores dos parâmetros R^2 ajustado (0,994) e R^2 (0,995).

Em relação à análise de variância (ANOVA) da Equação 7 da Tabela 9, o p-valor da equação como um todo (0,000, Teste F) foi menor que o nível de significância estabelecido para este estudo (0,050), e o valor do Teste F (1.029,661) foi superior ao valor tabelado na literatura (4,10) com base no número de variáveis independentes (2) e grau de liberdade (10). Portanto, o modelo de regressão escolhido para o ASB foi considerado significativo.

A Equação 7 da Tabela 9 está melhor descrita a seguir (Equação 40).

$$RSU = 0,134*CEE - 1,019*CA + 246.421,512 \quad (40)$$

Onde: RSU = quantidade gerada de RSU (t/ano) no Distrito Federal; CEE = consumo de energia elétrica (MWh/ano) no Distrito Federal; e CA = consumo de água (1.000 m³/ano) no Distrito Federal.

4.4.2 Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)

Na Tabela 10, são apresentadas as 12 equações obtidas para o ASG com base nos quatro indicadores desta pesquisa.

Tabela 10 - As 12 equações obtidas para o ASG por meio de regressão linear (continua).

Equações	Fórmulas	R ²	R ² ajustado	Erro padrão da estimativa (SE _E)	P-valor (ANOVA)	Parâmetros	Coefficientes não padronizados(B)	P-valor	VIF
1	RSU = 0,002*PIB + 0,205*POP - 0,013*CEE + 1,147*CA - 11.549,679	0,955	0,918	10.220,791	0,001	Constante	-11.549,679	0,962	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,002	0,159	13,061
						População (POP)	0,205	0,227	2,788
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	-0,013	0,827	18,504
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	1,147	0,238	9,651
2	RSU = 0,002*PIB + 0,147*POP + 0,041*CEE - 30.178,980	0,938	0,907	10.876,716	0,001	Constante	-30.178,980	0,905	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,002	0,164	13,053
						População (POP)	0,147	0,370	2,553
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,041	0,369	9,097
3	RSU = 0,020*CEE + 0,003*PIB + 190.912,414	0,929	0,908	10.803,457	0,000	Constante	190.912,414	0,053	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,020	0,600	6,641
						PIB (R\$ x 1000)	0,003	0,015	6,641
4	RSU = 0,003*PIB + 0,071*POP + 152.321,739	0,929	0,908	10.832,738	0,000	Constante	152.321,739	0,351	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,003	0,000	1,864
						População (POP)	0,071	0,602	1,864
5	RSU = 0,103*CEE + 0,316*POP - 363.003,790	0,902	0,887	11.998,039	0,000	Constante	-363.003,790	0,030	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,103	0,001	1,299
						População (POP)	0,316	0,033	1,299

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

Tabela 10 - As 12 equações obtidas para o ASG por meio de regressão linear (conclusão).

Equações	Fórmulas	R ²	R ² ajustado	Erro padrão da estimativa (SE _E)	P-valor (ANOVA)	Parâmetros	Coefficientes não padronizados(B)	P-valor	VIF
6	RSU = 0,003*PIB + 0,525*CA + 219.359,810	0,936	0,917	10.278,472	0,000	Constante	219.359,810	0,000	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,003	0,002	3,237
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	0,525	0,328	3,237
7	RSU = 0,121*CEE + 0,097*CA - 24.748,180	0,825	0,775	16.962,768	0,002	Constante	-24.748,180	0,837	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,121	0,096	8,306
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	0,097	0,943	8,306
8	RSU = 0,430*POP + 2,029*CA - 324.657,303	0,920	0,897	11.494,879	0,000	Constante	-324.657,303	0,040	-
						População (POP)	0,430	0,005	1,128
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	2,029	0,000	1,128
9	RSU = 0,651*POP - 471.004,481	0,484	0,419	27.253,948	0,026	Constante	-471.004,481	0,157	-
						População (POP)	0,651	0,026	1,000
10	RSU = 0,003*PIB + 235.359,423	0,926	0,916	10.347,052	0,000	Constante	235.359,423	0,000	-
						PIB (R\$ x 1000)	0,003	0,000	1,000
11	RSU = 0,125*CEE - 31.717,232	0,825	0,803	15.873,371	0,000	Constante	-31.717,232	0,628	-
						Consumo de Energia Elétrica (MWh) (CEE)	0,125	0,000	1,000
12	RSU = 2,476*CA + 190.612,414	0,732	0,699	19.617,934	0,002	Constante	190.612,414	0,001	-
						Consumo de Água (1000 m ³) (CA)	2,476	0,002	1,000

Fonte: elaborada pelo autor (2019)

Entre as 12 equações geradas, as Equações 1 e 2 da Tabela 10 foram desconsideradas, pois elas apresentaram valores do parâmetro VIF maiores do que 10. Então, entre as equações que restaram, a Equação 6 da Tabela 10 apresentou os melhores valores para os parâmetros: R^2 ajustado (0,917, maior valor), R^2 (0,936, maior valor) e SE_E (10.278,472, menor valor). No entanto, a Equação 6 da Tabela 10 também foi eliminada, pois o p-valor da variável “consumo de água” foi acima de 0,050 (valor exato: 0,328), ou seja, a Equação 6 da Tabela 10 possui uma variável independente não significativa. Diante disso, após eliminar as Equações 1, 2 e 6 da Tabela 10, a Equação 10 da Tabela 10 foi a escolhida para o ASG, pois ela apresentou o p-valor de cada componente (constante: 0,000; PIB: 0,000) menor que 0,05 e os melhores valores para os parâmetros: R^2 ajustado (0,916, maior valor), R^2 (0,926, maior valor) e SE_E (10.347,052, menor valor).

Em relação à análise de variância (ANOVA) da Equação 10 da Tabela 10, o p-valor da equação como um todo (0,000, Teste F) foi menor que o nível de significância (0,05), e o valor do Teste F (99,473) foi maior que o valor tabelado na literatura (5,32) com base no número de variáveis independentes (1) e grau de liberdade (8). Dessa forma, o modelo de regressão escolhido para o ASG também foi considerado significativo.

A Equação 10 da Tabela 10 está melhor descrita a seguir (Equação 41).

$$RSU = 0,003*PIB + 235.359,423 \quad (41)$$

Onde: RSU = quantidade gerada de RSU (t/ano) em Guarulhos; e PIB = produto interno bruto (R\$ 1000/ano) em Guarulhos.

4.4.3 Discussão

É comum encontrar pesquisas cujas equações obtidas por regressão linear possuem um R^2 elevado e muitas variáveis independentes formando a equação. Porém, vários desses trabalhos não analisaram o parâmetro VIF, o qual é importante para verificar a ocorrência de colinearidade ou multicolinearidade, pois a precisão da equação gerada pode ser prejudicada quando há uma forte correlação entre as variáveis independentes de uma mesma equação (HAIR et al., 2018).

Em pesquisa voltada para Fortaleza (CE), Carvalho Jr. (2013) gerou uma equação para estimar a quantidade gerada de RSU na cidade por ano (t/ano) com base em indicadores como PIB (R\$ 1000/ano), índice de desenvolvimento humano (IDH), consumo de água

(m³/ano), população (hab./ano) e consumo de energia elétrica (KWh/ano). O R² do modelo de Carvalho Jr. (2013) foi de 0,904, mas o parâmetro VIF não foi analisado mesmo com a equação sendo formada com cinco variáveis independentes.

Chu et al. (2016) obtiveram um R² elevadíssimo (0,999177) com um modelo para estimar a quantidade anual gerada de RSU (t/ano) na China tendo como referência cinco indicadores: taxa de inflação (em percentual), PIB (Yuan/ano), população, renda per capita da população (Yuan/hab.ano) e taxa de tratamento de RSU (em percentual). Contudo, Chu et al. (2016) também não analisaram o parâmetro VIF.

Lebersorger e Beigl (2011) geraram um modelo para estimar a quantidade per capita de RSU da Província de Estíria, Áustria, (kg/hab.ano) tendo como referência três fatores: o número de pessoas por domicílio, a receita tributária municipal per capita (EUR/hab.ano) e a porcentagem de edifícios que utilizam combustível sólido no sistema de aquecimento (em percentual). Embora o modelo para a Província de Estíria tenha obtido um R² não tão elevado (0,743), Lebersorger e Beigl (2011) fizeram questão de ressaltar que o parâmetro VIF foi analisado para evitar multicolinearidade.

4.5 Validação da equação modelo de cada aterro sanitário

4.5.1 Aterro Sanitário de Brasília (ASB)

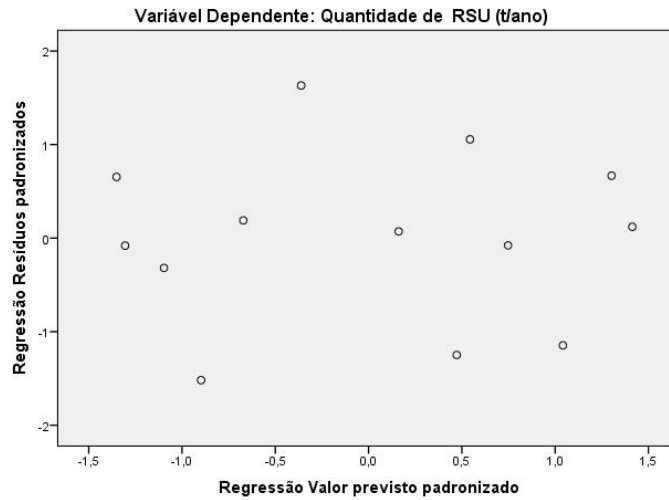
A Equação 40 foi validada seguindo as quatro suposições da regressão linear: independência dos termos de erro, normalidade, homocedasticidade e linearidade.

A suposição da independência dos termos de erro foi validada, uma vez que o valor obtido no teste de Durbin-Watson (2,343) ficou dentro do intervalo de 0,83 até 2,6, tabelado na literatura conforme o número de variáveis independentes (2), o nível de significância (5%) e o tamanho da amostra (13).

A normalidade foi validada por meio do teste de Shapiro-Wilk. O valor obtido no teste de Shapiro-Wilk (0,960) foi maior que 0,866 (valor tabelado com base no número de observações, 13, e nível de significância, 0,050), e o p-valor obtido (0,750) foi maior do que o nível de significância (0,050) estabelecido para este estudo. Dessa forma, os resíduos do modelo fazem parte de uma distribuição normal.

A homocedasticidade foi validada por meio de um gráfico de dispersão dos resíduos. Na Figura 20, os resíduos se apresentaram dispersos de forma homogênea e sem demonstrar um padrão crescente, decrescente ou curvilíneo.

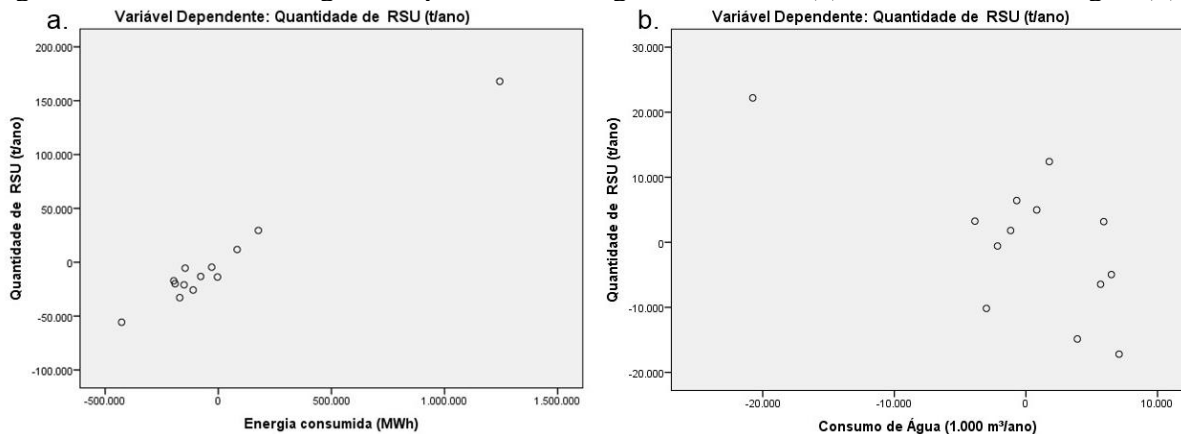
Figura 20 - Gráfico de dispersão dos resíduos.



Fonte: elaborada pelo autor (2019).

A última suposição, linearidade, foi validada ao analisar os gráficos de dispersão de resíduos e de regressão parcial de cada variável independente. Na Figura 20, os resíduos dispersos não apresentaram uma tendência crescente, decrescente ou curvilínea. Enquanto que na Figura 21a, foi observado um comportamento linear crescente de acordo com o sinal positivo do coeficiente não padronizado do consumo de energia elétrica (Tabela 9). Em relação ao coeficiente não padronizado do consumo de água (Tabela 9), o sinal negativo provocou um comportamento linear decrescente (Figura 21b). Dessa forma, validando o último pressuposto.

Figura 21 - Gráficos de regressão parcial da energia consumida (a) e do consumo de água (b).



Fonte: elaborada pelo autor (2019).

4.5.2 Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)

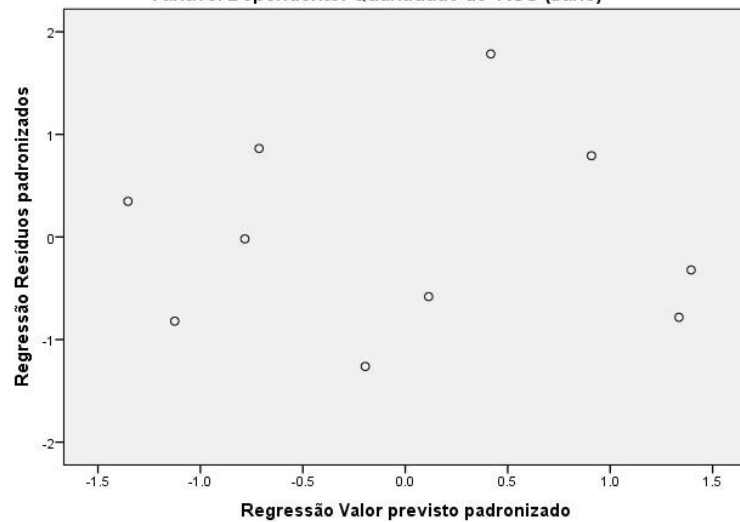
A Equação 41 também foi validada seguindo as quatro suposições da regressão linear: independência dos termos de erro, normalidade, homocedasticidade e linearidade.

O pressuposto da independência dos termos de erro foi aceito, pois o valor obtido no teste de Durbin-Watson (2,131) ficou dentro do intervalo de 0,95 até 2,77, tabelado na literatura conforme o número de variáveis independentes (1), o nível de significância (5%) e o tamanho da amostra (10).

A suposição da normalidade foi aceita por meio do teste de Shapiro-Wilk. O valor obtido no teste de Shapiro-Wilk (0,956) foi maior que 0,842 (valor tabelado com base no número de observações, 10, e nível de significância, 5%), e o p-valor obtido (0,741) foi maior do que o nível de significância (5%) estabelecido. Portanto, os resíduos do modelo fazem parte de uma distribuição normal.

O pressuposto da homocedasticidade foi aceito por meio de um gráfico de dispersão dos resíduos. Na Figura 22, os resíduos estão dispersos de forma homogênea e sem demonstrar uma tendência crescente, decrescente ou curvilínea.

Figura 22 - Gráfico de dispersão dos resíduos.
Variável Dependente: Quantidade de RSU (t/ano)



Fonte: elaborada pelo autor (2019).

O último pressuposto, linearidade, também foi validado ao analisar o gráfico da dispersão de resíduos. Na Figura 22, os resíduos dispersos não apresentaram uma tendência crescente, decrescente ou curvilínea. O gráfico de regressão parcial para o modelo do ASG não foi analisado, pois a equação do modelo só possui uma variável independente (PIB), assim, não sendo necessário analisá-lo, de acordo com Hair et al. (2018).

4.5.3 Discussão

Os dois modelos direcionados para os aterros em estudo foram validados seguindo as quatro suposições da regressão linear, o que demonstra a confiabilidade das equações obtidas.

4.6 Projeções das variáveis independentes e das quantidades de RSU

4.6.1 Aterro Sanitário de Brasília (ASB)

As projeções das variáveis independentes da Equação 40 foram realizadas para obter as quantidades de RSU. Dessa forma, as Equações 42 e 43 foram geradas por regressão linear simples para obter os valores da energia elétrica consumida e do consumo de água ao longo do tempo e, assim, substituir esses valores na Equação 40.

$$CEE = 246.250,099*TEM - 489.827.347,923 \quad (42)$$

$$CA = 3.911,577*TEM - 7.697.305,731 \quad (43)$$

Onde: CEE = consumo de energia elétrica (MWh/ano) no Distrito Federal; CA = consumo de água (1.000 m³/ano) no Distrito Federal; e TEM = tempo em anos.

Valores dos parâmetros estatísticos da Equação 42: $R^2 = 0,976$; R^2 ajustado = 0,973; $SE_E = 158.069,195$; e $VIF = 1,000$. Em relação à ANOVA, o p-valor do Teste F (0,000) foi menor que o nível de significância (0,050), e o valor do Teste F (441,702) foi superior ao valor tabelado (4,84) com base no número de variável independente (1) e grau de liberdade (11). Assim, o modelo de regressão da Equação 42 foi considerado significativo.

Valores dos parâmetros estatísticos da Equação 43: $R^2 = 0,745$; R^2 ajustado = 0,722; $SE_E = 9.304,758$; e $VIF = 1,000$. Em relação à ANOVA, o p-valor do Teste F (0,000) foi menor que o nível de significância (0,050), e o valor do Teste F (32,164) foi superior ao valor tabelado (4,84) baseado no número de variável independente (1) e grau de liberdade (11). Dessa forma, o modelo de regressão da Equação 43 também foi considerado significativo.

A Tabela 11 mostra os valores das projeções do consumo de energia elétrica, do consumo de água e da quantidade de RSU do Distrito Federal de 2003 até 2026 e também os dados reais coletados pelo estudo de 2003 até 2015.

Tabela 11 - Dados reais do consumo de energia elétrica (MWh), do consumo de água (x 1.000 m³) e da quantidade de RSU (t) entre 2003 e 2015 do Distrito Federal; dados previstos do consumo de energia elétrica (MWh), do consumo de água (x 1.000 m³) e da quantidade de RSU (t) entre 2003 e 2026 do Distrito Federal.

Ano	Consumo de energia elétrica (MWh) (Real) ¹	Consumo de energia elétrica (MWh) (Previsão)	Consumo de água (x 1.000 m ³) (Real) ²	Consumo de água (x 1.000 m ³) (Previsão)	Quantidade de RSU (t) (Real) ²	Quantidade de RSU (t) (Previsão)
2003	3.585.885	3.411.600	135.612	137.583	588.678	563.379
2004	3.568.844	3.657.850	138.503	141.495	589.843	592.391
2005	3.803.319	3.904.101	140.925	145.406	610.363	621.402
2006	3.989.428	4.150.351	143.160	149.318	622.601	650.414
2007	4.292.379	4.396.601	157.672	153.229	663.346	679.425
2008	4.553.070	4.642.851	157.267	157.141	711.298	708.437
2009	5.036.062	4.889.101	162.323	161.052	757.360	737.449
2010	5.382.635	5.135.351	173.125	164.964	781.345	766.460
2011	5.469.453	5.381.601	176.569	168.876	809.569	795.472
2012	5.665.762	5.627.851	179.577	172.787	822.968	824.483
2013	5.963.958	5.874.101	185.916	176.699	847.207	853.495
2014	6.163.313	6.120.351	182.959	180.610	892.772	882.507
2015	6.084.202	6.366.602	160.072	184.522	900.713	911.518
2016	---	6.612.852	---	188.434	---	940.530
2017	---	6.859.102	---	192.345	---	969.542
2018	---	7.105.352	---	196.257	---	998.553
2019	---	7.351.602	---	200.168	---	1.027.565
2020	---	7.597.852	---	204.080	---	1.056.576
2021	---	7.844.102	---	207.991	---	1.085.588
2022	---	8.090.352	---	211.903	---	1.114.600
2023	---	8.336.602	---	215.815	---	1.143.611
2024	---	8.582.852	---	219.726	---	1.172.623
2025	---	8.829.103	---	223.638	---	1.201.634
2026	---	9.075.353	---	227.549	---	1.230.646

Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados de ¹CEB (2018) e ²Brasil (2018b).

4.6.2 Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)

A projeção da variável independente da Equação 41 foi realizada para obter as quantidades futuras de RSU de Guarulhos. Dessa forma, a Equação 44 a seguir foi gerada por regressão linear simples para obter os valores do PIB ao longo do tempo e, assim, substituir esses valores na Equação 41.

$$\text{PIB} = 3.617.055,679 * \text{TEM} - 7.234.263.958 \quad (44)$$

Onde: PIB = produto interno bruto (R\$ 1000/ano) em Guarulhos; e TEM = tempo em anos.

Valores estatísticos da Equação 44: $R^2 = 0,986$; R^2 ajustado = 0,984; $SE_E = 1.377.002,019$; e $VIF = 1,000$. Em relação à análise de variância (ANOVA), o p-valor do Teste F (0,000) foi menor que o valor do nível de significância (0,050), e o valor do Teste F (569,240) foi superior ao valor tabelado (5,318) com base no número de variável independente (1) e grau de liberdade (8). Assim, o modelo de regressão da Equação 44 foi considerado significativo.

A Tabela 12 mostra os valores das projeções do PIB e da quantidade de RSU em Guarulhos de 2006 até 2031 e também os dados reais coletados pelo estudo de 2006 até 2015.

Tabela 12 - Dados reais do PIB (R\$ x 1000) e da quantidade de RSU (t) entre 2006 e 2015 da cidade de Guarulhos; dados previstos do PIB (R\$ x 1000) e da quantidade de RSU (t) entre 2006 e 2031 de Guarulhos.

Ano	PIB (R\$ x 1000) (Real) ¹	PIB (R\$ x 1000) (Previsão)	Quantidade de RSU (t/ano) (Real) ²	Quantidade de RSU (t/ano) (Previsão)
2006	22.901.445	21.549.734	310.395	300.009
2007	25.418.310	25.166.790	306.158	310.860
2008	29.193.990	28.783.845	326.232	321.711
2009	29.958.605	32.400.901	337.742	332.562
2010	35.671.510	36.017.957	333.572	343.413
2011	39.082.624	39.635.012	351.251	354.264
2012	42.426.241	43.252.068	386.165	365.116
2013	47.846.350	46.869.124	392.802	375.967
2014	52.556.186	50.486.180	391.193	386.818
2015	53.209.582	54.103.235	398.005	397.669
2016	---	57.720.291	---	408.520
2017	---	61.337.347	---	419.371
2018	---	64.954.402	---	430.223
2019	---	68.571.458	---	441.074
2020	---	72.188.514	---	451.925
2021	---	75.805.569	---	462.776
2022	---	79.422.625	---	473.627
2023	---	83.039.681	---	484.478
2024	---	86.656.736	---	495.330
2025	---	90.273.792	---	506.181
2026	---	93.890.848	---	517.032
2027	---	97.507.903	---	527.883
2028	---	101.124.959	---	538.734
2029	---	104.742.015	---	549.585
2030	---	108.359.070	---	560.437
2031	---	111.976.126	---	571.288

Fonte: elaborada pelo autor (2019), a partir de dados do ¹ IBGE (2018e) e ² Brasil (2018c).

4.6.3 Discussão

Em estudo voltado para a cidade de Curitiba (PR), Melo, Sautter e Janissek (2009) criaram um modelo para estimar as quantidades de RSU (t/ano) da cidade por meio de regressão linear múltipla utilizando dois indicadores: PIB (R\$/ano) e população (hab./ano). Nesse estudo, Melo, Sautter e Janissek (2009) projetaram as quantidades de RSU para os anos de 2008 até 2020 usando valores das variáveis independentes ao longo do tempo de forma semelhante ao presente trabalho.

Wei et al. (2013) também utilizaram regressão múltipla para estimar as quantidades de RSU (1.000 t/ano) da China para o período de 2012 até 2030 tendo como referência a população urbana (10.000 hab./ano), o PIB (100 milhões de RMB/ano) e o nível de consumo da população (RMB/ano). De acordo com a previsão de Wei et al. (2013), a quantidade gerada de RSU em 2030 na China poderá ser duas vezes maior do que em 2010.

4.7 Estimativas das vidas úteis

4.7.1 Aterro Sanitário de Brasília (ASB)

Tendo como referência as quantidades anuais de RSU projetadas para o Distrito Federal (Tabela 11), diferentes estimativas de vidas úteis para o ASB foram criadas com base em cinco cenários (Tabela 13).

Tabela 13 - Estimativas de vidas úteis para o ASB com base em diferentes cenários.

Cenário	Vida útil	Período de tempo
1. Sem qualquer remoção de recicláveis	7 anos e 2 meses	2018 até fevereiro de 2025
2. Com remoção de 5% de recicláveis a cada ano	7 anos e 6 meses	2018 até junho de 2025
3. Com remoção de 10% de recicláveis a cada ano	7 anos e 8 meses	2018 até agosto de 2025
4. Com remoção de 15% de recicláveis a cada ano	8 anos e 1 mês	2018 até janeiro de 2026
5. Com remoção sucessiva de recicláveis a cada ano (2%, 3%, 4%, ...)	7 anos e 4 meses	2018 até abril de 2025
6. Previsão oficial - EIA-RIMA	10 anos e 5 meses	2018 até maio de 2028

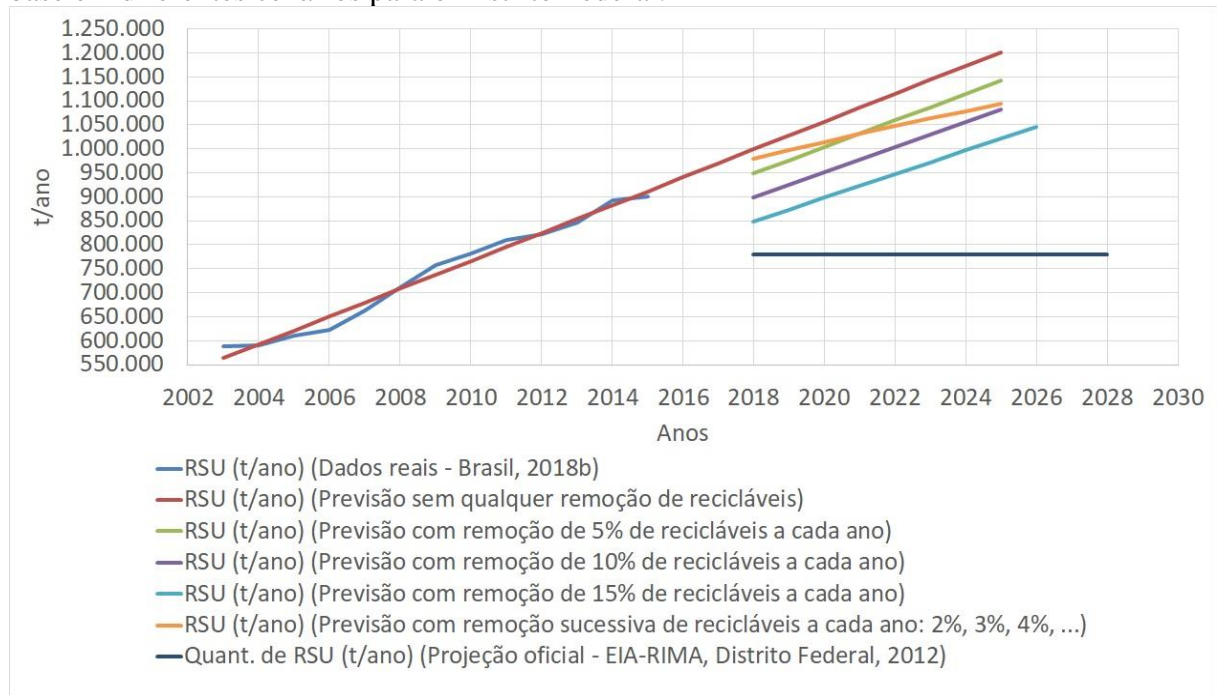
Fonte: elaborada pelo autor (2019).

Ao comparar as estimativas das vidas úteis dos cenários gerados neste trabalho com a estimativa da vida útil gerada pelo EIA-RIMA do ASB, foram observadas algumas disparidades entre os períodos de tempo, sendo uma diferença máxima de 3 anos e 3 meses

entre os cenários 1 e 6 da Tabela 13 e uma diferença mínima de 2 anos e 4 meses entre os cenários 4 e 6.

As diferenças entre os cenários gerados nos estudos são ainda mais claras ao observar o gráfico da Figura 23.

Figura 23 - Gráfico das quantidades de RSU referentes aos valores reais e valores previstos com base em diferentes cenários para o Distrito Federal.



Fonte: elaborada pelo autor (2019).

4.7.2 Aterro Sanitário de Guarulhos (ASG)

Seguindo a mesma metodologia utilizada para o ASB, as quantidades anuais de RSU projetadas para Guarulhos (Tabela 12) serviram como referência para criar cinco cenários baseados em possíveis índices de reciclagem com o intuito de estimar diferentes vidas úteis para o ASG (Tabela 14).

Tabela 14 - Estimativas de vidas úteis para o ASG com base em diferentes cenários.

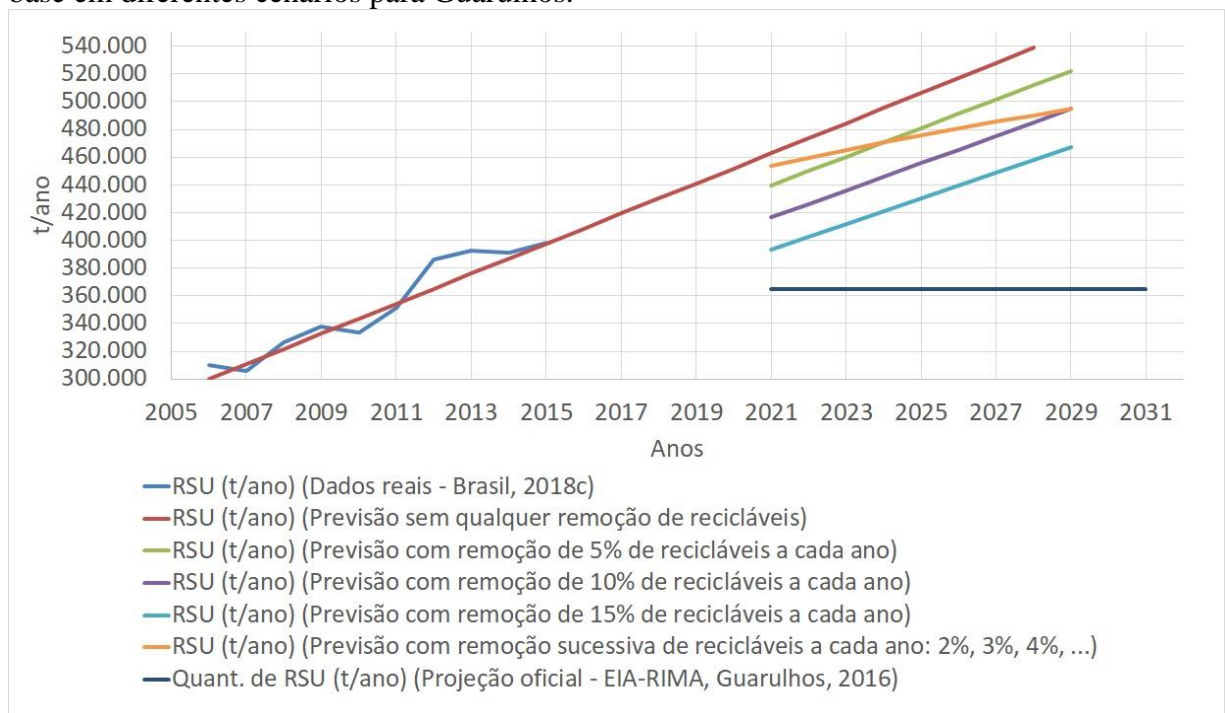
Cenário	Vida útil	Período de tempo
1. Sem qualquer remoção de recicláveis	7 anos e 10 meses	2021 até outubro de 2028
2. Com remoção de 5% de recicláveis a cada ano	8 anos e 2 meses	2021 até fevereiro de 2029
3. Com remoção de 10% de recicláveis a cada ano	8 anos e 7 meses	2021 até julho de 2029
4. Com remoção de 15% de recicláveis a cada ano	9 anos	2021 até dezembro de 2029
5. Com remoção sucessiva de recicláveis a cada ano (2%, 3%, 4%, ...)	8 anos e 3 meses	2021 até março de 2029
6. Previsão oficial - EIA-RIMA	10 anos e 8 meses	2021 até agosto de 2031

Fonte: elaborada pelo autor (2019).

Após comparar as estimativas das vidas úteis dos cenários criados nesta pesquisa com a estimativa da vida útil calculada pelo EIA-RIMA do ASG, algumas disparidades entre os períodos de tempo foram observadas, tais como uma diferença máxima de 2 anos e 10 meses entre os cenários 1 e 6 da Tabela 14 e uma diferença mínima de 1 anos e 8 meses entre os cenários 4 e 6.

As diferenças entre os cenários criados nos estudos são ainda mais claras ao observar a Figura 24.

Figura 24 - Gráfico das quantidades de RSU referentes aos valores reais e valores previstos com base em diferentes cenários para Guarulhos.



Fonte: elaborada pelo autor (2019).

4.7.3 Discussão

Além de não considerar as influências de alguns indicadores e de possíveis índices de reciclagem, as estimativas dos EIA-RIMAs do ASB e do ASG consideraram as quantidades geradas de RSU constantes ao longo dos anos (Figuras 23 e 24), o que pode ter superestimado as vidas úteis dos dois aterros.

Ao observar as Figuras 23 e 24, foi possível perceber que as projeções geradas nesta dissertação demonstraram uma tendência de comportamento muito mais parecida com a série histórica de RSU de cada local de estudo. Dessa forma, este trabalho alerta sobre a metodologia simplista utilizada nos EIA-RIMAs do ASB e do ASG para estimar as vidas úteis e salienta que

a redução em torno de 1, 2 ou 3 anos da vida útil de um aterro sanitário pode gerar o licenciamento de novas áreas antes do previsto e custos que não eram esperados.

A reciclagem é um critério que precisa ser considerado na estimativa de RSU, e várias tendências de geração de resíduos podem ser abordadas nessa estimativa (DYSON; CHANG, 2005; STARR; NICOLSON, 2015). Criar diferentes cenários para a geração de resíduos é algo muito importante, pois a reciclagem e a compostagem dos resíduos são fatores que dependem muito do governo público e da própria população (DYSON; CHANG, 2005; EZEAH; FAZAKERLEY; ROBERTS, 2013; PATI; VRAT; KUMAR, 2008).

A utilização de um modelo adequado para prever tendências de consumo, mudanças no comportamento da população e efeitos da reciclagem na geração dos RSU pode ser bastante útil no gerenciamento de resíduos sólidos (DYSON; CHANG, 2005; HOORNWEG; BHADATATA; KENNEDY, 2015; INTHARATHIRAT et al., 2015; XU et al., 2016). Diante disso, avaliar a intensidade da geração de RSU considerando diferentes indicadores e índices de reciclagem pode auxiliar na estimativa da vida útil de um aterro sanitário conforme mostrado nesta dissertação.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os modelos linear e quadrático são os mais adequados para representar as quantidades de RSU do Distrito Federal e de Guarulhos. Porém, o modelo linear foi o escolhido para ser abordado neste trabalho, pois os EIA-RIMAs do ASB e do ASG consideraram lineares as quantidades futuras de RSU nos locais de estudo. Dessa forma, as estimativas desta dissertação foram baseadas em um modelo linear para tornar a comparação mais justa com as estimativas obtidas nos EIA-RIMAs dos aterros abordados.

Em relação à correlação de Pearson, as análises demonstraram que os indicadores que mais influenciam as quantidades de RSU no Distrito Federal são: energia elétrica consumida (0,995), PIB (0,991), população (0,971) e consumo de água (0,879). No caso de Guarulhos, os indicadores são: PIB (0,962), energia elétrica consumida (0,908), consumo de água (0,856) e população (0,695).

No entanto, as duas equações escolhidas para estimar as quantidades de RSU dos aterros em estudo não foram compostas pelos indicadores melhores posicionados de acordo com as análises das correlações de Pearson. A melhor equação para cada aterro foi escolhida com base em parâmetros estatísticos da regressão linear. Diante disso, a equação direcionada para o ASB foi composta por dois indicadores (energia elétrica consumida e consumo de água), pois o modelo com essas duas variáveis apresentou os melhores valores para os parâmetros: R^2 (0,995); R^2 ajustado (0,994); SE_E (8.712,907), VIF (5,840) e ANOVA (0,000). Em relação ao ASG, a equação foi composta só por um indicador (PIB), pois esse modelo apenas com o PIB como variável independente apresentou os melhores resultados para os parâmetros: R^2 (0,926); R^2 ajustado (0,916); SE_E (10.347,052), VIF (1,000) e ANOVA (0,000).

Os modelos adotados para o ASB e o ASG foram validados seguindo as quatro suposições da regressão linear: independência dos termos de erro, normalidade, homocedasticidade e linearidade.

Com as equações escolhidas para os dois aterros, diferentes projeções das quantidades de RSU foram criadas de acordo com possíveis índices de reciclagem para os locais de estudo. Essas projeções geraram estimativas de vidas úteis para o ASB dentro do intervalo de 7 anos e 2 meses e 8 anos e 1 mês e para o ASG dentro do intervalo de 7 anos e 10 meses e 9 anos.

Ao comparar os valores mínimos e máximos das vidas úteis obtidos neste trabalho com os valores das vidas úteis obtidos nos EIA-RIMAs do ASB e do ASG, as diferenças foram consideráveis: ASB (uma diferença mínima de 2 anos e 4 meses e uma diferença máxima de 3

anos e 3 meses); e ASG (uma diferença mínima de 1 ano e 8 meses e uma diferença máxima de 2 anos e 10 meses).

As vidas úteis dos dois aterros podem ter sido superestimadas devido ao fato da metodologia utilizada nos EIA-RIMAs dos aterros em estudo ter considerado as quantidades de RSU constantes ao longo dos anos. Diante disso, esta dissertação alerta sobre a metodologia simplista utilizada para estimar as vidas úteis nos EIA-RIMAs abordados e ressalta que uma redução próxima de 1, 2 ou 3 anos da vida útil de um aterro sanitário pode gerar a necessidade do licenciamento de novas áreas antes do planejado e custos inesperados.

Vale destacar que cada local possui aspectos culturais e econômicos próprios. Assim, diferentes indicadores são capazes de influenciar a geração de RSU de um lugar para outro. Portanto, deve-se analisar localmente quais indicadores mais influenciam as quantidades geradas de RSU e quais índices de reciclagem podem ser utilizados com o objetivo de obter estimativas mais adequadas.

REFERÊNCIAS

ABBASI, Maryam et al. Forecasting municipal solid waste generation by hybrid support vector machine and partial least square model. **International Journal of Environmental Research**, v. 7, n. 1, p. 27-38, 2013.

ABBASI, Maryam et al. Results uncertainty of support vector machine and hybrid of wavelet transform-support vector machine models for solid waste generation forecasting. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 33, n. 1, p. 220-228, 2014.

ABREU, Raphael Lorenzeto. **Localização de Guarulhos no estado de São Paulo**. 2006. Disponível em: <https://pt.wikipedia.org/wiki/Ficheiro:SaoPaulo_Municip_Guarulhos.svg>. Acesso em: 14 mar. 2019.

ADHIKARI, Bijaya K.; BARRINGTON, Suzelle; MARTINEZ, José. Predicted growth of world urban food waste and methane production. **Waste Management & Research**, v. 24, n. 5, p. 421-433, 2006.

AFON, Abel O.; OKEWOLE, Afolabi. Estimating the quantity of solid waste generation in Oyo, Nigeria. **Waste management & research**, v. 25, n. 4, p. 371-379, 2007.

ALVA, José A. V.; ESTRADA, Elizabeth González. A generalization of Shapiro–Wilk's test for multivariate normality. **Communications in Statistics—Theory and Methods**, v. 38, n. 11, p. 1870-1883, 2009.

AMPOFO, Steve; KUMI, Evans; AMPADU, Boateng. Investigating solid waste management in the Bolgatanga municipality of the Upper East region, Ghana. **Environment and Pollution**, v. 4, n. 3, 2015.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2008**. ABRELPE, 2009. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2008/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2009**. ABRELPE, 2010. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2009/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2010**. ABRELPE, 2011. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2010/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2011**. ABRELPE, 2012. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2011/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2012**. ABRELPE, 2013. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2012/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

_____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2013**. ABRELPE, 2014. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2013/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2014**. ABRELPE, 2015. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2014/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2015**. ABRELPE, 2016. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2015/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2016**. ABRELPE, 2017. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2016/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

____. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil - 2017**. ABRELPE, 2018. Disponível em: <<http://abrelpe.org.br/download-panorama-2017/>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 8419**: Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos. Rio de Janeiro, 7 p., 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13896**: Aterros de resíduos não perigosos - Critérios para projeto, implantação e operação. Rio de Janeiro, 12 p., 1997.

BRASIL. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. **Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências**. Distrito Federal: Diário Oficial da União, 1998.

____. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. **Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências**. Distrito Federal: Diário Oficial da União, 2010.

____. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Ministério do Meio Ambiente, 2012. 106 p. Disponível em: <http://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_2808_12.pdf>. Acesso em: 4 mar. 2019.

____. **Dados da população e da quantidade de RSU do Distrito Federal em 2017**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) – Ministério das Cidades, 2017a. Disponível em: <<http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 22 set. 2018.

____. **Dados da população e da quantidade de RSU de Guarulhos em 2017**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) – Ministério das Cidades, 2017b. Disponível em: <<http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 22 set. 2018.

____. **Levantamento de informações sobre municípios com plano integrado de resíduos sólidos**. Ministério do Meio Ambiente, 2018a. Disponível em: <<http://www.sinir.gov.br/levantamento-de-informacoes-das-unidades-da-federacao/levantamentos-anteriores>>. Acesso em: 14 mar. 2019.

____. **Dados da população, da quantidade de RSU e do consumo de água do Distrito Federal entre 2003 e 2015**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) – Ministério das Cidades, 2018b. Disponível em: <<http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 30 set. 2018.

_____. **Dados da população, da quantidade de RSU e do consumo de água de Guarulhos (SP) entre 2006 e 2015.** Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) – Ministério das Cidades, 2018c. Disponível em: <<http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 30 set. 2018.

_____. **Quantidades de RSU enviadas para reciclagem no Distrito Federal entre 2003 e 2017.** Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) – Ministério das Cidades, 2019a. Disponível em: <<http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 07 mar. 2019.

_____. **Quantidades de RSU enviadas para reciclagem em Guarulhos (SP) entre 2003 e 2017.** Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) – Ministério das Cidades, 2019b. Disponível em: <<http://app3.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 07 mar. 2019.

CARVALHO JR., Francisco Humberto. **Estudos de indicadores de sustentabilidade e sua correlação com a geração de resíduos sólidos urbanos na cidade de Fortaleza - CE.** 210 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil - Saneamento Ambiental, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2013.

CHEN, Xudong; GENG, Yong; FUJITA, Tsuyoshi. An overview of municipal solid waste management in China. **Waste management**, v. 30, n. 4, p. 716-724, 2010.

CHHAY, Leaksmy et al. Municipal solid waste generation in China: influencing factor analysis and multi-model forecasting. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 20, n. 3, p. 1761-1770, 2018.

CHINA. **China Statistical Yearbook 2006:** Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2007. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2006/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

_____. **China Statistical Yearbook 2008:** Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2009. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2008/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

_____. **China Statistical Yearbook 2010:** Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2011. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2010/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

_____. **China Statistical Yearbook 2011:** Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2012. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2011/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

_____. **China Statistical Yearbook 2012:** Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2013. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2012/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

____. **China Statistical Yearbook 2013**: Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2014. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2013/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

____. **China Statistical Yearbook 2014**: Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2015. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2014/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

____. **China Statistical Yearbook 2015**: Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2016. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2015/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

____. **China Statistical Yearbook 2016**: Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2017. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2016/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

____. **China Statistical Yearbook 2017**: Collection, Transport and Disposal of Consumption Waste in China. National Bureau of Statistics of China, 2018. Disponível em: <<http://www.stats.gov.cn/tjsj/ndsj/2017/indexeh.htm>>. Acesso em: 12 mar. 2019.

CHU, Zhujiie et al. Analysis of influence factors on municipal solid waste generation based on the multivariable adjustment. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 35, n. 6, p. 1629-1633, 2016.

COMPANHIA ENERGÉTICA DE BRASÍLIA (CEB). **Consumo de energia elétrica do Distrito Federal entre 2003 e 2015**. Companhia Energética de Brasília – Distribuição S.A., 2018. Disponível em: <<http://www.codeplan.df.gov.br/anuario-estatistico-do-distrito-federal/>>. Acesso em: 30 set. 2018.

CORRAR, Luiz; PAULO, Edilson; DIAS FILHO, José Maria; RODRIGUES, Adriano. **Análise multivariada para os cursos de administração, ciências contábeis e economia**. São Paulo: Atlas, 2011.

DANCEY, Christine P.; REIDY, John. **Statistics without maths for psychology**. 7th ed. London: Pearson, 2017. 640 p.

DANGI, Mohan B. et al. Use of stratified cluster sampling for efficient estimation of solid waste generation at household level. **Waste Management & Research**, v. 26, n. 6, p. 493-499, 2009.

DAS, Swapan; BHATTACHARYYA, Bidyut Kr. Estimation of municipal solid waste generation and future trends in greater metropolitan regions of Kolkata, India. **Journal of Industrial Engineering and Management Innovation**, v. 1, n. 1, p. 31-38, 2014.

DISTRITO FEDERAL. **Estudo de Impacto Ambiental - Relatório de Impacto Ambiental: Aterro Sanitário de Brasília (N. do processo 190000314/00)**. Governo do Distrito Federal - Serviço de Limpeza Urbana, 2012.

____. **Serviço de Limpeza Urbana do Distrito Federal.** Tribunal de Contas do Distrito Federal, 2013. 80 p. Disponível em: <<https://www.tc.df.gov.br/wp-content/uploads/2017/07/servlimpurb.pdf>>. Acesso em: 05 mar. 2019.

____. **Lixão fechado e URE em operação:** Relatório de atividades SLU - 1º trimestre 2018. Serviço de Limpeza Urbana – Governo do Distrito Federal, 2018a. 98 p. Disponível em: <http://www.slu.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/07/relatorio_de_atividades_primeiro_trimestre_2018.pdf>. Acesso em: 07 mar. 2019.

____. **Plano Distrital de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.** Governo do Distrito Federal, 2018b. 797 p. Disponível em: <<http://www.so.df.gov.br/wp-content/uploads/2018/03/PDGIRS.pdf>>. Acesso em: 07 mar. 2019.

____. **Economia do Distrito Federal.** Governo do Distrito Federal, 2018c. Disponível em: <<http://www.brasilia.df.gov.br/economia/>>. Acesso em: 30 set. 2018.

DYSON, Brian; CHANG, Ni-Bin. Forecasting municipal solid waste generation in a fast-growing urban region with system dynamics modeling. **Waste management**, v. 25, n. 7, p. 669-679, 2005.

ECOFOR. **Relatório de Impacto Ambiental:** Projeto de Implantação para a Ampliação do Aterro Sanitário Metropolitano de Caucaia – CE. ECOFOR AMBIENTAL S/A, 2011. Disponível em: <<http://ceara.visie.link/wp-content/uploads/2011/11/CAUCAIA-ATERRO.pdf>>. Acesso em: 13 fev. 2019.

ESPINOZA, Pilar Tello et al. **Regional Evaluation on Urban Solid Waste Management in Latin America and the Caribbean:** 2010 Report. Interamerican Sanitary and Environmental Engineering Association, 2010. Disponível em: <<https://publications.iadb.org/en/regional-evaluation-urban-solid-waste-management-latin-america-and-caribbean-2010-report>>. Acesso em: 03 mar. 2019.

ESTATCAMP. **Teste de Shapiro-Wilk.** ESTATCAMP - Consultoria Estatística e Qualidade, 2018a. Disponível em: <<http://www.portalaction.com.br/inferencia/64-teste-de-shapiro-wilk>>. Acesso em: 03 nov. 2018.

____. **Análise de variância (Teste F).** ESTATCAMP - Consultoria Estatística e Qualidade, 2018b. Disponível em: <<http://www.portalaction.com.br/analise-de-regressao/24-analise-de-variancia-teste-f-medidas-de-associacao>>. Acesso em: 03 nov. 2018.

____. **Teste de Durbin-Watson.** ESTATCAMP - Consultoria Estatística e Qualidade, 2018c. Disponível em: <<http://www.portalaction.com.br/analise-de-regressao/33-diagnostico-de-independencia>>. Acesso em: 03 nov. 2018.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). **EEA core set of indicators:** Guide. Luxembourg: Office for Official Publications of The European Communities, 2005. 38 p. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/publications/technical_report_2005_1/file>. Acesso em: 16 mar. 2019.

EUROSTAT. **Municipal waste statistics.** EUROSTAT: Statistics Explained, 2019. Disponível em: <<https://ec.europa.eu/eurostat/statistics->

explained/index.php/Municipal_waste_statistics#Municipal_waste_generation>. Acesso em: 10 mar. 2019.

EZEAH, Chukwunonye; FAZAKERLEY, Jak A.; ROBERTS, Clive L. Emerging trends in informal sector recycling in developing and transition countries. **Waste management**, v. 33, n. 11, p. 2509-2519, 2013.

FU, Hui-zhen; LI, Zhen-shan; WANG, Rong-hua. Estimating municipal solid waste generation by different activities and various resident groups in five provinces of China. **Waste management**, v. 41, p. 3-11, 2015.

GALLOPIN, Gilberto C. Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A systems approach. **Environmental modeling & assessment**, v. 1, n. 3, p. 101-117, 1996.

GHINEA, Cristina et al. Forecasting municipal solid waste generation using prognostic tools and regression analysis. **Journal of environmental management**, v. 182, p. 80-93, 2016.

GIACOMINI FILHO, Gino. **Meio ambiente & consumismo**. São Paulo: Editora Senac. 255 p.

GONÇALVES, Andriani Tavares Tenório et al. Urban solid waste challenges in the BRICS countries: a systematic literature review. **Revista Ambiente & Água**, v. 13, n. 2, 2018.

GOOGLE EARTH. **Imagem do Aterro Sanitário de Brasília**. 2019a. Acesso em 19 mar. 2019.

GOOGLE EARTH. **Imagem do Aterro Sanitário de Guarulhos**. 2019b. Acesso em 19 mar. 2019.

GRAZHDANI, Dorina. Assessing the variables affecting on the rate of solid waste generation and recycling: An empirical analysis in Prespa Park. **Waste Management**, v. 48, p. 3-13, 2016.

GUARULHOS. **Municípios circunvizinhos de Guarulhos**. Guarulhos.org, 2009. Disponível em: <<http://www.guarulhos.org/aspectosf.php>>. Acesso em: 18 mar. 2019.

_____. **Plano de Gestão Integrada dos Resíduos Sólidos de Guarulhos**. Prefeitura de Guarulhos, 2013. 97 p. Disponível em: <https://www.guarulhos.sp.gov.br/sites/default/files/PGIRS_0.pdf>. Acesso em: 05 mar. 2019.

_____. **Relatório de Impacto Ambiental da Ampliação do Aterro Sanitário de Guarulhos (Fase 10)**. Prefeitura Municipal de Guarulhos, 2016. Disponível em: <<http://www.sigrh.sp.gov.br/public/uploads/documents//CBH-AT/11990/02-rima.pdf>>. Acesso em: 28 fev. 2019.

_____. **História de Guarulhos**. Prefeitura Municipal de Guarulhos, 2018. Disponível em: <<https://www.guarulhos.sp.gov.br/pagina/hist%C3%B3ria-de-guarulhos>>. Acesso em: 30 set. 2018.

_____. **Programa coleta seletiva solidária.** Lixo zero - Prefeitura de Guarulhos, 2019a. Disponível em: <<http://lixozero.guarulhos.sp.gov.br/conteudo/programa-coleta-seletiva-solid%C3%A1ria>>. Acesso em: 07 mar. 2019.

_____. **Lixo zero: quem somos.** Lixo zero - Prefeitura de Guarulhos, 2019b. Disponível em: <<http://lixozero.guarulhos.sp.gov.br/conteudo/quem-somos>>. Acesso em: 07 mar. 2019.

_____. **Percentual de reciclagem em Guarulhos.** Serviço de Informação ao Cidadão (SIC) - Prefeitura de Guarulhos, 2019c. Disponível em: <<http://portaltransparencia.guarulhos.sp.gov.br/aceso-a-informacao/bem-vindo-ao-sic>>. Acesso em: 07 mar. 2019.

HAIR, Joseph F. et al. **Multivariate Data Analysis.** 8th ed. Stamford: Cengage Learning, 2018. 832 p.

HOORNWEG, Daniel; BHADA-TATA, Perinaz; KENNEDY, Christopher. Peak waste: When is it likely to occur?. **Journal of Industrial Ecology**, v. 19, n. 1, p. 117-128, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Atlas do Censo Demográfico 2010: Urbanização.** 2010a. Disponível em: <https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv64529_cap6.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2019.

_____. **Atlas do Censo Demográfico 2010: População urbana do Distrito Federal.** 2010b. Disponível em: <http://atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_m/brasil_df>. Acesso em: 22 fev. 2019.

_____. **Atlas do Censo Demográfico 2010: População urbana de Guarulhos.** 2010c. Disponível em: <http://www.atlasbrasil.org.br/2013/pt/perfil_m/guarulhos_sp>. Acesso em: 22 fev. 2019.

_____. **Indicadores de Desenvolvimento Sustentável: Brasil.** 2017. 348 p. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94254.pdf>>. Acesso em: 15 fev. 2019.

_____. **Projeções da população 2010-2017.** IBGE, 2018a. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/sociais/populacao/9109-projecao-da-populacao.html?=&t=downloads>>. Acesso em: 16 mar. 2019.

_____. **Distrito Federal.** IBGE, 2018b. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/panorama>>. Acesso em: 30 set. 2018.

_____. **Guarulhos.** IBGE, 2018c. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/guarulhos/panorama>>. Acesso em: 30 set. 2018.

_____. **PIB do Distrito Federal entre 2003 e 2015.** IBGE, 2018d. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/>>. Acesso em: 30 set. 2018.

_____. **PIB de Guarulhos entre 2006 e 2015.** IBGE, 2018e. Disponível em: <<https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5938>>. Acesso em: 30 set. 2018.

- INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Pesquisa sobre pagamento por serviços ambientais urbanos para gestão de resíduos sólidos**. Brasília: IPEA, 2010. 66 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/253/_arquivos/estudo_do_ipea_253.pdf>. Acesso em: 06 mar. 2019.
- INTHARATHIRAT, Rotchana et al. Forecasting of municipal solid waste quantity in a developing country using multivariate grey models. **Waste management**, v. 39, p. 3-14, 2015.
- JUCÁ, José Fernando Thomé et al. **Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão**. Jaboatão dos Guararapes: Grupo de Resíduos Sólidos–UFPE, 2014.
- KAWAI, Kosuke; TASAKI, Tomohiro. Revisiting estimates of municipal solid waste generation per capita and their reliability. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, n. 1, p. 1-13, 2016.
- KRÄMER, Walter. Durbin–Watson Test. In: LOVRIC, Miodrag. **International Encyclopedia of Statistical Science**. Heidelberg: Springer, 2011. p. 1671.
- LEBERSORGER, Sandra; BEIGL, Peter. Municipal solid waste generation in municipalities: Quantifying impacts of household structure, commercial waste and domestic fuel. **Waste management**, v. 31, n. 9-10, p. 1907-1915, 2011.
- LIU, Chen; WU, Xin-Wu. Factors influencing municipal solid waste generation in China: a multiple statistical analysis study. **Waste Management & Research**, v. 29, n. 4, p. 371-378, 2011.
- MANCINI, Sandro Donnini et al. Recycling potential of urban solid waste destined for sanitary landfills: the case of Indaiatuba, SP, Brazil. **Waste Management & Research**, v. 25, n. 6, p. 517-523, 2007.
- MELO, Lucas Araújo; SAUTTER, Klaus Dieter; JANISSEK, Paulo Roberto. Estudo de cenários para o gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos de Curitiba. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 4, p. 551-558, 2009.
- MINITAB. **Interpret all statistics and graphs for Trend Analysis**. Minitab 18, 2018. Disponível em: <<https://support.minitab.com/en-us/minitab/18/help-and-how-to/modeling-statistics/time-series/how-to/trend-analysis/interpret-the-results/all-statistics-and-graphs/>>. Acesso em: 22 nov. 2018.
- MONTGOMERY, Douglas C.; RUNGER, George C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 6th ed. New Jersey: John Wiley & Sons, 2013. 811 p.
- MOORE, David S.; NOTZ, William I.; FLIGNER, Michael A. **The basic practice of statistics**. 8th ed. New York: WH Freeman, 2017. 654 p.
- MOURA, Galeno Ribeiro; SERRANO, André Luis Marques; GUARNIERI, Patricia. Análise socioeconômica dos catadores de lixo no Distrito Federal. **HOLOS**, v. 3, p. 251-273, 2016.

OLIVEIRA, Mariana Moreira de; ATHAYDE JÚNIOR, Gilson Barbosa. Estimation of municipal solid waste generation based on income rates and population size in Brazilian municipalities. **International Journal of Environment and Waste Management**, v. 20, n. 2, p. 134-154, 2017.

ONOFRE, Fabiana Lima. **Estimativa da Geração de Resíduos Sólidos Domiciliares**. 2011. 100 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Urbana e Ambiental, Centro de Tecnologia, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2011.

PATI, Rupesh Kumar; VRAT, Prem; KUMAR, Pradeep. A goal programming model for paper recycling system. **Omega**, v. 36, n. 3, p. 405-417, 2008.

PEREIRA, Raimundo Rodrigues; QUEIROZ, A. C. O Lixão de Brasília: O esforço para fechar o último grande depósito descontrolado de lixo das Américas. **Revista Retrato do Brasil, Política**, p. 1-16, 2015.

PISANI JR, Reinaldo; CASTRO, Marcus Cesar Avezum Alves; COSTA, Antonio Álvarez. Desenvolvimento de correlação para estimativa da taxa de geração per capita de RSU no estado de São Paulo: influências da população, renda per capita e consumo de energia elétrica. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 2, 2018.

PRANDI, Jair. **Mapa do Distrito Federal no Brasil**. MapasBlog, 2019. Disponível em <<https://mapasblog.blogspot.com/2012/01/mapas-do-distrito-federal.html>>. Acesso em: 18 mar. 2019.

SÃO PAULO. **Consumo de energia elétrica de Guarulhos entre 2006 e 2015**. Secretaria Estadual de Energia e Mineração de São Paulo, 2018. Disponível em: <<http://www.energia.sp.gov.br/>>. Acesso em: 30 nov. 2018.

SINDGTURDF. **Mapa de Brasília**. Sindicato dos Guias de Turismo do Distrito Federal, 2019. Disponível em <http://www.sindgturdf.com.br/site/index.php?option=com_content&view=article&id=88&Itemid=59>. Acesso em: 18 mar. 2019.

STARR, Jared; NICOLSON, Craig. Patterns in trash: Factors driving municipal recycling in Massachusetts. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 99, p. 7-18, 2015.

UNIÃO EUROPEIA (UE). **Diretiva 75/442/CEE: Resíduos Sólidos**. Bruxelas: Comunidade da União Europeia, 15 jul. 1975. Disponível em: <<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/PT/TXT/PDF/?uri=CELEX:31975L0442&from=PT>>. Acesso em: 09 mar. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **EPA History: Resource Conservation and Recovery Act**. USEPA, 2018a. Disponível em: <<https://www.epa.gov/history/epa-history-resource-conservation-and-recovery-act>>. Acesso em: 03 mar. 2019.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Advancing Sustainable Materials Management: 2015 Fact Sheet**. USEPA, 2018b. Disponível em: <<https://www.epa.gov/sites/production/files/2018->

07/documents/2015_smm_msw_factsheet_07242018_fnl_508_002.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2019.

VIEIRA, Victor H. Argentino de Morais; MATHEUS, Dácio R. The impact of socioeconomic factors on municipal solid waste generation in São Paulo, Brazil. **Waste Management & Research**, v. 36, n. 1, p. 79-85, 2018.

WANG, Zhaohua; GENG, Liwei. Carbon emissions calculation from municipal solid waste and the influencing factors analysis in China. **Journal of Cleaner Production**, v. 104, p. 177-184, 2015.

WEI, Yuanwei et al. Prediction of municipal solid waste generation in China by multiple linear regression method. **International Journal of Computers and Applications**, v. 35, n. 3, p. 136-140, 2013.

WORRELL, William A.; VESILIND, P. Aarne. **Solid waste engineering**. 2nd ed. Stamford: Cengage Learning, 2012.

XU, Lilai et al. Path analysis of factors influencing household solid waste generation: a case study of Xiamen Island, China. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 18, n. 2, p. 377-384, 2016.

ZHOU, Boya; SUN, Chunxia; YI, Hongtao. Solid waste disposal in Chinese cities: an evaluation of local performance. **Sustainability**, v. 9, n. 12, p. 2234, 2017.