

**UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL**

TÂNIA GALAVOTE PINTO

**EFEITOS DA IMPLEMENTAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS NA EXPECTATIVA
DE PRODUÇÃO DE ENERGIA EM ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS**

**VITÓRIA
2021**

TÂNIA GALAVOTE PINTO

**EFEITOS DA IMPLEMENTAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS NA EXPECTATIVA
DE PRODUÇÃO DE ENERGIA EM ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador:

Prof. Dr. Renato Ribeiro Siman

Coorientadoras:

Profa. Dra. Gisele de Lorena Diniz Chavez

Profa. Dra. Luciana Harue Yamane

VITÓRIA

2021

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

G146e Galavote, Tânia, 1989-
Efeitos da implementação de políticas públicas na expectativa de produção de energia em aterros sanitários brasileiros / Tânia Galavote. - 2021.
144 f. : il.

Orientador: Renato Ribeiro Siman.

Coorientadores: Gisele de Lorena Diniz Chavez, Luciana Harue Yamane.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) -
Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Gestão integrada de resíduos sólidos. 2. Política pública. 3. Energia elétrica - Produção. 4. Aterro Sanitário. 5. Biogás. 6. Estudos de viabilidade. I. Siman, Renato Ribeiro. II. Chavez, Gisele de Lorena Diniz. III. Yamane, Luciana Harue. IV. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. V. Título.

CDU: 628



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

EFEITOS DA IMPLEMENTAÇÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS NA EXPECTATIVA DE PRODUÇÃO DE ENERGIA EM ATERROS SANITÁRIOS BRASILEIROS

Tânia Galavote Pinto

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Renato Ribeiro Siman
Orientador - PPGEA/CT/UFES

Prof. Dr. Diogo Costa Buarque
Examinador Interno – PPGEA/CT/UFES

Prof.^a Dr.^a Luciana Harue Yamane
Coorientadora – PPGES/CT/UFES

Prof.^a Dr.^a Gisele de Lorena Diniz Chaves
Coorientadora – CEUNES/UFES

Prof.^a Dr.^a Maria Claudia Lima Couto
Examinadora Externa - IFES

ELISA VALENTIM GOULART
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

Vitória/ES, 23 de julho de 2021

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais pelo apoio incondicional ao longo da minha jornada. Agradeço a dedicação e esforço para me proporcionar oportunidades que eles não tiveram. Nada seria possível sem o apoio de vocês. À toda a minha família, obrigada pelas palavras de motivação e carinho.

Aos queridos amigos que me acompanharam ao longo dessa jornada, obrigada pelos conselhos, apoio e momentos de descontração.

Ao meu orientador DSc. Renato Ribeiro Siman e minhas coorientadoras DSc. Gisele de Lorena Diniz Chaves e DSc. Luciana Harue Yamane. Agradeço imensamente a paciência, dedicação e disponibilidade para me orientar nessa pesquisa.

A todos os colegas do LAGESA e PPGEA que compartilharam histórias, lutas e risos comigo nesta jornada.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), que forneceu apoio econômico essencial para a realização da pesquisa. A todos que de alguma forma também contribuíram para a sua realização.

*“Cada pessoa deve trabalhar para o seu aperfeiçoamento e, ao mesmo tempo,
participar da responsabilidade coletiva por toda a humanidade”.*

(Marie Curie)

RESUMO

Diversos fatores podem influenciar o aproveitamento do gás de aterro (*landfill gas* – LFG) para geração de eletricidade, dentre eles salientam-se as mudanças na composição e quantidade de RSU (resíduo sólido urbano) gerado. Tais mudanças podem ser desencadeadas pela aplicação de políticas públicas que incentivam a redução e reciclagem dos resíduos e, conseqüentemente, os desvios do aterro sanitário. Em função disso, este trabalho teve como objetivos principais: avaliar os efeitos da aplicação de políticas públicas do ponto de vista do potencial de geração de energia em aterro sanitário e da viabilidade econômica. Para isso, realizou-se um levantamento bibliométrico para a concepção de cenários políticos de redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário. Em seguida, um modelo de dinâmica de sistemas foi criado para simular esses cenários e posteriormente, com as saídas do modelo, avaliou-se o seu impacto na viabilidade econômica do aproveitamento do LFG. A revisão bibliométrica indicou deficiências na aplicação de políticas que visam a prevenção da geração de RSU e a gestão da sua fração orgânica. Além disso, no caso do Brasil, a implementação de políticas sofre maior resistência em comparação aos países desenvolvidos e, também, o tratamento de resíduos orgânicos precisa de mais incentivos, uma vez que ainda é incipiente. O modelo desenvolvido se comportou adequadamente e, através da simulação, foi possível constatar que desviar apenas materiais secos do aterro aumenta a geração de LFG e conseqüentemente a geração de eletricidade. No entanto, desviando apenas resíduos orgânicos comprometerá a produção de eletricidade. Assim, os maiores potenciais de geração de eletricidade foram obtidos a partir dos cenários com menor desvio de resíduos biodegradáveis. Já os resultados da viabilidade econômica indicam que nenhum dos cenários é viável, exceto quando se consideram receitas adicionais da venda de créditos de carbono. Entretanto, a viabilidade econômica poderia ser alcançada através de incentivos governamentais como: aumento da taxa de venda de energia; reduções na taxa de desconto e investimento inicial, por meio de desoneração fiscal sobre máquinas, equipamentos, matérias primas e importações; subsídios sobre o custo de investimento inicial.

Palavras-chave: políticas públicas, dinâmica de sistemas, potencial de geração de eletricidade, desvios do aterro sanitário, viabilidade econômica

ABSTRACT

Electricity generation from landfill gas (LFG) can be influenced by different factors, such as changes in the composition and amount of generated MSW (municipal solid waste). These changes can be triggered by public policies that encourage the reduction and recycling of waste and, consequently, landfill diversions. As a result, the main goals of this work were: to evaluate the effects of applying public policies from the perspective of the power generation potential in landfills and respective economic viability. Therefore, a bibliometric survey was carried out to design political scenarios of MSW reduction and diversion of dry and wet waste from landfills. Then, a system dynamics model was created to simulate these scenarios and, with the obtained outputs, the impact on the economic viability of the LFG utilization was assessed. The bibliometric review has indicated deficiencies in the implementation of policies aimed at preventing MSW generation and the management of its organic fraction. Moreover, specifically in Brazil, the implementation of policies is more challenging compared to developed countries and also, the treatment of organic waste needs more incentive, since it is still incipient. The developed model behaved properly and, through simulation, it was possible to verify that diverting only dry materials from landfills increases LFG generation, hence electricity generation. However, only diverting organic waste will compromise electricity production. Thus, the highest electricity generation potentials were obtained from the scenarios with lower deviation of biodegradable waste. Conversely, the economic viability results indicate that none of the scenarios is viable, except when additional revenues from the sale of carbon credits are considered. However, economic viability could be achieved through government incentives, such as: an increase in the energy sales fare; discounts in the initial investment phase, through tax relief on machinery, equipment, raw materials, and imports; subsidized investment costs.

Keywords: public policy, system dynamics, potential for electricity generation, landfill diversions, economic feasibility

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Representação da relação entre os objetivos secundários	18
Figura 2: Distribuição do portfólio final ao longo dos anos no Brasil e no Mundo.....	28
Figura 3: Palavras-chaves mais utilizadas pelos autores no portfólio final	29
Figura 4: Mapa de colaboração entre países para publicação	30
Figura 5: Principais periódicos publicados	31
Figura 6: Distribuição dos autores conforme número de artigos contidos no portfólio final.....	31
Figura 7: Relação dos autores mais relevantes com mais publicações ao longo dos anos	32
Figura 8: Variação da geração per capita ao longo do tempo em diversos locais.....	34
Figura 9: Variação no percentual de resíduos encaminhados para recuperação de materiais ao longo do tempo em diversos locais.....	36
Figura 10: Variação no percentual de resíduos encaminhados para compostagem e DA ao longo do tempo em diversos locais	37
Figura 11: Cenários de evolução nos eixos de geração per capita e desvios de resíduos secos e úmidos para o Brasil.....	42
Figura 12: Cenários de implementação de políticas públicas para incentivar a redução da geração per capita.....	44
Figura 13: Cenários de implementação de políticas públicas para incentivar os desvios de resíduos secos do aterro sanitário	48
Figura 14: Cenários de implementação de políticas públicas para incentivar os desvios de resíduos úmidos do aterro sanitário	49
Figura 15: DCE para o sistema de geração de energia em aterro sanitário.....	60
Figura 16: Modelo proposto (parte 1) para a quantificação de resíduos em cada destino	61
Figura 17: Modelo proposto (parte 2) para geração de metano e quantificação de energia elétrica.....	63
Figura 18(a,b): Geração de metano para (a) 0% e (b) 40% do desvio de resíduos úmidos do aterro	72
Figura 19: Geração de eletricidade para todos os cenários ao longo dos anos	73
Figura 20: Receita com a venda de energia elétrica (MRE e MLE) e economia com o uso interno de energia.....	75

Figura 21: Receita da venda de eletricidade e créditos de carbono nos mercados MRE e MLE	76
Figura 22: VPL para cada cenário simulado (a) sem CC, e (b) com CC	77
Figura 23: Custo nivelado de energia (CNE) para cada cenário simulado	78
Figura 24: Modelo proposto (parte 1) para realizar a estimativa da quantificação dos resíduos enviados para cada destino	89
Figura 25: Modelo proposto (parte 2) para realizar a estimativa de geração de metano e energia.....	89
Figura 26: Cenários de evolução nos eixos para o Espírito Santo	91
Figura 27: Exemplificação da relação entre potência disponível e potência instalada com motores de combustão interna de 1,063 MW ao longo dos anos	94
Figura 28: Potencial de geração de metano ao longo dos anos nos cenários.....	99
Figura 29: Potencial de geração de energia elétrica nos cenários	100
Figura 30: VPL com e sem a venda de créditos de carbono para os cenários	101
Figura 31: Resultado da análise de sensibilidade para o VPL, CNE e PR	103
Figura 32: Taxa de crescimento dos termos de buscas utilizados ano longo dos anos	136
Figura 33: Revistas mais citadas nas referências dos artigos que compõem o portfólio final	136
Figura 34: Taxa de crescimento dos periódicos ao longo dos anos	137
Figura 35: Teste de consistência dimensional	138
Figura 36: Teste de condição extrema	139
Figura 37: Teste de erro de integração.....	139

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Valores assumidos para os parâmetros de k e L_0	65
Tabela 2: Cenários simulados	66
Tabela 3: Investimentos iniciais das usinas de LFG no Brasil.....	68
Tabela 4: Proporção da eletricidade consumida em relação à produzida	69
Tabela 5: Resumo da redução potencial nas emissões de dióxido de carbono equivalente	80
Tabela 6: Parâmetros utilizados nos eixos de geração per capita, destinação inadequada e desvio de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário	92
Tabela 7: Resultados econômicos para cada cenário avaliado.....	100
Tabela 8: Reduções de carbono equivalente para os cenários avaliados.....	106
Tabela 9: Sugestões de reequilíbrio econômico para os cenários	108
Tabela 10: Detalhamento da viabilidade econômica no MRE e MLE	140
Tabela 11: Detalhamento dos resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros fator de capacidade e eficiência de captação de LFG.....	142
Tabela 12: Detalhamento dos resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros taxa de desconto e custo de investimento	142

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Dados de entrada do cenário base para simulação.....	65
Quadro 2: Variáveis e valores para análise de viabilidade econômica.....	70
Quadro 3: Dados de entrada do cenário base do estado do Espírito Santo para simulação.....	90
Quadro 4: Equações para os eixos de acordo com os cenários Audacioso e Passado desenvolvidos no Capítulo 3.....	93
Quadro 5: Variáveis utilizadas para análise de viabilidade econômica.....	96
Quadro 6: Valores iniciais e finais utilizados na análise de sensibilidade econômica.....	98
Quadro 7: Portifólio final de artigos sobre a influência dos instrumentos de políticas nos eixos estudados e indicação do InOrdinatio.....	132
Quadro 8: Equações matemáticas do modelo proposto.....	138
Quadro 9: Equações matemáticas do modelo proposto.....	141

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABRELPE: Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais

CC: Créditos de Carbono

CNE: custo nivelado de energia

DCE: Diagrama de Causa e Efeito

DEF: Diagrama de Estoque e Fluxo

DS: Dinâmica de Sistemas

ECM: eficiência do motor de combustão

GEE: gás de efeito estufa

GIRS: gestão integrada de resíduos sólidos

IPCC: Intergovernmental Panel on Climate Change

LFG: landfill gas

LandGEM: Landfill Gas Generation

MCI: methane collection index

MDL: Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

MLE: Mercado Livre de Energia

MRE: Mercado Regulado de Energia

OCMR: organizações de catadores de materiais recicláveis

PAYT: Pay-as-You-Throw

PCM: potencial calorífico do metano

PERS-ES: Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos do estado do Espírito Santo

Planares: Plano Nacional de Resíduos Sólidos

PNRS: Política Nacional de Resíduos Sólidos

QD: Queima Direta

RSU: resíduos sólidos urbanos

SNIS: Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

UD: Uso Direto

USEPA: United States Environmental Protection Agency

VPL: valor presente líquido

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 INFLUÊNCIA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE GESTÃO DE RSU NA PERSPECTIVA DE REDUÇÃO DE GERAÇÃO PER CAPITA, DESVIOS DE RESÍDUOS SECOS E ÚMIDOS DE ATERRO SANITÁRIO	19
2.1 INTRODUÇÃO.....	20
2.2 MATERIAL E MÉTODOS	21
2.2.1 Etapa I: Revisão sistemática e identificação do portfólio de artigos	21
2.2.2 Etapa II: Identificação de instrumentos de políticas públicas que influenciam na redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos	24
2.2.3 Etapa III: Avaliação do efeito temporal dos instrumentos de políticas públicas que influenciam na redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos.....	25
2.2.4 Etapa IV: Avaliação do comportamento da implementação de políticas públicas ao longo do tempo para o Brasil.....	25
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	27
2.3.1 Portifólio final de artigos.....	27
2.3.2 Políticas públicas que influenciam na redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos	32
2.3.3 Efeito temporal dos instrumentos de políticas	33
2.3.4 Avaliação do comportamento da implementação de políticas públicas ao longo do tempo para o Brasil	42
2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	54
3 POLÍTICAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS E IMPACTOS DAS METAS DE DESVIO NA GERAÇÃO DE ENERGIA EM ATERRO.....	56
3.1 INTRODUÇÃO.....	57
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	59
3.2.1 Modelagem do sistema	59
3.2.2 Cenário Base	64
3.2.3 Cenários simulados.....	65

3.2.4	Análise de viabilidade econômica	66
3.2.5	Balanco de emissões	71
3.3	RESULTADOS	71
3.3.1	Potencial de geração de metano e eletricidade	72
3.3.2	Resultados econômicos	74
3.4	DISCUSSÃO	79
3.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	81
4	INFLUÊNCIA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE GESTÃO DE RSU NA VIABILIDADE ECONÔMICA DO APROVEITAMENTO DE LFG	83
4.1	INTRODUÇÃO	84
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	87
4.2.1	Área de estudo	87
4.2.2	Modelo de simulação e cenário base	89
4.2.3	Formulação matemática do modelo	90
4.2.4	Análise de viabilidade econômica	93
4.2.5	Balanco de emissões	97
4.2.6	Análise de sensibilidade econômica	97
4.3	RESULTADOS	98
4.3.1	Potencial de geração de metano e energia	98
4.3.2	Resultados econômicos	100
4.3.3	Análise de sensibilidade e sugestões de reequilíbrio econômico	101
4.4	DISCUSSÃO	104
4.5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	108
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	110
6	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112
7	APÊNDICE A	132
8	APÊNDICE B	138
9	APÊNDICE C	141

1 INTRODUÇÃO

Um importante marco regulatório para a gestão de RSU no Brasil ocorreu em 2010 com a promulgação da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei 12.305/2010 (BRASIL, 2010a), regulamentada pelo Decreto Federal 7.404/2010 (BRASIL, 2010b). A referida lei instituiu princípios, objetivos e instrumentos, assim como diretrizes relacionadas à gestão integrada de resíduos sólidos (GIRS) e ao gerenciamento de resíduos sólidos (BRASIL, 2010a). A confecção da lei teve influências principalmente de experimentos europeus bem sucedidos como o princípio da hierarquização das estratégias de gerenciamento de resíduos sólidos (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018; MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016). Tal hierarquização coloca as seguintes estratégias em ordem decrescente de prioridade: prevenção, reutilização, reciclagem, tratamento e aterro sanitário para descarte de rejeitos (BONELLI *et al.*, 2016; COSTA; DIAS, 2020; WANG *et al.*, 2020). Embora a adoção da hierarquização tenha ocorrido com sucesso em países desenvolvidos (BONELLI *et al.*, 2016; SASTRE; LLOPART; PUIG VENTOSA, 2018; WANG *et al.*, 2020), países em desenvolvimento, como o Brasil, ainda enfrentam muitas dificuldades para o seu estabelecimento, que vão desde aumento da geração, baixas taxas de reciclagem e até dificuldades em eliminar lixões e aterros controlados (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018; CONKE, 2018).

Seguindo também o princípio da hierarquização da gestão de resíduos, a PNRS incentiva a recuperação e aproveitamento energético dos resíduos (BRASIL, 2010a). O metano presente no Landfill gas (LFG), por exemplo, pode ser utilizado para geração de eletricidade (HORSCHIG *et al.*, 2018; SILVA DOS SANTOS *et al.*, 2018), segundo Reichert (2013) uma tonelada de RSU disposto no Brasil possui potencial energético da ordem de 0,1 a 0,2 MWh. Além disso, o seu aproveitamento gera outros benefícios como: redução direta de emissões de gases de efeito estufa e da poluição do ar; redução na utilização de recursos não renováveis; incentiva e gera empregos; promove investimentos locais e gera receitas com a obtenção de créditos de carbono e venda da eletricidade (EPA, 2017; PURMESSUR; SURROOP, 2019).

Entretanto, alguns fatores relacionados as características do resíduo depositado como nutrientes, quantidade, teor de umidade (resíduos úmidos) e composição podem interferir no seu aproveitamento (SCHEUTZ; KJELDSEN, 2019; TCHONOBANOGLIOUS; KEITH, 2002). A produção de LFG, por exemplo, aumenta devido a presença de nutrientes como potássio, sódio, magnésio e cálcio,

presentes em resíduos orgânicos (PURMESSUR; SURROOP, 2019). A composição dos resíduos, ou seja, o tipo e conteúdo orgânico presente é o principal fator atrelado ao volume potencial de LFG (WORLD BANK, 2004). Resíduos de cozinha e quintal tendem a gerar mais LFG que resíduos secos ou não biodegradáveis como papel, vidro, concreto, plástico, metal, detritos e outros materiais inativos que produzem pouco ou nenhum LFG (PURMESSUR; SURROOP, 2019). Segundo Mboowa et al. (2017) como trata-se de processo biológico, quanto maior a umidade da célula do aterro, os teores de fração orgânica e a quantidade de resíduos maior será a geração de metano. Tamanha é a influência dessas variáveis que os modelos matemáticos utilizados na estimativa de geração de metano em aterros possuem parâmetros de entrada relacionados as mesmas (BARROS *et al.*, 2018).

Diante disso, políticas públicas de incentivo a reciclagem podem interferir na composição dos resíduos (FEI; WEN; CLERCQ, 2019; KUMAR; SAMADDER, 2017), assim avaliações detalhadas dos possíveis cenários de desvios de resíduos sólidos são importantes para evitar problemas, como a interrupção da operação de usinas ou investimentos desnecessários (ALTAN, 2015).

Portanto, o objetivo principal dessa pesquisa é avaliar os efeitos da implementação de políticas públicas de gestão do RSU na expectativa de produção de eletricidade a partir do LFG. Para cumprimento do objetivo geral, foram tratados os seguintes objetivos secundários: (1) descrever como os instrumentos de políticas em gestão de RSU podem influenciar na redução da geração per capita e os desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário; (2) avaliar o impacto de mudanças na composição do RSU, presente no aterro sanitário, no potencial de produção de eletricidade proveniente do LFG; (3) avaliar os efeitos da aplicação de políticas públicas, influenciadoras da reciclagem, redução da geração e redução da destinação inadequada, no potencial de geração de energia em aterro sanitário, bem como avaliar seu efeito sob a viabilidade econômica.

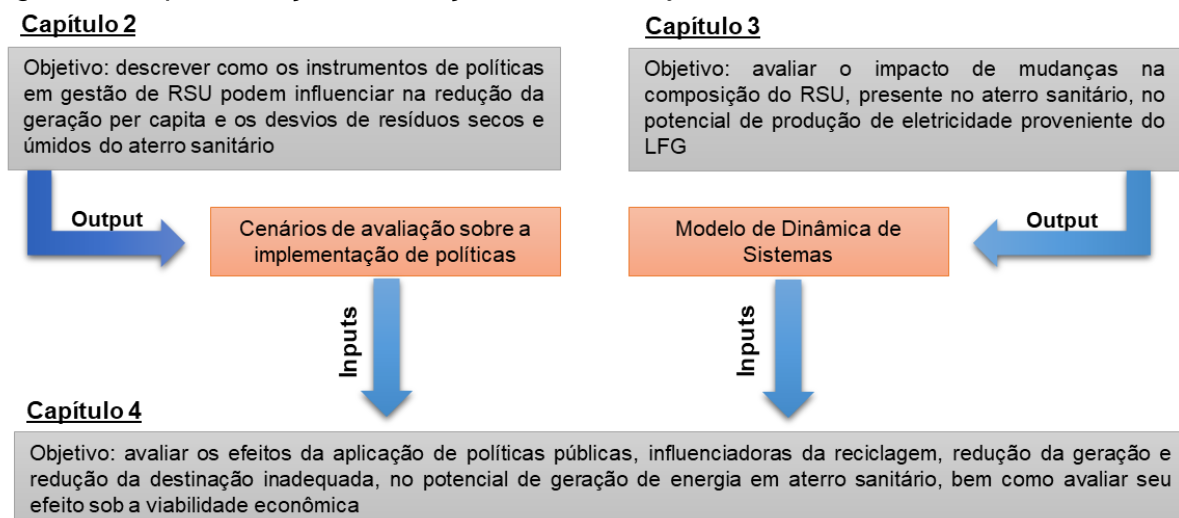
Dessa forma, a presente dissertação tratou os objetivos individualmente dentro dos capítulos que se seguem. No Capítulo 1, realizou-se uma revisão bibliométrica para identificar um portfólio de artigos relevantes, a partir desse portfólio foram identificados e descritos instrumentos políticos que influenciam os eixos de redução da geração e desvio de secos e úmidos do aterro sanitário e ao final foram propostos cenários de implementação de políticas ao longo do tempo para esses eixos. Neste capítulo buscou-se preencher a lacuna de pesquisa relacionada a incerteza perante a

efetividade da implementação de políticas públicas que visam incentivar a redução da geração e a reciclagem no Brasil.

No Capítulo 2 foi proposto um modelo de Dinâmica de Sistemas (DS) para quantificar a geração de LFG e eletricidade em função de mudanças na composição, além disso realizou-se também análise de custo-benefício afim de apontar a viabilidade de projetos de gás para energia de aterro sanitário sob as diferentes metas de desvio e sua contribuição para mitigar as emissões de CO₂ equivalente. Neste capítulo buscou-se preencher a lacuna de pesquisa relacionada ao efeito de mudanças, ao longo do tempo, da composição do RSU na geração de eletricidade a partir do LFG.

No Capítulo 3 os cenários desenvolvidos no Capítulo 1 são simulados no modelo desenvolvido e testado no Capítulo 2, a fim de comparar os efeitos sob a expectativa de geração de eletricidade a partir do LFG. Realizou-se também viabilidade econômica dos cenários e análise de sensibilidade econômica com o intuito de identificar possíveis políticas que poderiam contribuir com o reequilíbrio econômico desse projeto. Neste capítulo buscou-se preencher a lacuna de pesquisa relacionada a avaliação de cenários de mudanças ao longo do tempo na gestão dos RSU em função da implementação de políticas públicas, uma vez que, a maioria dos estudos de viabilidade técnica e econômica desconsideraram esse aspecto. A Figura 1 apresenta a relação entre os objetivos secundários de cada capítulo. Ademais, a metodologia adotada para atender cada objetivo é descrita em cada capítulo da dissertação, assim como a revisão bibliográfica, resultados, discussões e considerações finais. Ao final, discutiu-se o objetivo geral no Capítulo de Conclusões e Recomendações.

Figura 1: Representação da relação entre os objetivos secundários



2 INFLUÊNCIA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE GESTÃO DE RSU NA PERSPECTIVA DE REDUÇÃO DE GERAÇÃO PER CAPITA, DESVIOS DE RESÍDUOS SECOS E ÚMIDOS DE ATERRO SANITÁRIO

Resumo

Este trabalho descreveu como os instrumentos de políticas em gestão de RSU podem influenciar na redução da geração e desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário. Para isso, identificou-se um portfólio de artigos relevantes através de análise bibliométrica pelo Método Ordinatio. E a partir de pesquisa sistemática ao portfólio, além de pesquisa documental, construiu-se diversas curvas de aprendizado com o intuito de sugerir possíveis cenários futuros para o Brasil. Os resultados apontam que os instrumentos políticos influenciam positivamente nos desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário, além de reduzir a geração per capita. Percentuais consideráveis de redução da GPC, cerca de 70%, podem ser alcançados rapidamente através da implementação de um instrumento econômico como o Pay-as-You-Throw (PAYT). Além disso, a identificação e análise do comportamento da implementação de políticas públicas apontam reduções da GPC acima de 20%, desvios de recicláveis secos superiores a 5%, desvios de úmidos inferiores a 20% e podem contribuir para um planejamento a longo prazo, proporcionando aos atores envolvidos múltiplas alternativas de decisão para a gestão de resíduos.

Palavras Chaves: Instrumentos políticos, Reciclagem, Resíduo orgânico, Prevenção de resíduos, Economia circular.

2.1 INTRODUÇÃO

A gestão sustentável de resíduos atualmente é uma das questões mais desafiadoras enfrentadas pelos países desenvolvidos e em desenvolvimento (HALKOS; PETROU, 2019). Os desafios estão relacionados ao aumento da complexidade e custos da gestão de resíduos sólidos municipais nos últimos anos (ALZAMORA; BARROS, 2020). Fatores esses atrelados ao crescimento populacional, crescimento urbano e desenvolvimento de novos produtos, que por sua vez estimulam a geração cada vez mais crescente de resíduos (ALZAMORA; BARROS, 2020).

No mundo, por exemplo, a geração cresceu mais de 50% entre os anos de 2013 e 2016, alcançando 2,01 bilhões de toneladas em 2016 (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012; KAZA *et al.*, 2018) e a estimativa é que chegue aos 2,59 bilhões de toneladas em 2030 (KAZA *et al.*, 2018). Destes resíduos gerados, cerca de 19% são destinados para compostagem e recuperação de materiais, 4-11% são incinerados, 40% são destinados para aterros sanitários e 33% ainda são descartados em locais abertos (KAZA *et al.*, 2018). No Brasil a situação não é diferente, segundo a Abrelpe (2020) a geração de RSU entre os anos de 2010 e 2019 cresceu cerca de 18%, alcançando 79 milhões de toneladas em 2019. Enquanto a disposição em aterros cresceu apenas 2,7% nesse período, passando de 56,8% em 2010 para 59,5% em 2019. Embora os aterros sanitários geralmente sejam o primeiro passo para alcançar a gestão sustentável de RSU, principalmente em países em desenvolvimento (KAZA *et al.*, 2018). Eles são considerados a pior opção do ponto de vista ambiental, em relação a outras formas de destinação como compostagem, digestão anaeróbia, recuperação de materiais e processos térmicos, como por exemplo a incineração (FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2017; LEME *et al.*, 2014). Isso deve-se a alguns fatores como a sua contribuição para o aquecimento global, empobrecimento da camada de ozônio, utilização de grandes áreas para sua instalação e contaminação do solo e lençóis freáticos (SANTOS *et al.*, 2019).

Diante dessa conjuntura, a gestão sustentável de resíduos é um dos principais alvos dos formuladores de políticas públicas tanto em países desenvolvidos quanto em desenvolvimento (CASTILLO-GIMÉNEZ; MONTAÑÉS; PICAZO-TADEO, 2019; PREMAKUMARA *et al.*, 2014). Tais formuladores se concentram em políticas que agem como forma de incentivo, controlando o comportamento dos indivíduos, comunidades, corporações (HUANG *et al.*, 2014; KIRAKOZIAN, 2016) através de recompensas e penalidades, além de estabelecimento de metas e objetivos a longo

prazo (HUANG *et al.*, 2014). Diferentes políticas têm efeitos distintos, algumas afetam o volume de resíduos e outras afetam de diversas formas o comportamento do indivíduo, além disso podem atuar de curto a longo prazo (KIRAKOZIAN, 2016). Vários estudos foram direcionados para avaliar o efeito das políticas na redução da geração de resíduos e reciclagem de resíduos secos e úmidos (ALZAMORA; BARROS, 2020; BEES; WILLIAMS, 2017; BONELLI *et al.*, 2016; CHEN, 2019; CHUNG; YEUNG, 2019; WANG *et al.*, 2020; ZORPAS; LASARIDI, 2013). Entretanto, a proposição de cenários para a redução da geração e os desvios de secos e úmidos do aterro sanitário em função da aplicação de políticas públicas não foram abordados. Dessa forma, o presente trabalho pretende contribuir para um planejamento a longo prazo e proporcionar aos tomadores de decisão diversas alternativas de decisão sobre os efeitos das políticas nos eixos de geração per capita e desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário. Os cenários de avaliação foram confeccionados a partir de curvas de aprendizado inspiradas em situações reais observadas em diversos locais. A relevância do estudo está na preposição desses cenários e sua avaliação de acordo com a realidade brasileira. Portanto, o objetivo principal deste trabalho é descrever como os instrumentos de políticas em gestão de RSU podem influenciar a redução da geração per capita e os desvios de secos e úmidos do aterro sanitário.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia desse artigo é composta por quatro etapas: (1) revisão sistemática e identificação de um portfólio de artigos relevantes; (2) identificação e descrição dos instrumentos de políticas públicas que influenciam os eixos de redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário; (3) avaliação do efeito temporal desses instrumentos nos eixos em diversos locais e (4) identificação e análise do comportamento da implementação de políticas públicas ao longo do tempo para o Brasil.

2.2.1 Etapa I: Revisão sistemática e identificação do portfólio de artigos

Para realização da revisão sistemática, utilizou-se o Método Ordinato desenvolvido por Pagani *et al.* (2015) e atualmente aplicado por diversos autores como (BUSS *et al.*, 2019; CORSI *et al.*, 2020; DE CARVALHO *et al.*, 2020; SALVADOR *et al.*, 2019; SOLIS *et al.*, 2019). O método permite a seleção de um portfólio considerando três variáveis: fator de impacto, número de citações e ano de publicação. A partir dessas

variáveis, gera-se um índice que indica a relevância científica de um estudo (CORSI *et al.*, 2020). Para isso, as nove fases e procedimentos empregados do método são detalhadas a seguir:

Fase 1: estabelecimento da intenção de pesquisa. Nesta etapa foi definido o objetivo da pesquisa que consiste em descrever como os instrumentos de políticas públicas em gestão de RSU que podem influenciar na redução de geração per capita e no desvio de resíduos secos e úmidos no aterro sanitário.

Fase 2: pesquisa exploratória e preliminar dos termos de busca. Nesta etapa pesquisou-se termos de busca em artigos, livros e documentos relacionados a temática. Os termos encontrados foram inseridos nas bases de dados Scopus e Web of Science para mensurar o número de artigos encontrados e assim avaliar a importância do termo escolhido.

Fase 3: definição e combinação de termos de busca. Os termos de busca foram definidos em torno de três temas: tipologia de resíduo estudada, instrumentos de políticas públicas aplicados à gestão de RSU e, por fim, termos relacionados a redução da geração e desvios de resíduos secos e úmidos de aterro sanitário. Assim, operadores booleanos foram aplicados no banco de dados Scopus e Web of Science, como segue: [(“municipal solid waste” OR “household* waste” OR “domestic waste” OR “urban solid waste”) AND (“law” OR “directive” OR “recycling strategies” OR “waste plan” OR “operational efficiency” OR “door to door” OR “landfill tax*” OR “economic incentives” OR “government subsid*” OR “Public-private partnerships” OR “public administration” OR “social inclusion” OR “waste pickers” OR “recycling behavior” OR “public acceptance” OR “environmental education” OR “performance indicators” OR “inspection”) AND (“waste reduction” OR “waste prevention” OR “recycling” OR “source separation” OR “selective collect*” OR “landfill diversion”)]. A seleção das bases de dados Scopus e Web of Science deveu-se à sua maior relevância para a busca na literatura (KHUDZARI *et al.*, 2018; SOLIS *et al.*, 2019), assim como sua ampla cobertura que possibilitou alcançar maior número de artigos (SALVADOR *et al.*, 2019). A pesquisa foi delimitada no período de 01 de janeiro de 2010 a 03 de dezembro de 2020.

Fase 4: pesquisa final nas bases de dados. No momento da busca nas bases Scopus e Web of Science foi inserido a filtragem somente para artigos, além disso os termos de busca foram delimitados a títulos, palavras-chave e resumo, resultando em um total bruto de 708 artigos.

Fase 5: procedimentos de filtragem. Nesta etapa todos os trabalhos foram reunidos e inseridos em uma planilha no software Excel contendo informações relevantes como ano, título, autores, fator de impacto e número de citações entre outras. Posteriormente foram aplicados os seguintes procedimentos de filtragem: eliminação de duplicidade, eliminação dos artigos cujo título, resumo, palavras-chave não condiziam com o tema pesquisado. Além disso, foram desconsiderados os artigos de revistas que não possuíam fator de impacto (FI), resultando ao final em 117 artigos.

Fase 6: identificação do fator de impacto, ano e número de citações. Os dados referentes ao fator de impacto foram fornecidos pelo Journal Citation Reports (JCR), o número de citações e ano foi extraído das respectivas bases pesquisadas.

Fase 7: classificação dos trabalhos usando o índice Ordinatio (InOrdinatio). O InOrdinatio classifica os artigos de acordo com sua relevância científica, assim ele considera os elementos mais importantes em um artigo científico: fator de impacto da revista que o artigo foi publicado, número de citações e ano de publicação (PAGANI; KOVALESKI; RESENDE, 2015). Realizou-se o cálculo do InOrdinatio de acordo com o indicado por Pagani et al. (2015) e apresentado na Equação 1. Assim, considerou-se apenas artigos que possuíam InOrdinatio superior a 30, resultando em 105 artigos.

$$InOrdinatio = \frac{IF}{1000} + \alpha [10 - (Ano da Pesquisa - Ano da Publicação)] + (\sum Ci) \quad (1)$$

Onde:

FI: fator de impacto;

α : fator de ponderação de 1 a 10, a ser atribuído pelo pesquisador;

Ano da Pesquisa: ano em que a pesquisa foi desenvolvida;

Ano de Publicação: ano em que o artigo foi publicado;

$\sum Ci$: número de vezes que o artigo foi citado.

O fator α atribui significância ao ano de publicação, dessa forma determinou-se a utilização de α como 10, visto que estudos mais recentes contêm estratégias e recursos mais atuais, sendo de maior interesse para este estudo (CORSI *et al.*, 2020).

Fase 8: localização dos trabalhos completos. Realizou-se esta fase simultaneamente a Fase 6, ou seja, foram localizados os trabalhos completos ainda não localizados na Fase 6 e desses arquivos, apenas 04 trabalhos não foram localizados.

Fase 9: leitura e análise sistemática dos trabalhos. Nesta fase, foi efetuada a leitura completa dos 105 artigos e, de acordo com os critérios de seleção dos pesquisadores,

foram considerados 56 artigos. Os critérios de seleção consistiam na identificação de artigos que abordavam a influência de instrumentos de políticas públicas na redução da geração e nos desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário. Ademais, realizou-se a leitura de alguns artigos com InOrdinatio menor que 30 e constatou-se que 7 deles seriam relevantes para o trabalho, dessa forma foram considerados 63 artigos para constituir o portfólio final considerando o nível desejado.

Ademais, salienta-se que os dados brutos foram obtidos em formato BibTeX nas bases Scopus e Web of Science e tratados no software RStudio®. A utilização do RStudio® proporcionou a eliminação de duplicidade e elaboração da planilha do Excel®, além de auxiliar a análise dos dados e a confecção dos gráficos no aplicativo biblioshiny® que fornece uma interface na web para o bibliometrix. O bibliometrix é uma ferramenta desenvolvida na linguagem de computação estatística e gráfica para pesquisa bibliométrica que inclui todos os principais métodos bibliométricos de análise (MASSIMO ARIA, 2016).

Assim, a partir do portfólio final foram identificados os artigos mais relevantes em relação aos elementos de políticas públicas em gestão de RSU que impulsionam a redução da geração e os desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário, além disso foram indicados os periódicos, palavras-chaves e autores pertinentes ao tema.

2.2.2 Etapa II: Identificação de instrumentos de políticas públicas que influenciam na redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos

Os instrumentos de políticas públicas que incentivam a redução da geração e os desvios de resíduos secos e úmidos foram identificados e descritos sobre a ótica da literatura, através da pesquisa sistemática ao portfólio final, composto por 63 artigos e contendo os trabalhos mais relevantes na área, proporcionado pelo Método Ordinatio. A pesquisa possibilitou a identificação de uma variedade de instrumentos políticos, como: instrumentos de planejamento, regulatórios, administrativos, econômicos e informativos. Posteriormente, avaliou-se o efeito temporal desses instrumentos na redução da geração e nos desvios de resíduos secos e úmidos de aterro sanitário, conforme descrito a seguir.

2.2.3 Etapa III: Avaliação do efeito temporal dos instrumentos de políticas públicas que influenciam na redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos

A avaliação do efeito temporal dos elementos de políticas públicas foi suportada pela estatística descritiva a partir da elaboração de gráficos temporais no software Excel® para os três eixos estudados: redução da geração de RSU, desvio de úmidos e secos do aterro sanitário e sua variação no tempo. Para isso, foram considerados os dados de locais, em países desenvolvidos e no Brasil, que se destacaram na evolução dos eixos devido a implementação de políticas ao longo do tempo.

Para aquisição dos dados de países desenvolvidos realizou-se consulta ao portfólio de artigos e pesquisa documental no banco de dados de instituições públicas. Enquanto dos dados relacionados ao Brasil foram obtidos no banco de dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Assim, nessas fontes obteve-se indicadores de geração per capita, destinação de resíduos secos para recuperação de materiais e de resíduos úmidos para compostagem e digestão anaeróbia para esses locais. Ademais, as políticas públicas aplicadas por municípios brasileiros foram identificadas através de consulta as páginas na web das prefeituras municipais.

O período delimitado para aquisição dos dados ocorreu a partir do ano 2000, quando surgiram os primeiros marcos legais de incentivo aos desvios de aterro sanitário, como a Diretiva da União Europeia 1999/31/CE (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016; WANG *et al.*, 2020) e posteriormente a priorização da redução da geração, como a Diretiva da União Europeia 2008/98/CE (HALKOS; PETROU, 2019; PIRES; MARTINHO, 2019) de incentivo a hierarquização no gerenciamento de resíduos.

2.2.4 Etapa IV: Avaliação do comportamento da implementação de políticas públicas ao longo do tempo para o Brasil

Para a concepção da PNRS (BRASIL, 2010a) promulgada em 2010 nota-se a influência de experimentos europeus bem-sucedidos (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016) principalmente no tópico relacionado a hierarquia do tratamento de resíduos, que visa priorizar seguidamente a não geração, reutilização, reciclagem, tratamento e, por fim, o aterro sanitário (COSTA; DIAS, 2020). Entretanto, diferentemente da política europeia, a política brasileira ainda apresenta muita incerteza com relação ao incentivo aos eixos GPC e desvios de resíduos secos e

úmidos do aterro sanitário para recuperação de materiais, biodigestão anaeróbia e compostagem. Após a promulgação da PNRS esses eixos pouco evoluíram ao longo do tempo, a GPC por exemplo reduziu apenas 3,7% desde 2010 (ABRELPE, 2019, 2011) e os desvios de secos e úmidos apenas 0,7% e 0,3% (SNIS, 2021), respectivamente. Além disso, Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), um importante instrumento da PNRS, ainda não foi validado após 10 anos de aprovação da PNRS (DUTRA; YAMANE; SIMAN, 2018), como agravante observa-se incompatibilidade entre a PNRS e a primeira proposta do Planares, uma vez que a mesma não apresenta metas para a não geração, redução e reciclagem (CETRULO *et al.*, 2018). Ademais, a PNRS previa a elaboração dos Planos Municipais de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) pelos municípios como condição de acesso a recursos federais (BRASIL, 2010a), no entanto, de acordo com o SNIS (2020) em 2018 apenas 48% dos municípios possuíam PMGIRS.

Portanto, diante dessa conjuntura atual são sugeridos 2 cenários de incerteza para os próximos anos no Brasil, denominados Cenário Audacioso e Cenário Baseado no Passado brasileiro. Esses cenários possuem o intuito de avaliar as possibilidades sobre a implementação de políticas que incentivam a evolução dos 3 eixos estudados (redução da geração e desvios de secos e úmidos do aterro sanitário). O Cenário Audacioso, por exemplo, embasa-se no alcançado por países desenvolvidos, ou seja, considera-se que o Brasil adote um padrão internacional para aplicação de políticas públicas. O Cenário Baseado no Passado foi definido através de desempenhos de alguns municípios brasileiros, neste caso considera-se que o Brasil adote o padrão de políticas aplicadas por municípios brasileiros.

Para definição dos cenários foram considerados fatores que poderiam possibilitar a redução da geração e os desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário ao longo do tempo. Cetrulo *et al.* (2018) sugere a criação de mecanismos e metas claras na PNRS para reduzir a geração de resíduos, como taxas de disposição de resíduos e implementação de programas de educação ambiental. O autor também propõe garantir a responsabilidade da indústria pelo ciclo de vida do produto afim de aumentar as taxas de materiais recicláveis recuperados, assim como melhorar a qualidade dos indicadores disponíveis SNIS. Além disso, a implantação de programas de coleta seletiva, assim como o aumento de sua cobertura juntamente com a inclusão social de organizações de catadores de materiais recicláveis (OCMR) são essenciais para alavancar os desvios de aterro sanitário (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2018).

Para a concepção dos cenários de incerteza foram utilizadas curvas logísticas (em forma de S) com o auxílio da ferramenta Excel®, tais curvas podem ser representadas por uma função de tangente hiperbólica como apresentado na Equação 2 e indicado por Georgiadis e Vlachos (2004). Onde a, b, c e d são parâmetros de escala e x representa o grau de implementação de políticas públicas, em que 0% se refere a nenhuma aplicação de política e 100% representam a introdução de políticas rigorosas.

$$f(x) = a \cdot \tanh(b \cdot x + c) + d \quad (2)$$

As curvas em forma de S são consideradas uma propriedade de sistemas complexos de crescimento na presença de autorregulação (FOSTER, 2004), podem ser aplicadas em pesquisas com temática de mudanças e problemas ambientais (KUCHARAVY; GUIO, 2007, 2011) com a finalidade de previsão e planejamento estratégico, auxiliando uma melhor tomada de decisão (KUCHARAVY; GUIO, 2011). Ela representa uma mudança lenta em um período inicial em que mudanças mais significativas são necessárias de serem incorporadas. Após este período inicial, o resultado das mudanças é convertido em resultado de forma mais efetiva, o que é refletido por um crescimento exponencial até o ponto de inversão, em que uma curva logarítmica ameniza este impacto até o atendimento da meta proposta inicialmente (FONTOURA; CHAVES; RIBEIRO, 2019).

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A subseção 2.3.1 fornece uma visão geral do portfólio final dos artigos, apresentando o número total de artigos, InOrdinatio, principais palavras chaves, autores e revistas identificadas. A subseção 2.3.2 apresenta as políticas públicas que influenciam na redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos. A subseção 2.3.3 apresenta a avaliação do efeito temporal dos instrumentos de políticas nos eixos em diversos locais. Por fim, a subseção 2.3.4 sugere e discute, através de cenários, possíveis comportamentos relativos à implementação de políticas públicas ao longo do tempo para o Brasil nos três eixos estudados.

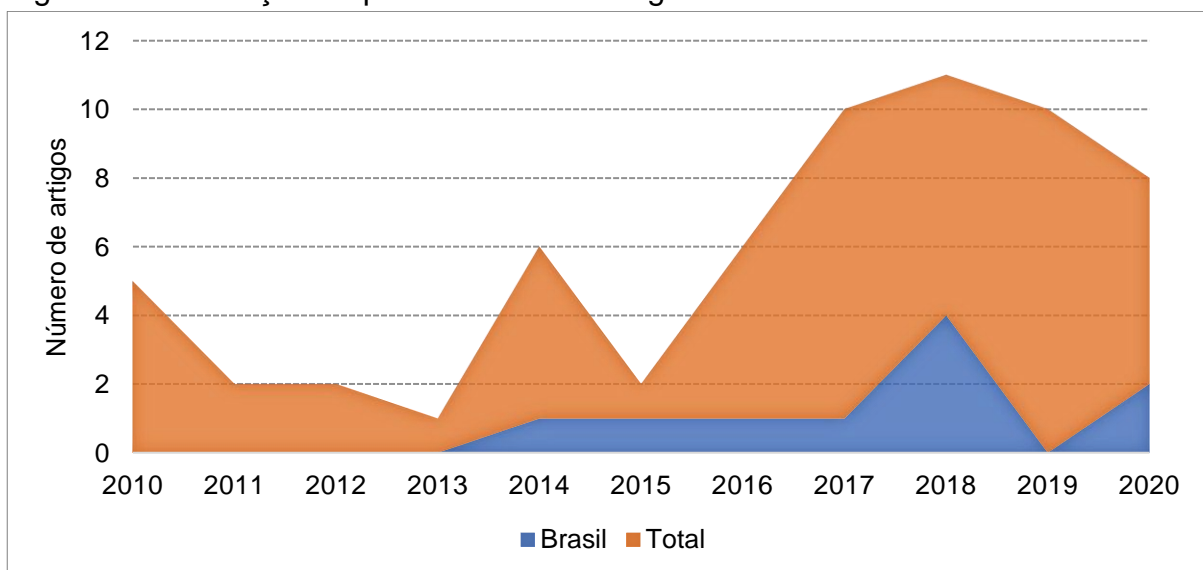
2.3.1 Portfólio final de artigos

O Quadro 7 (Apêndice A) apresenta a relação dos artigos que constituem o portfólio final, além da classificação segundo o InOrdinatio obtido. O dois maiores InOrdinatio

foram alcançados pelos mesmos autores Sidique, Joshi e Lupi (2010) e Sidique, Lupi e Joshi (2010), com InOrdinatio de 201,44 e 265,44 respectivamente. Sidique e Joshi e Lupi (2010) analisaram os efeitos da implementação de instrumentos políticos na taxa de reciclagem. Segundo os autores, a precificação variável do descarte de resíduos aumenta a taxa de reciclagem, assim como a promulgação de instrumentos legais e gastos com iniciativas de educação ambiental. Sidique, Lupi e Joshi (2010) estudaram o perfil das pessoas que utilizam locais de entrega voluntária e fatores que influenciaram o uso do local. Segundo os autores, o uso desses locais é influenciado por fatores como idade, escolaridade, renda, tamanho da família, além de fatores atitudinais. Tais artigos foram favorecidos pelo alto fator de impacto do periódico publicado e principalmente devido ao considerável número de citações que eles possuem.

A Figura 2 apresenta a distribuição ao longo dos anos portfólio final de artigos (vermelho) e dos artigos de autores brasileiros (azul) contidos no portfólio final. Percebe-se considerável aumento no número de artigos publicados nos últimos anos, destacando-se o ano de 2018 com 11 artigos publicados o que demonstra considerável aumento do interesse dos pesquisadores sobre a influência das políticas públicas nos eixos estudados. Tendência essa também observada no Brasil a partir de 2013 e embora não haja publicações em 2019, antes mesmo do término de 2020 já havia duas publicações relevantes.

Figura 2: Distribuição do portfólio final ao longo dos anos no Brasil e no Mundo



Fonte: Autoria própria

Cabe ainda salientar, que o artigo de Campos (2014) possui a maior relevância dentre os artigos de autores brasileiros e ocupa a 4^o posição na classificação geral, com InOrdinatio de 121,44. Campos (2014) descreve os desafios relacionados à gestão de resíduos sólidos após a promulgação da PNRS. Segundo a autora existe uma omissão dos municípios em relação ao cumprimento de seus deveres sobre a recuperação do RSU. Além disso, observa-se problemas no modelo de recuperação de resíduos que está sendo implementado no Brasil, que se baseia na alocação de instalações precárias de recuperação de resíduos.

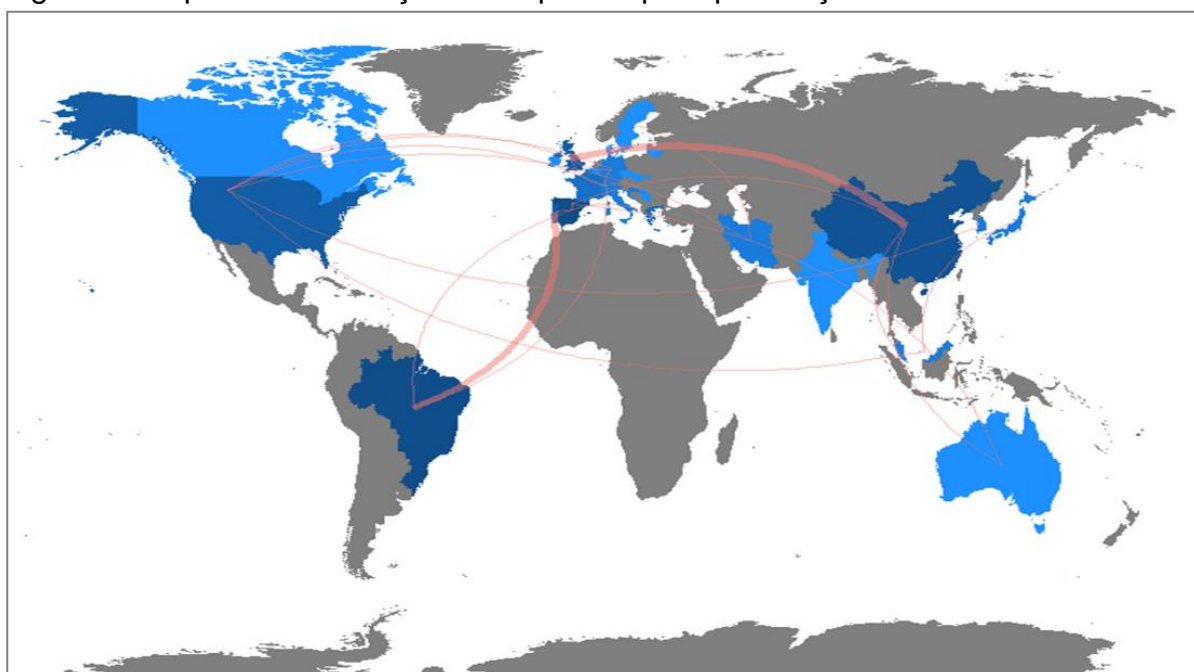
As palavras-chaves com maior incidência (Figura 3) foram “recycling” com 15 aparições, “waste management” com 12, vinculada a outras palavras-chave (municipal waste management e solid waste management) e “municipal solid waste” com 11, também vinculada também a outras palavras. Destacam-se também, “economy” e “biowaste” com crescimento na ocorrência nos últimos anos, como apresentado na Figura 32 (Apêndice A). Entretanto, percebe-se que grande parte das palavras-chaves estão relacionadas as etapas de pós geração dos resíduos. Termos como “waste prevention” e “waste minimization” ainda são pouco mencionados, o que indica a deficiência de publicações relacionadas a prevenção de resíduos, assunto este discutido mais adiante.

Figura 3: Palavras-chaves mais utilizadas pelos autores no portfólio final



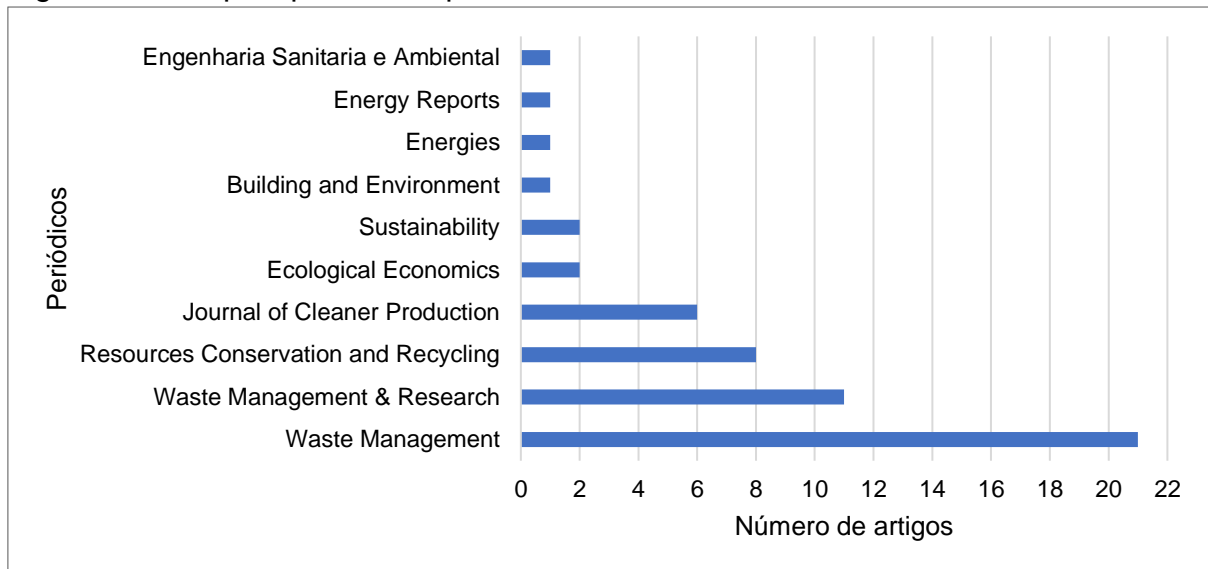
Com relação a distribuição geográfica das publicações, destacam-se USA, China, Brasil, Reino Unido e Espanha com maior número de publicações relacionadas ao tema. Grande parte das colaborações (Figura 4) ocorrem entre esses países, destaca-se China e Reino Unido com 2 colaborações (HUANG *et al.*, 2014; LI; HUANG; HARDER, 2017), Brasil e Portugal com 2 colaborações (CETRULO *et al.*, 2018; COSTA; DIAS, 2020). O Brasil ainda colabora com outros países como Suíça (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016) e Espanha (IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2018).

Figura 4: Mapa de colaboração entre países para publicação



A Figura 5 mostra o número de artigos selecionados por periódico. Os 63 artigos presentes no portfólio final estão distribuídos em 19 periódicos diferentes. A revista “Waste Management” se destaca com 21 artigos, seguido por “Waste Management & Research” com 11 artigos, “Resources Conservation and Recycling” com 8 artigos e “Journal of Cleaner Production” com 6 artigos. Essas revistas também encabeçam os periódicos mais citados nas referências dos artigos presentes no portfólio final, como apresentados na Figura 33 (Apêndice A). Além disso, cabe ressaltar uma tendência de crescimento nos últimos anos de publicações relacionadas a temática estudada nas revistas “Waste Management” e “Sustainability”, apresentada na Figura 34 (Apêndice A).

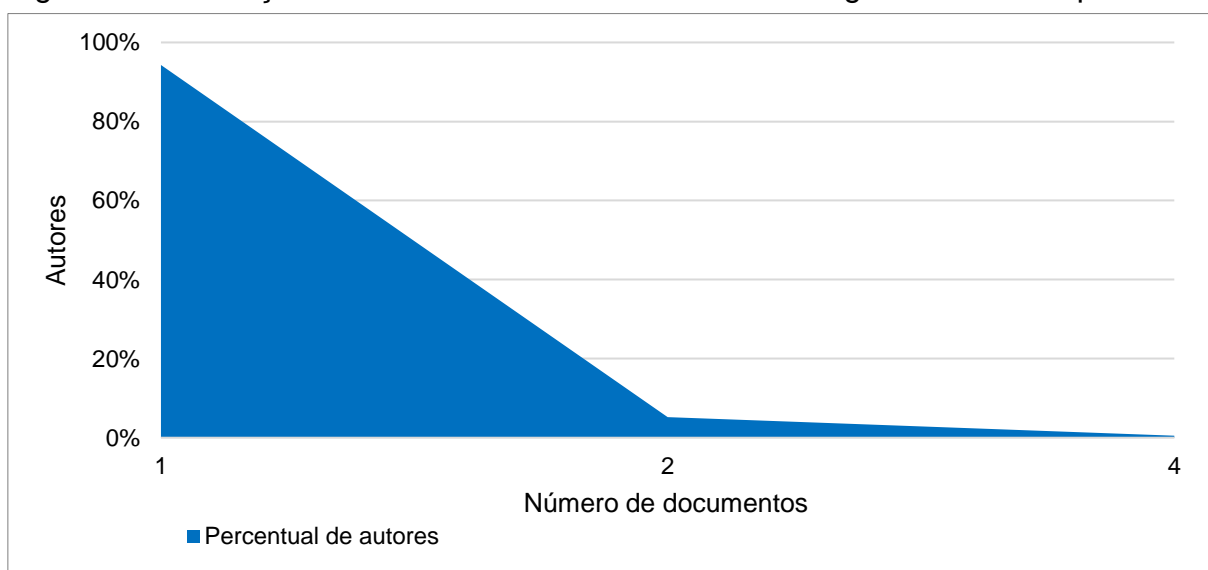
Figura 5: Principais periódicos publicados



Fonte: Autoria própria

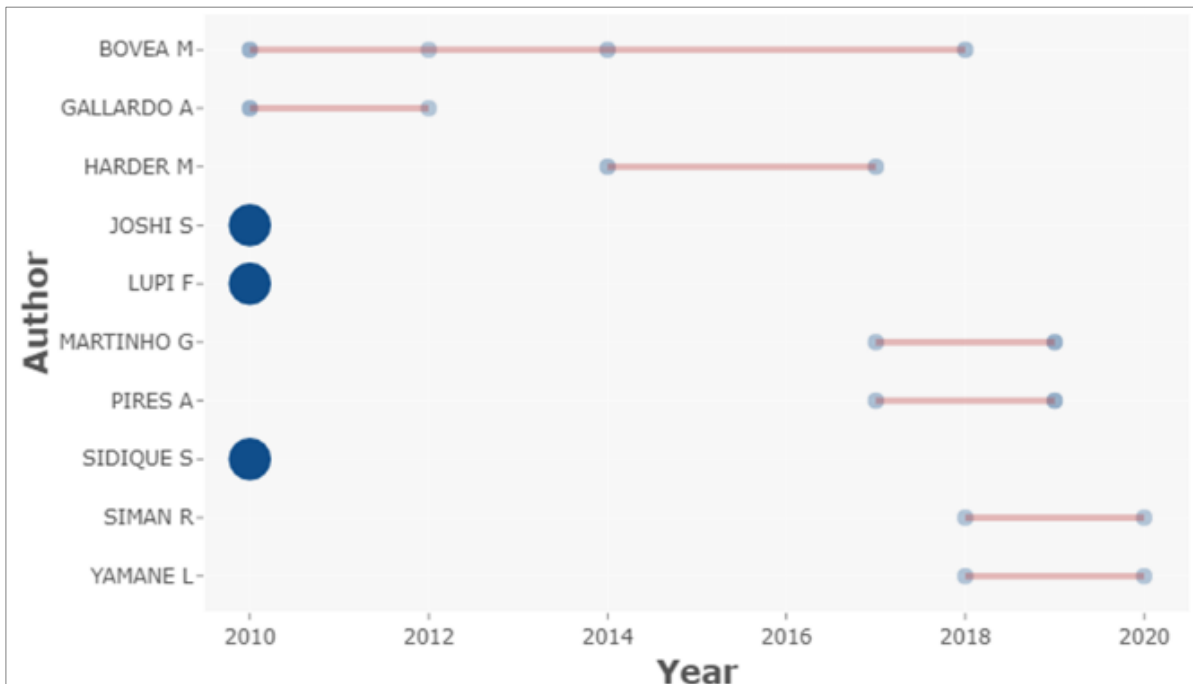
Com relação a identificação da autoria dos artigos, constatou-se que 94,3% dos autores possuem apenas um artigo no portfólio final, 5,2% possuem 2 artigos e apenas um autor/coautor dispõe de 4 artigos (Figura 6). Portanto o autor/coautor mais relevante é Bovea M. (Figura 7) com 4 artigos entre os anos de 2010 e 2018 (BERNAD-BELTRÁN; SIMÓ; BOVEA, 2014; GALLARDO *et al.*, 2010, 2012; IBÁÑEZ-FORÉS *et al.*, 2018). Já autores como Josh S., Lupi F. e Sidique S publicaram dois artigos em 2010. Destacam-se também, com 2 artigos publicados nos últimos anos, Martinho G. e Pires A. (MARTINHO *et al.*, 2017; PIRES; MARTINHO, 2019), Siman R. e Yamane L (DUTRA; YAMANE; SIMAN, 2018; SIMAN *et al.*, 2020).

Figura 6: Distribuição dos autores conforme número de artigos contidos no portfólio



Fonte: Autoria própria

Figura 7: Relação dos autores mais relevantes com mais publicações ao longo dos anos



2.3.2 Políticas públicas que influenciam na redução da geração e desvio de resíduos secos e úmidos

Os instrumentos políticos podem ser de planejamento, administrativos, legais, econômicos e fiscais, além de informativos (BIPRO, 2013). Os instrumentos de planejamento como os planos de gestão de resíduos envolvem objetivos e metas a serem alcançadas a longo prazo, enquanto os administrativos abrangem documentos de orientação e melhorias na administração (KLING; SEYRING; TZANOVA, 2016). Os instrumentos legais são os dispositivos legais, como leis, normas regulamentadoras, diretivas, portarias dentre outros, ao passo que as taxas (coleta, aterros, incineração), impostos, proibições, esquemas de responsabilidade do produtor, esquemas de Pay-as-You-Throw (PAYT) e incentivos aos municípios são considerados instrumentos econômicos e fiscais (BIPRO, 2013). Além desses, os instrumentos informativos, como propagandas, campanhas de conscientização, são os responsáveis pela transmissão dos conhecimentos necessários aos indivíduos para adoção de comportamentos desejados (KIRAKOZIAN, 2016).

Muitos desses instrumentos são forças motrizes para incentivar a redução da geração e aumentar os desvios de resíduos do aterro sanitário. As políticas de prevenção de resíduos, por exemplo, geralmente envolvem: estratégias informativas que visam mudar comportamentos e informar decisões; estratégias regulamentativas que

imponham limites à geração e ações econômicas que incentivam a mudança de comportamento e fornecem apoio financeiro para iniciativas benéficas (CASTILLO-GIMÉNEZ; MONTAÑÉS; PICAZO-TADEO, 2019). Tais ações e estratégias podem estar presente em diferentes etapas do ciclo de vida do produto desde da etapa de produção até a etapa de coleta, além disso, podem envolver diferentes atores, como produtores, consumidores e administração pública (BONELLI *et al.*, 2016). Enquanto as políticas de incentivo a desvios do aterro sanitário envolvem estratégias voltadas para favorecer métodos de tratamento como a recuperação de materiais, compostagem, digestão anaeróbia e incineração (CASTILLO-GIMÉNEZ; MONTAÑÉS; PICAZO-TADEO, 2019). Essas estratégias abrangem leis e regulamentos obrigatórios, multas e recompensas para aumentar a reciclagem, fornecimento de infraestrutura de reciclagem (XU *et al.*, 2017), taxas e impostos sobre o aterro (TAUŠOVÁ *et al.*, 2019), campanhas de informação e conscientização para promover a reciclagem (DRIMILI *et al.*, 2020).

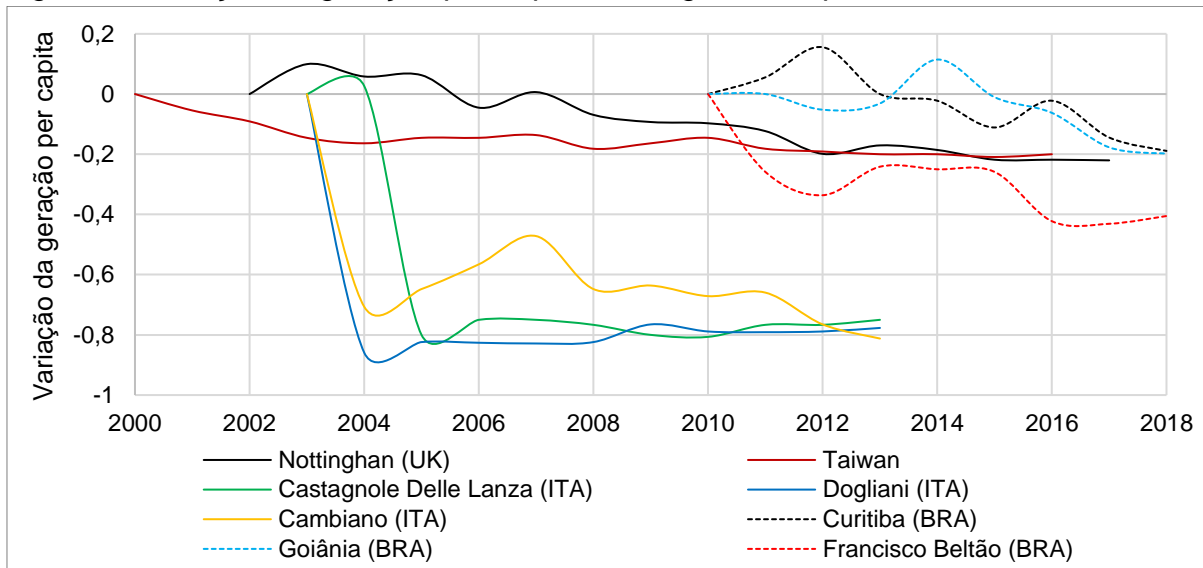
Cabe salientar que o sucesso do instrumento dependerá da sua definição adequada (teoria) e sua implementação na prática, por isso devem ser consideradas características locais, principalmente aspectos socioeconômicos. Para mais, recomenda-se que eles sejam aplicados conjuntamente com outros instrumentos para alcançar bons resultados (BIPRO, 2013), como observado em diversos locais (citados na próxima seção).

2.3.3 Efeito temporal dos instrumentos de políticas

A Figura 8 apresenta os percentuais de variação da geração per capita em locais que aplicaram diversos instrumentos políticos e alcançaram consideráveis reduções ao longo dos anos. Taiwan, por exemplo, utilizou-se de algumas dessas estratégias para reduzir cerca de 20% da geração per capita de RSU em 12 anos. Segundo Chen (2019) o país adotou estratégias que envolveram o estabelecimento de um fundo de reciclagem em 1997 e exigiu através do Waste Disposal Act em 2005, que a população separasse os RSU em três categorias, recicláveis secos, resíduos úmidos e rejeitos. Ainda segundo o autor, posteriormente o país estabeleceu iniciativas de cobrança baseadas na utilização da água na residência e no volume de resíduos gerados, seguindo o princípio do poluidor pagador onde o público é obrigado a descartar os resíduos em sacos pré-pagos, esquema semelhante ao implementado em 1995 na Coreia (LEE; PAIK, 2011). Taiwan e Coreia são considerados uma exceção à regra,

pois atualmente cerca de 80% das cidades dos países em desenvolvimento ainda cobram imposto fixo, onde o custo marginal da geração de resíduos é zero (BANERJEE; SARKHEL, 2020). Apesar do baixo custo administrativo, esse sistema é ineficaz para a redução da geração de resíduos (CHUNG; YEUNG, 2019), uma vez que não incentiva os indivíduos a mudarem seu comportamento como os sistemas de preço unitário (KIRAKOZIAN, 2016).

Figura 8: Variação da geração per capita ao longo do tempo em diversos locais



Fonte: Elaborado pela autora a partir de Bonelli et al. (2016), Chen, Ying-Chu (2019), SNIS (2020) e Wang et al. (2020)

As cidades Italianas de Dogliani e Castagnole Delle Lanze, por exemplo aplicaram respectivamente em 2004 e 2005, esquema PAYT juntamente com sistemas de coleta porta a porta e redução de impostos por meio da adesão das famílias ao cadastro de compostagem domiciliar. Para maior inserção do público antes do estabelecimento dos sistemas, foram realizadas campanhas de conscientização, isso possibilitou a redução de cerca de 80% na GPC no primeiro ano e sua estabilização nos anos posteriores (BONELLI *et al.*, 2016). Em contra partida, o município de Cambiano implementou os sistemas de forma gradual, introduziu o sistema de coleta porta a porta em 2003, reduzindo a geração em cerca de 70%, nos anos posteriores após aumento da GPC implementou esquema PAYT em 2008 e realizou campanhas de sensibilização sobre a prática da compostagem doméstica em 2011 (BONELLI *et al.*, 2016).

A implementação de um programa PAYT eficaz requer políticas proativas, planejamento de fiscalização, educação e consequentemente forte apoio da

comunidade (SEACAT; BOILEAU, 2018). Aspectos operacionais também devem ser considerados, como fornecer instalações de reciclagem suficientes, além de orientações ao público sobre como separar materiais recicláveis (CHUNG; YEUNG, 2019). Essas orientações podem ocorrer em forma de seminários educacionais e devem ser oferecidos frequentemente, uma alternativa de baixo custo e acessível seria gravar seminários e demonstrações pessoais sobre reciclagem (SEACAT; BOILEAU, 2018). Dessa forma, ameniza-se comportamentos desagradáveis como o descarte em locais indevidos, compactação dos resíduos e a conseqüente influência na qualidade da reciclagem, no caso de cobrança por volume (CARATTINI; BARANZINI; LALIVE, 2018), além da migração dos resíduos para cidades vizinhas como constatado por Bonelli et al. (2016).

Diferentemente dos locais anteriormente citados, a cidade de Nottingham na Inglaterra adotou políticas de cobrança apenas em 2015, entretanto em menos de 10 anos alcançou 20% de redução da GPC. Segundo Wang et al. (2020) a melhoria da consciência pública sobre a prevenção de resíduos estimulada por programas nacionais como o Waste and Resource Action Programme (WRAP) criado em 2000, além de programas locais de prevenção e iniciativas de educação pública desempenharam um papel importante nessa redução. Ademais, o autor salienta que as metas de redução estabelecidas nas estratégias locais de educação ambiental, bem como a introdução da coleta kerbside em 2002 e sua expansão nos domicílios atendidos e tipos de materiais coletados ao longo dos anos, também contribuíram com a redução da geração de resíduos ao longo dos anos.

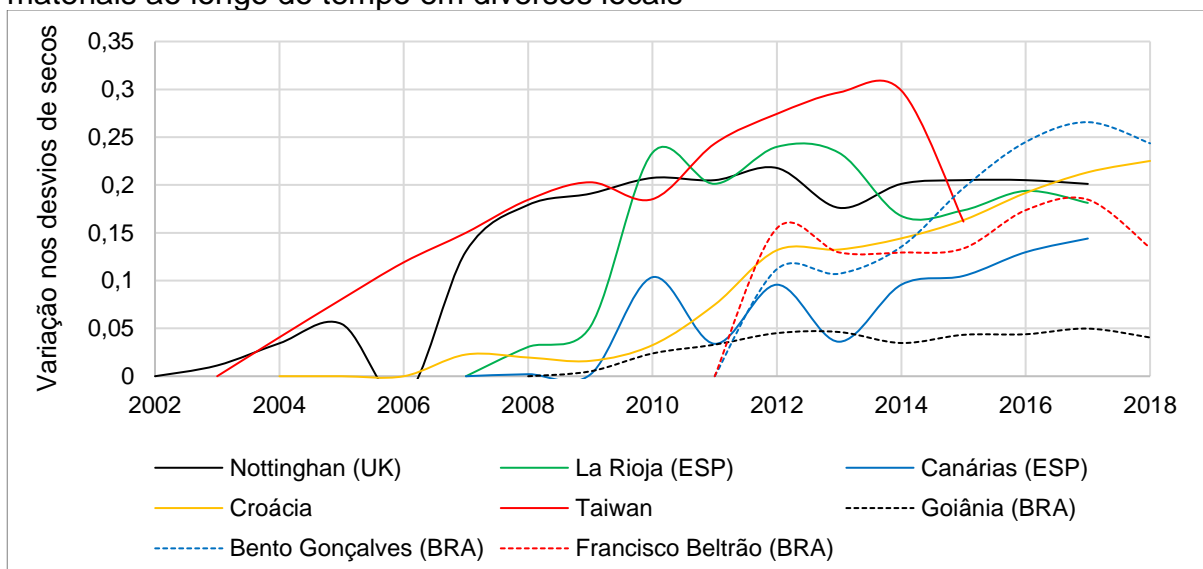
No Brasil, algumas cidades como Goiânia, Curitiba e Francisco Beltrão se destacaram nos últimos anos com uma considerável redução da GPC, possivelmente alavancada por iniciativas relacionadas a coleta seletiva e educação ambiental. Em 2018 Goiânia e Curitiba possuíam o segundo e terceiro melhor desempenho, respectivamente, na recuperação de materiais entre as cidades brasileiras com mais de um milhão de habitantes (SNIS, 2021). Antes mesmo da promulgação da PNRS os dois municípios já dispunham de iniciativas relacionadas a coleta seletiva, inclusão de catadores de materiais recicláveis e educação ambiental, assim como o município de Francisco Beltrão (DA SILVA; FUGII; SANTOYO, 2017; FRANCISCO BELTRÃO, 2020a; GOIÂNIA, 2020). Curitiba, por exemplo implantou o programa de coleta seletiva porta a porta denominado “Lixo que não é Lixo” e em pontos de entrega voluntária (PEV) pelo programa “Câmbio Verde” (DA SILVA; FUGII; SANTOYO, 2017), neste último a

prefeitura promove a troca de material reciclável por frutas e verduras (CURITIBA, 2020). Francisco Beltrão, promove iniciativas de educação ambiental desde 2002, em 2005 reafirmou essas iniciativas com o estabelecimento da Política Municipal de Educação Ambiental pela Lei Municipal nº 3.187/2005 (FRANCISCO BELTRÃO, 2020a). Além disso, posteriormente em 2010 o município instituiu a Lei Municipal nº 3.724/2010 que obriga residências e comércios a separar resíduos secos e úmidos para a coleta no dia correspondente a cada tipologia de resíduo, essa lei ainda prevê penalidade em caso de não cumprimento.

Como observado, nos locais citados as políticas procuram em sua maior parte favorecer a reciclagem, embora a prevenção da geração de RSU encabece a hierarquia de resíduos (D'AMATO; MANCINELLI; ZOLI, 2016). Entretanto, as políticas também devem estar voltadas para as etapas anteriores a coleta, visando promover comportamentos de prevenção ou reutilização. Esses comportamentos podem ser incentivados, por exemplo: através da melhoria da qualidade dos produtos; comunicação sobre como minimizar resíduos (MINELGAITÉ; LIOBIKIENÉ, 2019); informar especificações sobre o produto como rotulagem ecológica e incentivar os cidadãos a reutilizar, doar, consertar e comprar produtos com a menor quantidade de embalagem (ZORPAS; LASARIDI, 2013).

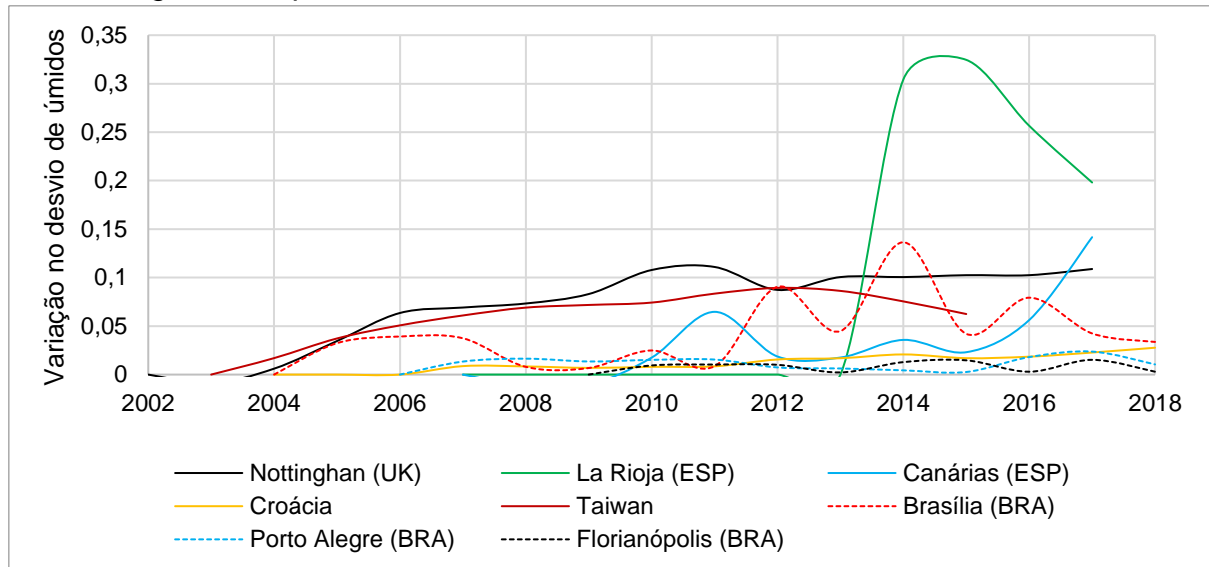
Com relação a reciclagem, as Figura 9 e Figura 10 apresentam os percentuais de desvios de secos e úmidos respectivamente em diversos locais que se destacaram ao longo do tempo.

Figura 9: Variação no percentual de resíduos encaminhados para recuperação de materiais ao longo do tempo em diversos locais



Fonte: Elaborado pela autora a partir de Wang et al. (2020), Sastre et al. (2018), Eurostat (2020), Epa Taiwan (2020) e Snis (2020)

Figura 10: Variação no percentual de resíduos encaminhados para compostagem e DA ao longo do tempo em diversos locais



Fonte: Elaborado pela autora a partir de Wang et al. (2020), Sastre et al. (2018), Eurostat (2020), Epa Taiwan (2020) e SNIS (2020)

Nottingham por exemplo aumentou a recuperação de materiais em 20% e a compostagem e digestão anaeróbia em 10% em 8 anos. Segundo Wang et al. (2020) a melhoria da consciência pública sobre a reciclagem e o aprimoramento de técnicas de coleta, triagem e tratamento de resíduos impulsionadas por regulamentações foram fatores essenciais para o aumento da reciclagem que atingiu 36% do RSU em 2016. Nottingham introduziu a coleta kerbside em 2002 para separar papel, progressivamente incluiu outras categorias de recicláveis e aumentou a cobertura de coleta seletiva de resíduos secos e de jardins dos domicílios para 100% e 74%, respectivamente até 2016 (WANG *et al.*, 2020). Com relação aos resíduos alimentares as políticas inglesas não mencionam a obrigatoriedade de sua coleta, assim como não encorajam a utilização como matéria prima na compostagem e produção de biogás através da DA, diferentemente da política adotada no País de Gales, onde as taxas de reciclagem, reutilização e compostagem ultrapassam as Inglesas há alguns anos (BEES; WILLIAMS, 2017).

O desvio de resíduos biodegradáveis do aterro sanitário foi impulsionado em toda União Europeia pela Diretiva 1999/31/EC (Diretiva de Aterros) que estabeleceu metas de redução, as principais políticas adotadas na Inglaterra para cumprir essas metas são as Landfill Taxes e os Landfill Allowances Trading Scheme (LATS), os LATS foram lançados em 2005 e são restrições de quantidade de resíduos biodegradáveis que podem ser depositados no aterro local (CALAF-FORN; ROCA; PUIG-VENTOSA,

2014). Além desses instrumentos econômicos o aumento da reciclagem, a recuperação dos resíduos, a incineração, assim como a prevenção levaram a uma notável redução de cerca de 47% dos resíduos encaminhados para aterro sanitário em Nottingham entre os anos de 2001 e 2017 (WANG *et al.*, 2020). Entretanto, apesar do sucesso atingido pelo esquema de LATS nos primeiros anos, sua finalização ocorreu em 2013 devido ao aumento das Landfill Taxes e redução de sua relevância (CALAF-FORN; ROCA; PUIG-VENTOSA, 2014).

A Dinamarca também estabeleceu imposto sobre aterro para garantir que esta opção se tornasse mais onerosa em comparação a incineração, além de aplicar isenção de impostos sobre a reciclagem a tornando a opção mais viável economicamente (KØRNØV *et al.*, 2016). Dessa forma, o país reduziu o percentual de resíduos encaminhados para aterro em apenas 1% em 2018, destinou 50% para reciclagem e 49% para incineração (EUROSTAT, 2020). A incineração tem sido incentivada desde 1993 através do “biomass agreement”, este acordo político foi estabelecido visando a contribuição para o setor de energia e a desde 2005 o país aplicou estratégias para garantir que haja capacidade de incineração suficiente para lidar com todos os resíduos produzidos no município, além da proibir o envio de resíduos biodegradáveis para aterro (KØRNØV *et al.*, 2016).

Na Espanha a reciclagem e o desvio de aterros foram impulsionados pela Diretiva 2008/98/EC (Diretiva Quadro de Resíduos) posteriormente alterada pela Diretiva 2018/851, através do Spanish National Waste Management Plan o país exigiu que as Comunidades Autônomas (ACs) atingissem, individualmente, a meta de 50% de reciclagem até 2020 (SASTRE; LLOPART; PUIG VENTOSA, 2018). Entretanto, em 2018 o percentual de reciclagem nacional (resíduos secos e úmidos) ainda era de 36% (EUROSTAT, 2020). Quanto aos percentuais locais, encontra-se níveis diferentes entre as cidades espanholas como observado entre Canarias e La Rioja que implantaram coleta seletiva, inclusive de resíduos alimentares e de jardins (SASTRE; LLOPART; PUIG VENTOSA, 2018) e alcançaram percentuais de reciclagem diferentes em 2017, 30% nas Canárias e 44% em La Rioja (ESPANHA, 2020). Sastre *et al.* (2018) menciona que existe uma lacuna política relacionada a falta de fiscalização e coordenação, além da falta de um quadro harmonizado nacional de impostos sobre aterros. Ainda segundo a autor isso ocorre devido a diversidade das estratégias de gestão de RSU e os diferentes níveis de conformidade entre as regiões.

Do mesmo modo os países membros da União Europeia possuem sistemas de gestão significativamente diferentes a nível nacional (TAUŠOVÁ *et al.*, 2019). Na Grécia por exemplo, grande parte do capital é alocado na coleta e transporte de RSU e pouco recurso é destinado para tratamento e descarte adequado, o aterro sanitário ainda é o principal método de manejo e a reciclagem têm registrado tendência de declínio nos últimos anos (DRIMILI *et al.*, 2020). Diferentemente da Croácia que tem alcançado significativo aumento de 25% nos últimos anos, grande maioria proveniente da reciclagem de secos, enquanto o percentual de úmidos ainda é baixo, apenas 3% (EUROSTAT, 2020). O país fez adesão à União Europeia em 2013, em função disso assumiu os compromissos ambientais consideráveis, entre eles os descritos nas Diretivas Europeias sobre resíduos urbanos (LUTTENBERGER, 2020), assim através do novo plano de gerenciamento de resíduos o país almeja atender as metas das Diretivas Europeias (TRAVEN; KEGALJ; ŠEBELJA, 2018).

Na Ásia, Taiwan tem se destacado com aumento de 22% na reciclagem nos últimos 10 anos, alcançando 29% de reciclagem de resíduos secos e 8% de úmidos (EUROSTAT, 2020). Segundo Chen (2019) esse aumento ocorreu devido a uma serie de estratégias adotadas pelo governo como o estabelecimento de um fundo de reciclagem, sistemas de cobrança em volume e exigência de coleta seletiva por parte da população. Ainda segundo o autor, além da reciclagem o incentivo a construção de usinas de incineração foram aspectos importantes para a redução do volume de resíduos encaminhados para aterros. Além de Taiwan, a Korea reduziu cerca de 60% dos resíduos destinados para aterro entre os anos de 1994 e 2008 e a aumentou sua reciclagem de 15,4% para 59,8%, o governo implantou esquemas de preços unitários e unidades de tratamento de resíduos entre outras estratégias (LEE; PAIK, 2011).

No Brasil, a Região Sul destaca-se no desvio de resíduos secos recicláveis, mais de 60% dos municípios que recuperaram um percentual maior que 10% do RSU em 2018 são pertencentes a região, como os municípios de Bento Gonçalves e Francisco Beltrão (SNIS, 2021). Possivelmente, os fatores que favorecem a reciclagem na região estão relacionados: a adesão da população à coleta seletiva, incentivada principalmente por aspectos culturais; a existência de locais adequados para a separação de material e curtas distância entre os centros geradores e indústrias de reciclagem que estão concentradas em grande parte nas Regiões Sul e Sudeste (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016). Ademais, Goiânia também se destaca no desvio de secos entre as cidades com mais de 1 milhão de habitantes,

quanto ao desvio de resíduos úmidos, ainda que os percentuais sejam muito baixos, sobressaem-se os municípios de Porto Alegre e Florianópolis, além de Brasília (SNIS, 2021).

Goiânia iniciou o primeiro projeto de coleta seletiva em 1998 com inclusão de cooperativas de catadores, anos mais tarde em 2008 lança o “Programa Goiânia Coleta Seletiva” em duas modalidades, a porta a porta, que atualmente atende 100% dos bairros e a modalidade por PEV com 228 pontos distribuídos no município. Além disso, o município realiza projetos de educação ambiental em escolas da rede pública e privada através do projeto “Educação Ambiental para a Coleta Seletiva” (GOIÂNIA, 2020). Outro município, Bento Gonçalves, em 2002 através da Lei Complementar nº 56/2002 exigiu que os habitantes separem os resíduos visando a coleta seletiva, posteriormente em 2006 estabeleceu a “Taxa de Coleta do Lixo”, calculada com base na Unidade de Referência Municipal (URM), de acordo com o uso, localização e área do imóvel (BENTO GONÇALVES, 2020a). Além disso em 2010 o município iniciou convênios com associações de recicladores locais (BENTO GONÇALVES, 2020a) e atualmente conta com 8 associações (BENTO GONÇALVES, 2020b). O município ainda possui programa específico para coleta seletiva de vidro (BENTO GONÇALVES, 2020b) e sua taxa de cobertura de coleta seletiva porta a porta abrange 100% da população urbana do município desde 2012 (SNIS, 2021). Francisco Beltrão, como mencionado anteriormente, aplica políticas de incentivo a coleta seletiva desde 2002. Atualmente, a coleta seletiva é realizada por uma cooperativa de recicladores e atinge 100% da população urbana do município e parte do perímetro rural através de PEVs (FRANCISCO BELTRÃO, 2020b).

Brasília se destaca no desvio de resíduos úmidos, o Distrito Federal através da Lei nº 3.890/2006 deu início a implantação da coleta seletiva no município e em 2014 promulgou a Política Distrital de Resíduos Sólidos que possui como um dos objetivos, a implantação de coleta seletiva de resíduos orgânicos e sua transformação em composto (BRASÍLIA, 2020a). O composto é produzido nas Usinas de Tratamento Mecânico Biológico em Ceilândia e posteriormente doado a pequenos agricultores familiares, empresas públicas da União e Distrito Federal, associações de cunho filantrópico, entidades cadastradas na Secretaria de Estado de Agricultura e Desenvolvimento Rural e o excedente é vendido a produtores rurais do município (BRASÍLIA, 2020b). Outro município, Porto Alegre, criou em 2009 o “Programa de Gestão de Resíduos Orgânicos” através da Lei nº 10.629/2009 e posteriormente em

2017, instituiu o Programa de Incentivo à Implantação de Hortas Comunitárias e Familiares no Município (PORTO ALEGRE, 2020). Florianópolis criou em 1966 a taxa de coleta de lixo, cobrada de acordo com a tipologia de empreendimento e sua área, mais tarde em 1992 criou o “Programa Permanente de Educação e Orientação”, neste programa o município concedia desconto de até 20% na taxa de coleta para os imóveis que aderissem ao mesmo, a fim de incentivar a separação de resíduos na fonte em secos e úmidos (FLORIANÓPOLIS, 2020a). Em 2017, o município criou o “Programa Municipal de Agricultura Urbana” que contempla a gestão de resíduos orgânicos por meio de compostagem e vermicompostagem e em 2019, através da Lei nº 10.501/2019 instituiu a obrigatoriedade da reciclagem de resíduos orgânicos (FLORIANÓPOLIS, 2020a). O município ainda prevê metas de redução de 90% dos resíduos orgânicos enviados para aterro sanitário até 2030, para alcançar essa meta a prefeitura passou a oferecer coleta seletiva de resíduos verdes de porta a porta, tais resíduos sofrem tratamento mecânico biológico e o composto resultante é utilizado no ajardinamento e paisagismo de ruas, parques e praças, em hortas urbanas comunitárias e institucionais (FLORIANÓPOLIS, 2020b).

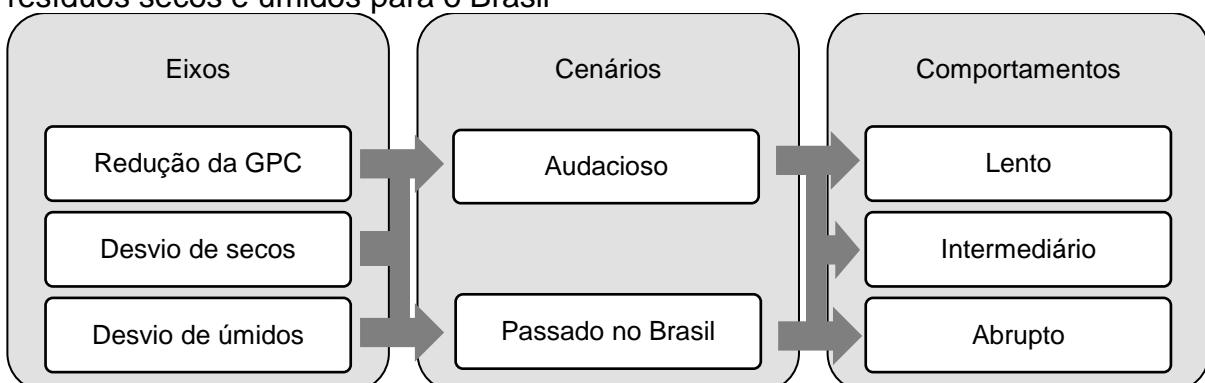
Apesar do aumento da reciclagem nos locais citados grande parte deste é proveniente de resíduos secos, enquanto a percentual de reciclagem de biowaste ainda é baixo e cresce lentamente. Geralmente o biowaste reciclado é proveniente de resíduo alimentar comercial e resíduos verdes (jardins, hortas) pois são fáceis de gerenciar nas etapas de coleta e tratamento diferentemente de resíduos orgânicos domiciliares (LI; HUANG; HARDER, 2017). Na etapa de coleta, por exemplo, os resíduos orgânicos domiciliares causam incômodos aos usuários como odores devido ao armazenamento no domicílio, necessidade de utilizar recipiente adicional além dos sacos, pode desencadear o interesse dos usuários em realizar a separação dos resíduos orgânicos (BERNAD-BELTRÁN; SIMÓ; BOVEA, 2014). Além disso, os usuários podem realizar o descarte desses resíduos em lixeiras comuns em vez de lixeira marrom (PURCELL; MAGETTE, 2011) e até mesmo descartar juntamente com os resíduos orgânicos materiais que podem interferir na agitação da poupa em reatores anaeróbios, como meias de náilon, plásticos entre outros (GALLARDO *et al.*, 2010; KØRNØV *et al.*, 2016). Por outro lado, algumas estratégias como: oferecer informações e comunicação em Workshops comunitários ou escolas (CIFRIAN *et al.*, 2012); aplicar metas mais rigorosas acompanhada da obrigatoriedade de uma coleta separada de resíduos biológicos (LAVIGNE; DE JAEGER; ROGGE, 2019); realizar coleta

pneumática com o intuito de reduzir odores, economizar espaço e aumentando a área dos pedestres (LASO *et al.*, 2019); assegurar que a reciclagem seja menos onerosa que a destinação para aterro sanitário e incineração (CALAF-FORN; ROCA; PUIG-VENTOSA, 2014); sinalizar corretamente as lixeiras e aplicar preços razoáveis em esquemas de cobrança (BERNAD-BELTRÁN; SIMÓ; BOVEA, 2014); incentivar a compostagem comunitária (PURCELL; MAGETTE, 2011) e a compostagem domiciliar (PREMAKUMARA *et al.*, 2014) podem amenizar algumas dessas adversidades e incentivar a aumento da reciclagem de resíduos orgânicos domiciliares.

2.3.4 Avaliação do comportamento da implementação de políticas públicas ao longo do tempo para o Brasil

Para a avaliação do comportamento da implementação de políticas públicas no Brasil foram definidos dois cenários para cada um dos eixos estudados (redução da geração per capita, desvio de secos e úmidos do aterro sanitário), denominados Cenário Audacioso e Cenário Baseado no Passado do Brasil. Além disso, para cada cenário foram estabelecidos três comportamentos, com aprendizado Lento, Intermediário e Abrupto (Figura 11). O Cenário Audacioso considera que o Brasil alcance o desempenho dos países desenvolvidos nos próximos anos enquanto o Cenário Baseado no Passado, supõe que o Brasil assuma a performance alcançada por alguns municípios brasileiros que se destacaram na evolução dos eixos nos últimos anos.

Figura 11: Cenários de evolução nos eixos de geração per capita e desvios de resíduos secos e úmidos para o Brasil



Fonte: Autoria própria

Já os comportamentos sugeridos em cada cenário foram ajustados através do coeficiente b que determina a inclinação da Curva S (KUCHARAVY; GUIO, 2007). Assim, para o Comportamento Lento adotou-se $b=7$, neste os processos não são

muito efetivos na implementação de políticas públicas o que dificulta a resposta na evolução dos eixos, exigindo assim que sejam aplicadas políticas mais rigorosas para que ocorra sua intensificação ao final. Para o Comportamento Intermediário adotou-se $b=12$, neste a implementação e consequente resposta nos eixos é lenta no início e se intensifica gradualmente, ou seja, as políticas implantadas sofrem uma pequena resistência no princípio, entretanto gradualmente se observa intensificação dos eixos. Para o Comportamento Abrupto adotou-se $b=30$, neste a implementação não sofre resistência e observa-se considerável evolução nos eixos.

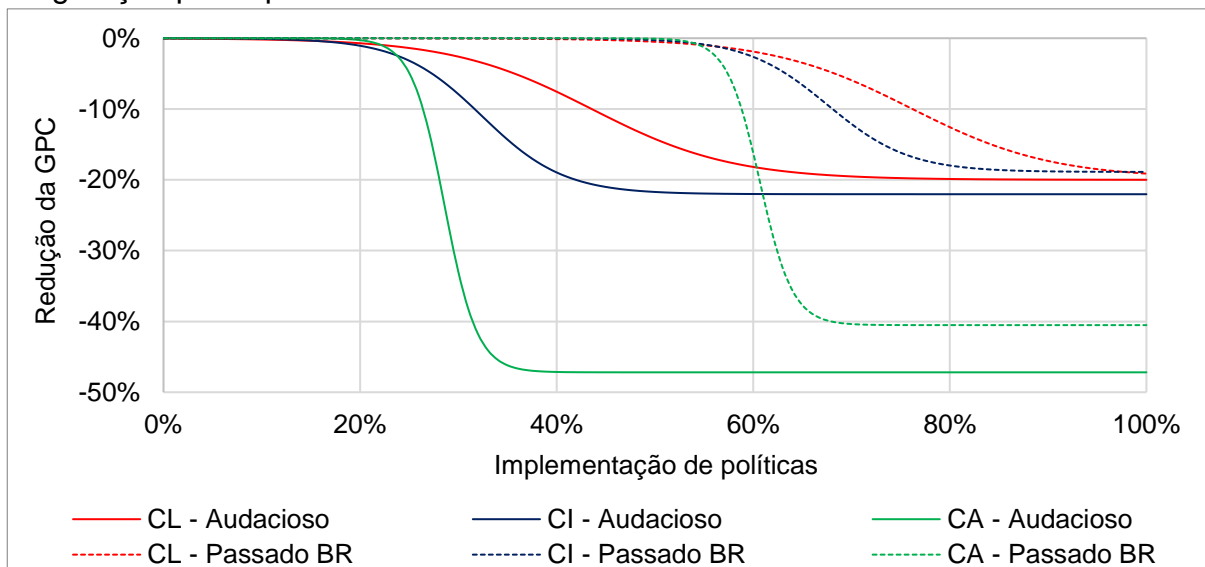
Ademais, determinou-se o ponto de inflexão, indicativo quando há mudança de concavidade de uma curva (KUCHARAVY; GUIO, 2007; STEWART, 2011), através do ajuste das curvas apresentadas na unidade 3.3, para cada eixo. Dessa forma, com o ajuste foi possível obter a função de terceiro grau e consequentemente calcular a sua segunda derivada e raiz, como indicado por (STEWART, 2011). Observou-se que os pontos de inflexão obtidos estão presentes antes do décimo ano de início da aplicação de políticas públicas em países desenvolvidos e após o décimo ano no Brasil. Geralmente os países desenvolvidos enfrentam pouca ou nenhuma resistência à aplicação de políticas públicas, resultando em consideráveis percentuais de redução da GPC e desvios de secos e úmidos consideráveis em menos de 10 (BONELLI *et al.*, 2016; CHEN, 2019; SASTRE; LLOPART; PUIG VENTOSA, 2018) e 15 anos (CHEN, 2019; SASTRE; LLOPART; PUIG VENTOSA, 2018; TRAVEN; KEGALJ; ŠEBELJA, 2018; WANG *et al.*, 2020).

Em contrapartida, os municípios brasileiros alcançaram tardiamente percentuais consideráveis na redução da GPC e desvios de secos e úmidos, usualmente em torno dos 20 anos após o início da aplicação das políticas públicas municipais. Isso se deve a diversos obstáculos enfrentados pelas prefeituras municipais como: capacitação técnica e de gestão deficiente, os municípios enfrentam falta de recursos humanos para planejamento, implementação, gestão e supervisão dos requisitos legais (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018); falta de recursos governamentais, apesar de existir oportunidades de financiamento, a burocracia e a falta de capacitação técnica dos funcionários públicos impedem o acesso a esses recursos (CETRULO *et al.*, 2018); dificuldade de mobilização da população para a segregação e reciclagem (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018; RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2015), muitas vezes devido ao desconhecimento de aspectos operacionais como separação, horários de coleta e localização dos PEVs; falta de retorno comportamental como

recompensa, punições etc (CONKE, 2018); falta de monitoramento eficaz por parte dos órgãos ambientais (COSTA; DIAS, 2020); situação precária das instalações de reciclagem de materiais existentes (CAMPOS, 2014); concentração geográfica das indústrias de reciclagem em poucas regiões, bem com a falta de incentivos fiscais para a indústria e para produtos que utilizam material reciclado (CONKE, 2018).

Diante dessa conjuntura, são apresentados e discutidos possíveis cenários futuros para a implantação de políticas que influenciam a evolução dos eixos de redução da GPC e desvios de secos e úmidos do aterro sanitário no Brasil. A Figura 12, por exemplo, apresenta os Cenários Audacioso e Baseado no Passado (Passado BR) para o efeito das políticas públicas na redução da GPC no Brasil em um horizonte de 20 anos, além de suas respectivas curvas de aprendizado Abrupto, Intermediário e Lento. Onde, a implantação de políticas (eixo x) varia de 0% (quando não há aplicação de políticas) a 100% (quando há aplicação de políticas rigorosas), além disso o percentual de redução da GPC (eixo y) é nulo quando não há aplicação de políticas.

Figura 12: Cenários de implementação de políticas públicas para incentivar a redução da geração per capita



Fonte: Autoria própria. CL: Comportamento Lento; CI: Comportamento Intermediário; CA: Comportamento Abrupto; BR: Brasil

No Cenário Audacioso com curva de aprendizado Abrupto, representado pela Equação 3, a aplicação de políticas não sofreria resistência para sua implantação, além disso considerável percentual de redução seria alcançado em menos de 10 anos, como observado nos municípios Italianos de Dogliani, Castagnole Delle Lanze e Cambiano. Nesses municípios, a aplicação do instrumento econômico PAYT, com cobrança por volume, foi o principal fator impulsionador da redução da GPC, além de

campanhas de conscientização, redução de impostos por meio de adesão a compostagem domiciliar e estabelecimento da coleta seletiva porta a porta e sua gradual expansão (BONELLI *et al.*, 2016).

$$y = -0,2359 * \tanh(30x - 8,5764) - 0,2359 \quad (3)$$

O PAYT é um dos principais instrumentos utilizados por países com baixo desempenho na gestão de RSU (KLING; SEYRING; TZANOVA, 2016), em diversas pesquisas tem sido mencionado como eficaz na redução da geração e aumento da reciclagem (LAKHAN, 2015; LEE; PAIK, 2011; PARK, 2018; SEACAT; BOILEAU, 2018). Embora o seu estabelecimento seja um cenário interessante para o Brasil, considera-se pouco provável a sua adesão, visto que, segundo Alzamora and Barros (2020) atualmente apenas 30% dos municípios brasileiros cobram pelo RSU e geralmente essa cobrança é efetuada por meio de uma taxa fixa relacionada a base de impostos sobre propriedades. Ainda segundo os autores, nenhum esquema PAYT foi aplicado no país até 2019, assim como em toda América Latina (ALZAMORA; BARROS, 2020). Ademais, cabe salientar que sua implantação possui alto custo financeiro, além de acarretar problemas como o despejo ilegal e migração dos resíduos para outros municípios, exigindo que os mesmos direcionem mais recursos para a controle e fiscalização (SEACAT; BOILEAU, 2018).

No Cenário Audacioso com comportamento Intermediário (Equação 4) a aplicação de políticas públicas sofreria certa resistência no momento de sua implantação, entretanto atingiria considerável redução (22%) em torno de 10 anos, como observado em Nottingham, onde o principal impulsionador foram os programas de educação ambiental (WANG *et al.*, 2020).

$$y = -0,1102 * \tanh(12x - 3,8905) - 0,1102 \quad (4)$$

Diferentemente do cenário anterior, este cenário seria possível no Brasil, uma vez que, um estudo realizado em pequenos municípios do Brasil indicou que os municípios com melhores desempenhos na gestão de RSU possuem programas de educação ambiental (Deus *et al.*, 2020). Tais programas são eficazes pois aumentam a consciência do público sobre o meio ambiente e problemas decorrentes do manejo incorreto de resíduos, estimulando a prevenção e proporcionam aos municípios atingir metas de redução a longo prazo (D'AMATO; MANCINELLI; ZOLI, 2016). Os programas de educação devem enfatizar obrigações morais dos indivíduos em

praticar a reciclagem e outros comportamentos de redução (PAKPOUR *et al.*, 2014) e podem ser realizados por meio de workshops, eventos de sensibilização (PANARETOU *et al.*, 2017), televisão, mídia de transmissão, internet entre outros (CHEN *et al.*, 2017). Ademais, Miltojević *et al.* (2017) menciona que os focos das campanhas de conscientização devem estar presentes nas escolas primárias e secundária e nos meios de comunicação locais e regionais, a fim de alcançar os grupos com menor posse de informações.

No Cenário Audacioso com comportamento Lento (Equação 5) o emprego de políticas passaria por resistência no momento de sua implantação, entretanto devido a aplicação de políticas mais rigorosas se desenvolveria, atingindo considerável redução em torno dos 12 anos. Assim como o percebido em Taiwan, que exigiu que a população separasse o RSU (em condição de punição) e aplicou esquemas de cobranças baseadas na utilização da água e no volume de resíduos gerados (CHEN, 2019).

$$y = -0,1000 * \tanh(7x - 3,0497) - 0,1000 \quad (5)$$

Assim como a cenário anterior, este cenário poderia alcançar bons resultados em relação a redução da geração, desde que os municípios aumentassem o monitoramento e a fiscalização do instrumento de comando e controle, além de adotar esquemas de cobrança baseados no consumo de água. No Brasil, o monitoramento é afetado principalmente pela escassez e qualidade dos dados (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018), em vista disso existe a necessidade de melhorar tais dados contidos no SNIS, pois para alguns municípios eles estão disponíveis de forma inconsistente ou estão indisponíveis. Além disso, é necessário a inserção de mais indicadores, para cumprir outros aspectos do gerenciamento (CETRULO *et al.*, 2018), como por exemplo a reciclagem de resíduos úmidos. Quanto a fiscalização, cabe salientar que esta deve ser realizada de forma efetiva para obter bons resultados, a título de exemplo um estudo realizado por Seacat and Boileau (2018) nas cidades de Massachusetts, indicou que as penalidades não tiveram impacto significativo, uma vez que eram demoradas ou não eram aplicadas regularmente, assim os usuários não cumpriam as exigências. Ademais, a cobrança com base no consumo de água é adotada com sucesso por alguns municípios brasileiros como Araraquara e Ibiporã, que atribuíram ao serviço autônomo de água e esgoto, também o manejo de RSU (ARARAQUARA, 2020; IBIPORÃ, 2020).

Os cenários baseados no passado no Brasil foram fundamentados a partir do alcançado por municípios brasileiros que se destacaram na redução da GPC, foram escolhidos municípios com mais de 50.000 habitantes, uma vez que, representam 70% da população brasileira segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021a). Assim, no cenário Passado BR com aprendizado abrupto (Equação 6) a aplicação de políticas sofreria forte resistência na sua implantação, entretanto considerável percentual de redução seria atingido em menos de 15 anos, como observado em Francisco Beltrão.

$$y = -0,2026 * \tanh(30x - 18,2027) - 0,2026 \quad (6)$$

Para alcançar tal êxito o município de Francisco Beltrão promove iniciativas de educação ambiental e assim como Taiwan utilizou-se de uma política mais rígida, exigindo que residências e comércios separassem resíduos secos e úmidos (em condição de punição), para promover a redução da geração e reciclagem (FRANCISCO BELTRÃO, 2020a). Este cenário pode ser uma alternativa interessante para o Brasil, Sidique, Joshi e Lupi (2010) menciona que o gasto com educação sobre reciclagem aumentou a reciclagem em 10%, ainda segundo o autor cada dólar gasto por pessoa em um ano, pode aumentar a reciclagem em aproximadamente 2%. Salienta-se ainda, que para o sucesso desses programas, deve-se considerar variáveis socioeconômicas, um estudo realizado por Ibáñez-Forés et al. (2018) no Brasil, por exemplo, constatou que pessoas com maior escolaridade e orientações contribuem com maiores taxas de coleta seletiva. Ainda segundo a autor, o fator idade é preponderante no programa, uma vez que idosos tendem a participar mais que jovens, o que direciona as campanhas de conscientização para a população mais jovem.

No cenário Passado-BR com curva de aprendizado Intermediário (Equação 7), assim como o cenário anterior sofrerá considerável resistência para a aplicação das políticas públicas e em torno de 16 anos atingirá 19% de redução da GPC, como observado em Curitiba (CURITIBA, 2020). O município implantou programa de coleta seletiva e esquema de recompensas para alcançar significativa redução da GPC.

$$y = -0,0944 * \tanh(12x - 8,1095) - 0,0944 \quad (7)$$

Este cenário seria interessante para o país à curto prazo. Apesar dos esquemas de recompensas geralmente causar aumentos significativos na quantidade de resíduos

separados (STRUK, 2017), suas mudanças são de curta duração no comportamento, que retorna aos níveis anteriores quando a recompensa é encerrada (YAU, 2010). Considerando essa perspectiva é necessário aplicar outros incentivos econômicos e até mesmo programas de educação ambiental à longo prazo para obter o resultado esperado.

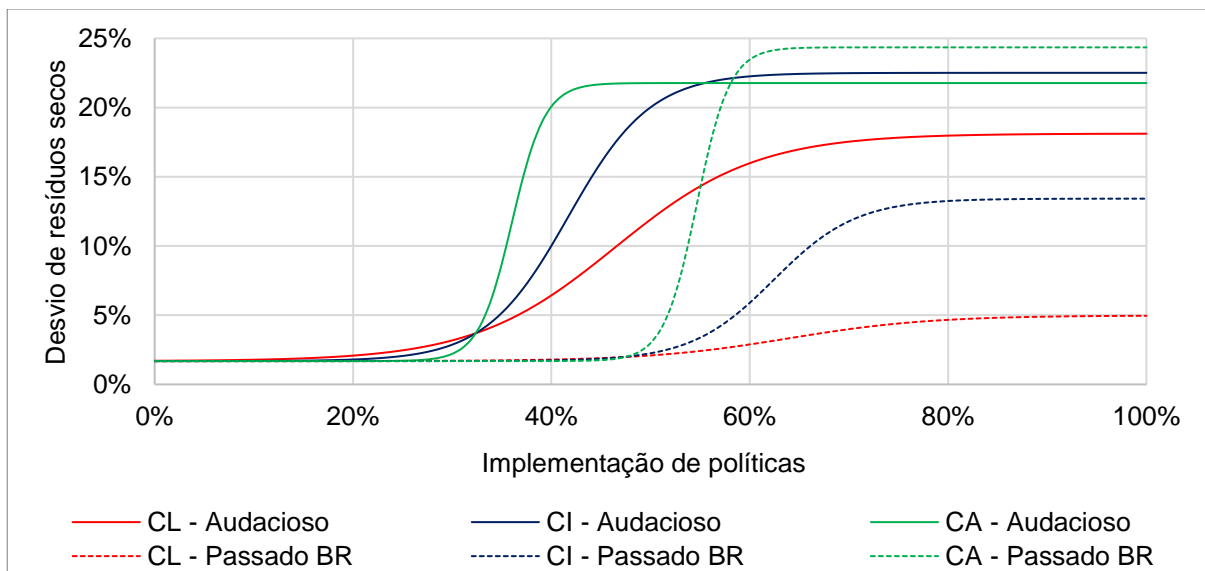
No Cenário Passado-BR com curva de aprendizado Lento (Equação 8) a aplicação de políticas sofrerá muita resistência e somente em torno de 20 anos atingirá considerável redução da GPC, como constatado em Goiânia.

$$y = -0,0990 * \tanh(7x - 5,3036) - 0,0990 \quad (8)$$

Este é um cenário possível para o Brasil, visto que foram estabelecidos programas de educação ambiental e coleta seletiva. Entretanto cabe salientar, que devem ser direcionados esforços para aumentar o número de municípios com coleta seletiva, bem como aumentar sua abrangência, uma vez que cerca de 30% dos municípios brasileiros não possuem nenhum tipo de iniciativa de entrega diferenciada e 70% dos municípios não conseguem atender a área total municipal (COSTA; DIAS, 2020).

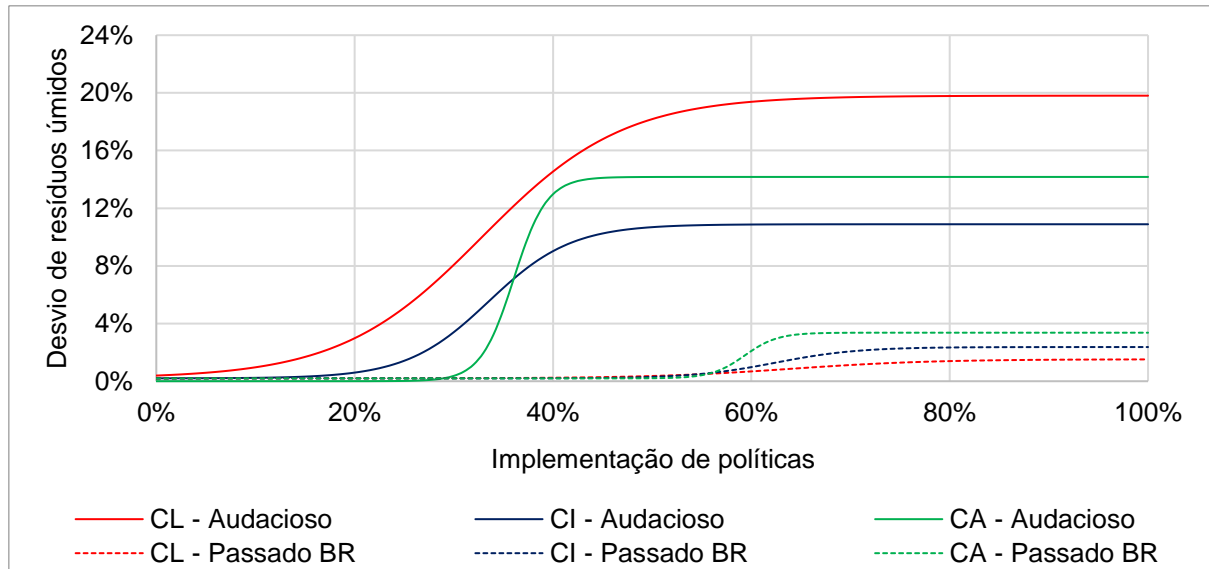
As Figura 13 e Figura 14 apresentam os Cenário Audacioso e Passado BR para o efeito das políticas públicas nos eixos de desvios de secos e úmidos do aterro sanitário no Brasil em um horizonte de 20 anos.

Figura 13: Cenários de implementação de políticas públicas para incentivar os desvios de resíduos secos do aterro sanitário



Fonte: Autoria própria. CL: Comportamento Lento; CI: Comportamento Intermediário; CA: Comportamento Abrupto; BR: Brasil

Figura 14: Cenários de implementação de políticas públicas para incentivar os desvios de resíduos úmidos do aterro sanitário



Fonte: Autoria própria. CL: Comportamento Lento; CI: Comportamento Intermediário; CA: Comportamento Abrupto; BR: Brasil

Ademais, são apresentadas as curvas de aprendizado (Abrupto, Intermediário e Lento) para cada cenário, onde a implantação de políticas (eixo x) varia entre 0% (quando não há aplicação de políticas) a 100% (quando há aplicação de políticas rigorosas), enquanto o percentual de desvios de secos e úmidos (eixo y) é 1,7% e 0,2%, respectivamente, quando não há aplicação de políticas.

Nos Cenários Audaciosos com curva de Aprendizado Abrupto para o desvio de secos (Equação 9) e úmidos (Equação 10) a introdução de políticas não sofreria resistência e considerável percentual de reciclagem seria atingido antes mesmo de 10 anos após a aplicação das políticas, como observado em Nottingham. Para aumentar a reciclagem, Nottingham implantou programas de educação ambiental e aprimorou aspectos operacionais da coleta ao tratamento, implantou coleta Kerbiside de recicláveis secos e resíduos de jardim (WANG *et al.*, 2020).

$$y = 0,1004 * \tanh(30x - 9,4236) + 0,1173 \quad (9)$$

$$y = 0,0539 * \tanh(30x - 8,0493) + 0,0539 \quad (10)$$

Nos cenários Audaciosos com comportamento Intermediário para os desvios de secos (Equação 11) e úmidos (Equação 12) a aplicação de políticas sofreria uma pequena resistência no início, entretanto atingiria considerável aumento dos desvios em torno dos 10 anos, como observado em La Rioja. O principal aspecto que impulsionou os desvios de resíduos secos e úmidos foi a implantação da coleta seletiva de resíduos

recicláveis secos, inclusive resíduos alimentares e de jardins (SASTRE; LLOPART; PUIG VENTOSA, 2018).

$$y = 0,1115 * \tanh(12x - 4,5095) + 0,1284 \quad (11)$$

$$y = 0,0981 * \tanh(12x - 4,5095) + 0,1000 \quad (12)$$

Nos Cenários Audaciosos com comportamento Lento para desvio de secos (Equação 13) e úmidos (Equação 14), o emprego de políticas teria considerável resistência no início, entretanto devido a aplicação de políticas rigorosas, atingiria considerável reciclagem em torno dos 11 anos após o início das políticas, como observado na Croácia (desvio de secos) e nas Canárias (desvio de úmidos). A Croácia com o intuito de atender as metas das Diretivas Europeias (TRAVEN; KEGALJ; ŠEBELJA, 2018) implantou coleta seletiva de resíduos secos e unidades de tratamento (LUTTENBERGER, 2020), enquanto as Canárias implantaram coleta seletiva de resíduos alimentares e de jardins (SASTRE; LLOPART; PUIG VENTOSA, 2018).

$$y = 0,1041 * \tanh(7x - 3,2503) + 0,1210 \quad (13)$$

$$y = 0,0699 * \tanh(7x - 3,0027) + 0,0718 \quad (14)$$

Todos os Cenários Audaciosos (com comportamento Abrupto, Intermediário e Lento) tanto para resíduos recicláveis secos e úmidos seriam possíveis no Brasil, desde que as políticas sejam aplicadas de forma efetiva nas etapas da reciclagem. A separação na fonte, por exemplo, deve envolver ativamente as famílias como o observado em países desenvolvidos (BANERJEE; SARKHEL, 2020). Para isso necessitam de adequada publicidade, geralmente alcançada por meio da televisão e mídia de transmissão (CHEN *et al.*, 2017), design adequado das embalagens para proporcionar uma melhor tomada de decisão dos consumidores ao separar e classificar os resíduos (NEMAT *et al.*, 2020). Na China, por exemplo, um estudo realizado por Chen *et al.* (2017) indicou que cerca de 98% dos entrevistados não identificaram todos os símbolos contidos nas embalagens. Este aspecto ocasiona, separação incorreta e contaminação dos resíduos que por sua vez aumentam os custos de coleta e reduzem o potencial de reciclagem dos materiais (CONKE, 2018).

Aspectos envolvendo as etapas de transporte e coleta também devem ser observados. Por exemplo, a qualidade dos resíduos secos enviados para reciclagem pode sofrer interferência da utilização ou não de caminhões compactadores (CONKE, 2018). A modalidade de coleta seletiva também deve se adequar com a realidade local

(GALLARDO *et al.*, 2010). Em países desenvolvidos cerca de 60% das cidades utilizam a modalidade kerbside (BANERJEE; SARKHEL, 2020), embora seja uma modalidade muito mais cara que os PEVs (STRUK, 2017) pois o tempo necessário e a distância percorrida pelo veículo são maiores, favorece a entrega devido a menor distância de deslocamento dos usuários (MARTINHO *et al.*, 2017). Um estudo realizado por Sidique, Lupi e Joshi (2010) sugeriu que os recicladores tendem a utilizar um local de entrega com mais frequência se a distância de sua casa até o local for menor. A combinação de modalidades também pode ser uma alternativa interessante, na Espanha Gallardo *et al.* (2012) estudou vários sistemas de coleta seletiva e concluiu que o sistema que alcançou melhor eficiência, inclusive com relação a separação de resíduos orgânicos, foi a combinação dos sistemas porta a porta (resíduos misto, orgânicos e multiprodutos) e PEVs (com coleta separada de vidro). Além disso, é importante informar a população sobre dias, horários e frequências da coleta seletiva (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2015) que deve ser adequada de modo que não favoreça transbordamentos e a contaminação dos resíduos recicláveis por rejeitos (GALLARDO *et al.*, 2012; MARTINHO *et al.*, 2017).

Outro fator importante a se considerar é o apoio através de subsídios e redução de impostos às empresas de reciclagem, com o intuito de promover o reaproveitamento de resíduos como recursos (HUANG *et al.*, 2014). Como mencionado anteriormente essas empresas estão concentradas em apenas duas regiões do país, segundo Dutra *et al.* (2018) isso ocasiona baixa demanda do mercado local e leva a desvalorização dos produtos devido ao custo do frete para outras regiões. Ainda segundo o autor é importante o incentivar a criação de empresas locais, uma vez que, proporcionará o desenvolvimento do mercado de reciclagem e a venda de resíduos localmente. Ademais, cabe salientar que é necessário tornar a reciclagem menos onerosa em comparação a outras formas de destinação por meio do estabelecimento de impostos sobre aterros e plantas de incineração (HUANG *et al.*, 2014). Taušová *et al.* (2019) menciona que os impostos sobre aterros são a ferramenta mais eficaz para reduzir o envio de resíduos para o mesmo. Ainda segundo a autor países que possuem impostos rigorosos sobre aterro possuem as maiores taxas de reciclagem (mais de 35%) como França, Bélgica, Áustria, Dinamarca, Suécia, Irlanda, Luxemburgo, Holanda, Itália e Eslovênia.

Como mencionado anteriormente os cenários baseados no passado foram desenvolvidos a partir do desempenho de alguns municípios brasileiros. Assim, para

os Cenários Passado BR com aprendizado Abrupto para os desvios de secos (Equação 15) e úmidos (Equação 16) a aplicação de políticas sofreria forte resistência na sua implantação, atingindo os percentuais antes mesmo dos 15 anos após aplicação das políticas, como observado nos municípios de Bento Gonçalves (resíduos secos) e Brasília (resíduos úmidos). A exigência de separação dos resíduos, cobrança de taxa anual sobre a coleta de resíduos, expansão da coleta seletiva, assim como inclusão de associações de recicladores foram aspectos que incentivaram o aumento de desvios de secos em Bento Gonçalves (BENTO GONÇALVES, 2020a, 2020b). Enquanto Goiânia introduziu a coleta seletiva de resíduos orgânicos e sua transformação e composto (BRASÍLIA, 2020b).

$$y = 0,1133 * \tanh(30x - 16,3997) + 0,1302 \quad (15)$$

$$y = 0,0158 * \tanh(30x - 17,7973) + 0,0178 \quad (16)$$

Nos Cenários Passado BR com aprendizado Intermediário para os desvios de secos (Equação 17) e úmidos (Equação 18), assim como nos cenários anteriores a aplicação de políticas sofrerá considerável resistência e o percentual máximo será alcançado em torno dos 15 anos após a aplicação das políticas, como observado em Francisco Beltrão (secos) e Porto Alegre (úmidos). O município de Francisco Beltrão exigiu que os domicílios separassem os resíduos, implantou coleta seletiva com inclusão de associação de recicladores e implantou iniciativas de educação ambiental (FRANCISCO BELTRÃO, 2020b, 2020a). Porto Alegre implantou programa específico para a gestão de resíduos orgânicos e incentivou a compostagem comunitária (PORTO ALEGRE, 2020).

$$y = 0,0587 * \tanh(12x - 7,4905) + 0,0755 \quad (17)$$

$$y = 0,0109 * \tanh(12x - 7,4905) + 0,0128 \quad (18)$$

Nos Cenários Passado-BR com curva de aprendizado Lento para o eixo de secos (Equação 19) e úmidos (Equação 20) a implantação de políticas sofrerá muita resistência e somente em torno dos 20 anos atingirá o percentual máximo, como observado em Goiânia (secos) e Florianópolis (úmidos). Goiânia implantou coleta seletiva porta a porta e através de PEVs, expandiu sua cobertura em 100% no município e conta com projetos de educação ambiental (GOIÂNIA, 2020). Enquanto Florianópolis aplica taxa específica para coleta de RSU, implementou programas de educação ambiental e compostagem de RSU (FLORIANÓPOLIS, 2020a).

$$y = 0,0165 * \tanh(7x - 4,4764) + 0,0333 \quad (19)$$

$$y = 0,0066 * \tanh(7x - 4,4764) + 0,0086 \quad (20)$$

Todos os cenários baseados no Passado BR são possíveis para o Brasil. Entretanto observa-se maior efetividade das políticas com relação ao desvio de resíduos secos enquanto o desvio de úmidos carece de políticas mais rigorosas. Tais políticas deveriam considerar: metas progressivas para disposição de matéria orgânica biodegradável diretamente no aterro sanitário (CALAF-FORN; ROCA; PUIG-VENTOSA, 2014; MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016); envolver a obrigatoriedade de separação dos resíduos nos domicílios em secos e úmidos; estabelecer taxa de coleta de resíduos com cobrança pelo domicílio ou pelo consumo de água potável (CETRULO *et al.*, 2018) e possível abatimento desta taxa caso o domicílio realize compostagem domiciliar (BONELLI *et al.*, 2016) ou esteja inserido em programas de compostagem comunitária (PURCELL; MAGETTE, 2011); oferecer subsídios e redução de impostos para unidades de tratamento biológicas (CHEN *et al.*, 2018); as campanhas de conscientização devem ter foco na transmissão de benefícios ambientais associada à coleta seletiva de biorresíduos (BERNAD-BELTRÁN; SIMÓ; BOVEA, 2014); para melhor avaliação do desempenho é necessário a inserção no SNIS de indicadores relacionados a resíduos úmidos e aumentar a confiabilidade desses dados, segundo Cetrulo *et al.* (2018) os valores muitas vezes são extremos ou estão ausentes; além de inserir associações de catadores na reciclagem de resíduos úmidos.

A inserção de associações de catadores na coleta seletiva aumenta a eficiência da reciclagem, expande sua área de abrangência em grandes cidades, contribui com a conscientização pública, além disso são fundamentais para comercialização de materiais recicláveis em nível regional e nacional (RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2015). No entanto, muitas dessas organizações enfrentam adversidades que comprometem sua produtividade. Na China, por exemplo, Chen *et al.* (2018) aponta que as políticas preferenciais das indústrias de reciclagem como desoneração tributária e subsídios financeiros estão na ponta da cadeia industrial, que consiste em produtos finais de materiais reciclados e as OCMR, apesar de estarem inseridas nessa cadeia, dificilmente recebem qualquer tratamento preferencial dessas indústrias. No Brasil, Dutra *et al.* (2018) menciona a falta de equipamentos, conhecimento limitado sobre o mercado de reciclagem, necessidade de apoio técnico/financeiro e falta de confiança

das empresas recicladoras nessas associações como fatores determinantes no grau de eficiência dessas organizações. Para mais, Conke (2018) pontua fatores operacionais como problemas para monitorar as operações, controlar o material coletado e vendido, além de organizar a gestão de recursos humanos.

Entretanto diversas iniciativas podem ser aplicadas para favorecer a melhoria do desempenho dessas organizações, Navarrete-Hernandez and Navarrete-Hernandez (2018) indicam que políticas de apoio podem influenciar positivamente na produtividade de cada catador. Por exemplo, fornecimento de ferramentas/maquinários aumenta a taxa de reciclagem em 2,38 kg por hora trabalhada, a concessão de acesso ao crédito aumenta a coleta em 6,48 kg por trabalhador, institucionalização dos catadores em 15,96 kg por hora e acesso as creches em 6,89 kg por hora. Além disso, políticas de subsídios para aquisição de equipamentos e aprimoramento tecnológico são essenciais nas organizações (REBEHY *et al.*, 2017), uma vez que, os catadores gastariam menos tempo fazendo esses processos manualmente, aumentando o tempo disponível para coleta, aumentando as taxas de coleta ao longo do dia de trabalho (NAVARRETE-HERNANDEZ; NAVARRETE-HERNANDEZ, 2018). A gestão correta também é um aspecto importante para o aumento da produtividade nas OCMR, um estudo realizado por Siman *et al.* (2020), por exemplo, sugere o uso de ferramentas de governança corporativa para fornecer condições para melhorar o autogerenciamento do negócio, eficiência econômica das organizações, além disso facilitar o trabalho organizado como redes comerciais e eliminar ou reduzir disfunções encontradas.

2.4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este capítulo descreveu como os instrumentos de políticas públicas em gestão de RSU podem influenciar nos eixos de redução da GPC e desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário. Para isso, através de pesquisa sistemática identificou-se um portfólio de artigos relevantes. A partir de pesquisa bibliográfica ao portfólio, além de pesquisa documental, foi possível identificar as políticas que incentivam a evolução temporal dos eixos em diversos locais e construir curvas de aprendizado com o intuito de sugerir possíveis cenários para o Brasil no futuro.

Os resultados sugerem que os instrumentos políticos influenciam positivamente os desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário, além de reduzir a geração per capita. Para mais, embora percentuais consideráveis de redução da GPC possam ser

alcançados com a implementação de instrumentos econômicos como o PAYT, ainda faltam políticas públicas direcionadas a prevenção e reutilização. Em sua maior parte, as políticas favorecem a reciclagem, principalmente a reciclagem de secos. Resíduos orgânicos provenientes dos domicílios (restos de alimentos) são considerados resíduos difíceis de gerenciar, dessa forma as políticas tendem a favorecer outros tipos de resíduos para os processos biológicos, como resíduos de jardins e hortas. Ademais, os cenários sugeridos apontam reduções da GPC acima de 20%, desvios de recicláveis secos superiores a 5% e desvios de úmidos inferiores a 20%. Tal aspecto pode contribuir para um planejamento a longo prazo, proporcionando aos atores envolvidos múltiplas alternativas de decisão para a gestão de resíduos no Brasil.

Cabe ressaltar ainda, que este trabalho possui algumas limitações, como por exemplo a inconsistência de dados relacionados aos desvios de resíduos úmidos para o Brasil no SNIS. Isso dificultou a confecção das curvas de aprendizado e conseqüentemente a indicação dos pontos de inflexão nos cenários “Baseados no Passado”. Em vista disso, considera-se necessária a inserção de dados e indicadores relacionados aos resíduos úmidos no SNIS. Por fim, como este estudo avaliou a aplicação de diversas políticas conjuntamente. Sugere-se, em trabalhos futuros, que as políticas de incentivo sejam avaliadas separadamente para mensurar seu grau de influência em cada eixo estudado. Isso poderá proporcionar uma hierarquização dessas políticas e conseqüentemente auxiliar os tomadores de decisão na seleção da melhor alternativa.

3 POLÍTICAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS E IMPACTOS DAS METAS DE DESVIO NA GERAÇÃO DE ENERGIA EM ATERRO

Resumo

Embora a produção de energia em aterros sanitários seja uma temática amplamente estudada, o efeito das mudanças dinâmicas na composição dos resíduos causados por desvios de resíduos sólidos urbanos (RSU) ainda é escasso. Nesse sentido, este artigo avalia o impacto das metas de desvio de RSU na produção de energia a partir do aproveitamento do LFG. Um modelo de DS é proposto com base no modelo Landfill Gas Generation (LandGEM) para quantificar a geração de LFG. Os resultados apontam que o desvio de materiais secos é uma medida favorável pois aumenta a geração de LFG, enquanto medidas de desvios de resíduos úmidos têm o efeito oposto, o que afeta diretamente a geração de energia. O desvio de 5 a 20% dos resíduos orgânicos ainda permitiria uma geração de energia 10% maior em comparação a alguns aterros que recuperam o LFG no Brasil. A análise custo benefício indicou viabilidade de projetos de geração de energia a partir do LFG sob as diferentes metas de desvio e sua contribuição para mitigar emissões de CO₂eq. Além de uma contribuição acadêmica para estudos de gestão de resíduos usando DS, este artigo auxilia na tomada de decisão para projetos de geração de energia em aterros sanitários quanto ao impacto de políticas que visam desviar resíduos recicláveis secos e úmidos do aterro sanitário.

Palavras Chaves: LFG, Política de Resíduos Sólidos, Dinâmica de Sistemas, Produção de Energia, Metas de Desvio

3.1 INTRODUÇÃO

O aterro sanitário é considerado o método mais simples e acessível de disposição da quantidade crescente de RSU e o principal método de disposição final de resíduos em países em desenvolvimento (KUMAR; SAMADDER, 2017). Na América Latina e Caribe, por exemplo cerca de 68,5% dos RSU são destinados para aterros sanitários (KAZA *et al.*, 2018). A vantagens do aterro sanitário, em comparação com lixões e aterros controlados, está em oferecer disposição controlada, gerenciamento de chorume e recuperação de LFG (KUMAR; SAMADDER, 2017; SANTOS *et al.*, 2019). O LFG é obtido em condições anaeróbias através da decomposição da fração orgânica dos resíduos por microrganismos (MØNSTER; KJELDSEN; SCHEUTZ, 2019), é composto por metano (55% - 60% v/v), dióxido de carbono (40% - 45% v/v) e outros componentes em menor proporção (SCHEUTZ; KJELDSEN, 2019). Devido a sua composição, é considerado gás de efeito estufa (GEE) (YILMAZ; ABDULVAHITOĞLU, 2019).

Por outro lado, o LFG pode ser visto como um recurso de alto valor agregado, pois após tratamento pode ser utilizado como combustível para a produção de calor ou conversão de energia (HORSCHIG *et al.*, 2019), reduzindo as emissões (MØNSTER; KJELDSEN; SCHEUTZ, 2019). No entanto, a viabilidade de seu uso energético deve considerar a composição do RSU: quanto maior a fração orgânica do RSU e a umidade da célula do aterro, maior é a geração de LFG (MBOOWA *et al.*, 2017). O incentivo a processos de recuperação de resíduos, como compostagem da fração orgânica e reciclagem mecânica para materiais secos reduzem a quantidade de RSU destinados para aterros (HALKOS; PETROU, 2019). Isso é realizado por meio de metas de desvio de aterro estabelecidas em políticas e planos de gestão de resíduos (MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016; WANG *et al.*, 2020).

Seguindo a hierarquia de valorização dos resíduos (PIRES; MARTINHO, 2019; WANG *et al.*, 2020) a PNRS promove processos seguindo a seguinte ordem de prioridade prevenção, reutilização, recuperação e reciclagem de resíduos, antes da incineração e aterro, quando se busca a produção de energia a partir dos resíduos (CAMPOS, 2014). Nesse sentido, o estado do Espírito Santo, no Brasil, desenvolveu recentemente o seu Plano de Gerenciamento de Resíduos Sólidos (PERS-ES) que estabeleceu metas relacionadas à redução de materiais reciclados enviados para aterros sanitários, bem como metas de aproveitamento energético de resíduos que devem ser alcançados em um horizonte de 20 anos. Trata-se do desenvolvimento de

estudos e da implantação completa de projetos de geração de energia a partir de resíduos com viabilidade técnica e econômica (ESPÍRITO SANTO, 2019). Entretanto, esses projetos devem ser implementados concomitantemente à expansão dos projetos de reciclagem de resíduos secos e compostagem de resíduos úmidos, bem como a redução gradativa da geração per capita, o que reduziria o descarte de RSU em aterros ao longo da implantação do PERS-ES.

O uso do biogás e LFG no Brasil ainda não é muito difundido, mas possui grande potencial. De acordo com Silva dos Santos et al. (2018) o potencial brasileiro de produção de energia a partir de resíduos orgânicos esteve entre 4,5 e 6,9 GW em 2015, o que teria reduzido as emissões de CO₂ em 4,93% ao ano. No entanto, as limitações, incluindo a viabilidade econômica, a ausência de políticas de incentivo e o fraco desenvolvimento de modelos de negócios, impedem a implementação bem-sucedida da produção de energia a partir de projetos de biogás e biogás.

Muitos estudos realizaram a estimativa de geração de LFG e energia elétrica, análise de custos e viabilidade financeira usando o modelo LandGEM da United States Environmental Protection Agency (USEPA) (CUDJOE; HAN; CHEN, 2021; DE BRITO *et al.*, 2021; KALE; GÖKÇEK, 2020; MANASAKI *et al.*, 2021; OGUNJUYIGBE; AYODELE; ALAO, 2017; SANTOS *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2017). Entretanto, tais estudos desconsideram o efeito ao longo do tempo de mudanças na composição dos resíduos causadas por desvios de RSU, principalmente com a implantação de ações voltadas ao reaproveitamento de resíduos sólidos, como as previstas no PERS-ES. Yilmaz e Abdulvahitoğlu (2019) e Altan (2015) enfatizam que avaliações detalhadas de possíveis cenários de desvios são importantes para evitar a interrupção na operação de plantas e investimentos desnecessários.

Portanto, considerando que os processos de recuperação de resíduos podem competir com a produção de energia a partir do LFG e que cada meta de política tem diferentes tempos de implementação, qual é o impacto das metas do PERS-ES para desvio de RSU de aterros locais no potencial de produção de energia proveniente do LFG? Com o objetivo de responder e avaliar seu impacto, é proposto um modelo DS baseado no modelo LandGEM para quantificar a geração de LFG, variando os parâmetros relacionados a composição do resíduo. A DS é um método utilizado para analisar e compreender o comportamento de sistemas complexos e dinâmicos, baseado em relações causais e loops de feedback (STERMAN, 2000). O método permite entender o desempenho futuro de um sistema existente, considerando

diferentes cenários (ESTAY-OSSANDON; MENA-NIETO, 2018; ESTAY-OSSANDON; MENA-NIETO; HARSCH, 2018) e fornece aos tomadores de decisão uma visão das consequências de suas decisões (HONTI; DÖRGÖ; ABONYI, 2019; HORSCHIG *et al.*, 2018), além disso ajuda a identificar efeitos indiretos e consequência não intencionais. Por esse motivo, essa metodologia tem sido utilizada para avaliar os efeitos à longo prazo das políticas públicas sobre a capacidade de produção de biogás (EKER; DAALEN, 2015; HORSCHIG *et al.*, 2018), viabilidade de usinas de biogás (HORSCHIG *et al.*, 2019), produção de eletricidade (BLUMBERGA *et al.*, 2016) e mitigação de emissões de GHG (TALYAN *et al.*, 2007; XIAO *et al.*, 2021).

Dessa forma, este artigo contribui apresentando uma análise dinâmica da influência de diferentes cenários para a implementação da política de resíduos sólidos ao longo do tempo na geração de energia elétrica. A análise de custo-benefício complementa este estudo, apontando a viabilidade de projetos de gás para energia de aterro sanitário sob as diferentes metas de desvio e sua contribuição para mitigar as emissões de CO₂ equivalente.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

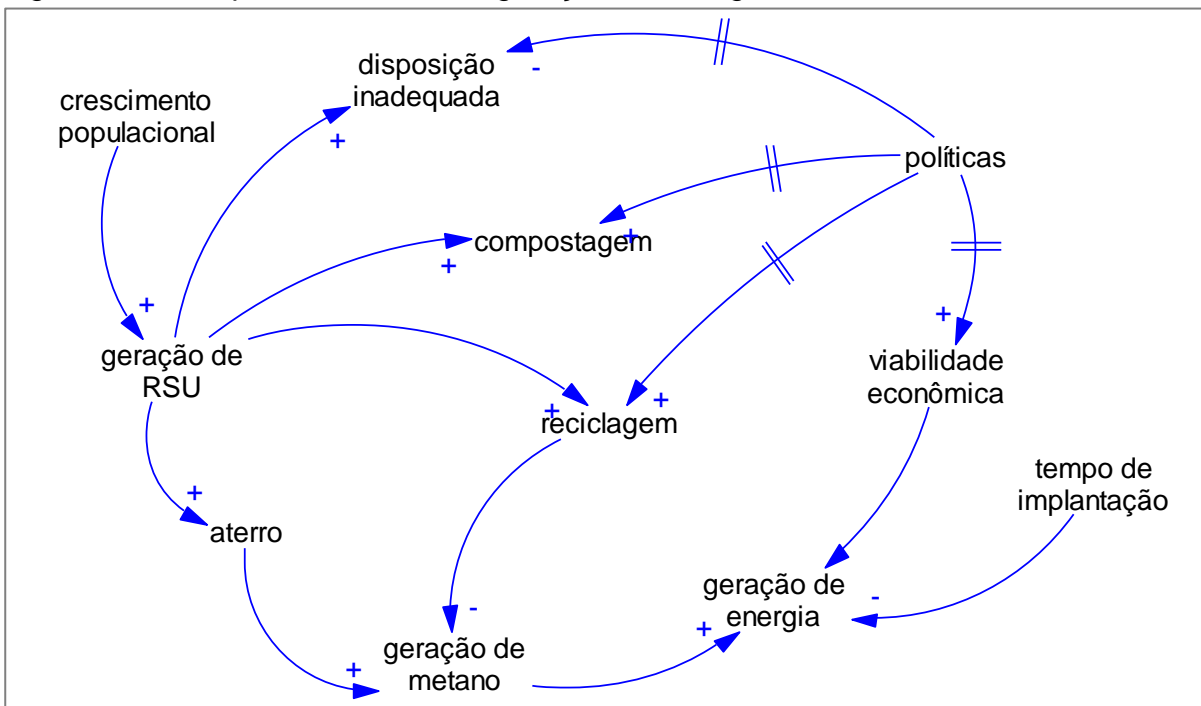
O procedimento de modelagem em DS envolve as etapas de identificação do problema, formulação de uma hipótese dinâmica, formulação de um modelo de simulação, verificação do modelo e avaliação de diferentes cenários (STERMAN, 2000). Com o problema e objetivo propostos, as demais etapas são apresentadas nesta seção, exceto a avaliação dos cenários simulados que é apresentada na seção de resultados.

3.2.1 Modelagem do sistema

A formulação da hipótese dinâmica representa as relações teóricas que explicam as causas do problema analisado (TALYAN *et al.*, 2007). A Figura 15 demonstra o diagrama de causa e efeito (DCE) com os principais elementos que afetam o Sistema de Gás para Energia de Aterro. O crescimento populacional está causalmente relacionado à geração de RSU. Os resíduos poderiam ser reciclados, compostados, dispostos em aterros sanitários ou descartados inadequadamente (essa opção ainda existe no Brasil e em outros países em desenvolvimento, conforme demonstrado por Kaza *et al.* (2018). A quantidade de resíduos dispostos em aterros está causalmente

relacionada à quantidade de metano gerado, que poderia fornecer eletricidade dependendo do tempo de instalação da usina e da viabilidade econômica do projeto. Porém, considerando as políticas de resíduos sólidos, como o PERS-ES, que visa aumentar a reciclagem e a compostagem, a recuperação de energia dos aterros sanitários pode ser afetada. A implementação de ações alinhadas ao cumprimento das metas de melhoria e adequação ao PERS variam ao longo do tempo, o que traz atrasos importantes para a dinâmica do sistema.

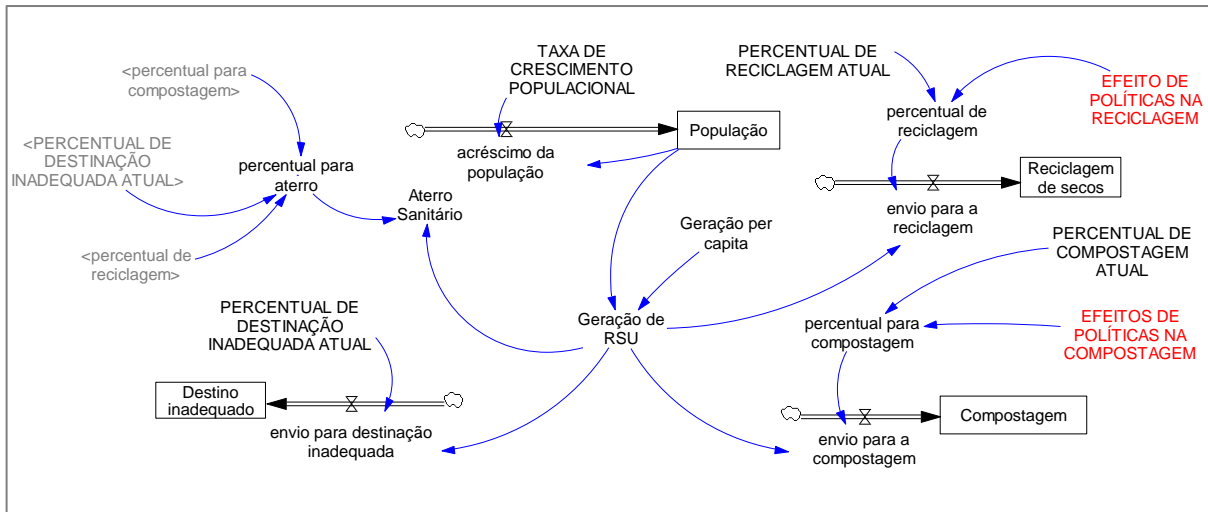
Figura 15: DCE para o sistema de geração de energia em aterro sanitário



Fonte: Autoria própria

Com base no DCE formulou-se o modelo quantitativo, ou seja, o diagrama de estoque e fluxo (DEF). O modelo proposto envolve os seguintes sistemas apresentados em duas partes: (i) a dinâmica de geração e destinação dos resíduos; e (ii) geração de metano e produção de eletricidade. A primeira parte é apresentada na Figura 16. O RSU gerado pela população ao longo dos anos tem quatro possibilidades de destinação: compostagem para fração orgânica, reciclagem de resíduos sólidos, fluxo de destinação inadequada (ainda presente no Brasil e no Espírito Santo) e aterro para a fração de rejeitos. A quantidade de resíduos encaminhados para compostagem e reciclagem é influenciada por políticas de incentivo visando atingir as metas de desvio estabelecidas no PERS-ES.

Figura 16: Modelo proposto (parte 1) para a quantificação de resíduos em cada destino



Fonte: Autoria própria

A segunda parte do modelo proposto apresenta a produção de energia elétrica a partir do metano recuperado (LFG) com base na quantidade de rejeito descartado em aterros sanitários (saída da Parte 1). A estimativa de geração de metano foi realizada de acordo com o modelo LandGEM (EPA, 2017). O LandGEM é um modelo amplamente utilizado para prever a geração de LFG em aterros sanitários e aplicado em pesquisas nos Estados Unidos (SUN *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2013), Turquia (KALE; GÖKÇEK, 2020; YILMAZ; ABDULVAHITOĞLU, 2019), China (CUDJOE; HAN; CHEN, 2021), Nigéria (OGUNJUYIGBE; AYODELE; ALAO, 2017), e Brasil (DE BRITO *et al.*, 2021; SANTOS *et al.*, 2019). O modelo aplica uma equação de decaimento de primeira ordem, apresentada na Equação 21 (EPA, 2017).

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \cdot \sum_{j=0,1}^1 \cdot k \cdot L_0 \cdot \left(\frac{M_i}{10}\right) \cdot e^{-k \cdot t_{ij}} \quad (21)$$

Onde:

Q_{CH_4} : estimativa de vazão do metano ($Nm^3 \cdot ano^{-1}$);

i : incremento de tempo de 1 ano;

n : ano de cálculo (ano inicial de aceitação de resíduos);

j : incremento de tempo de 0,1 ano;

k : taxa de geração de metano ($1 \cdot ano^{-1}$);

L_0 : potencial de geração de metano ($Nm^3 \cdot ton^{-1}$);

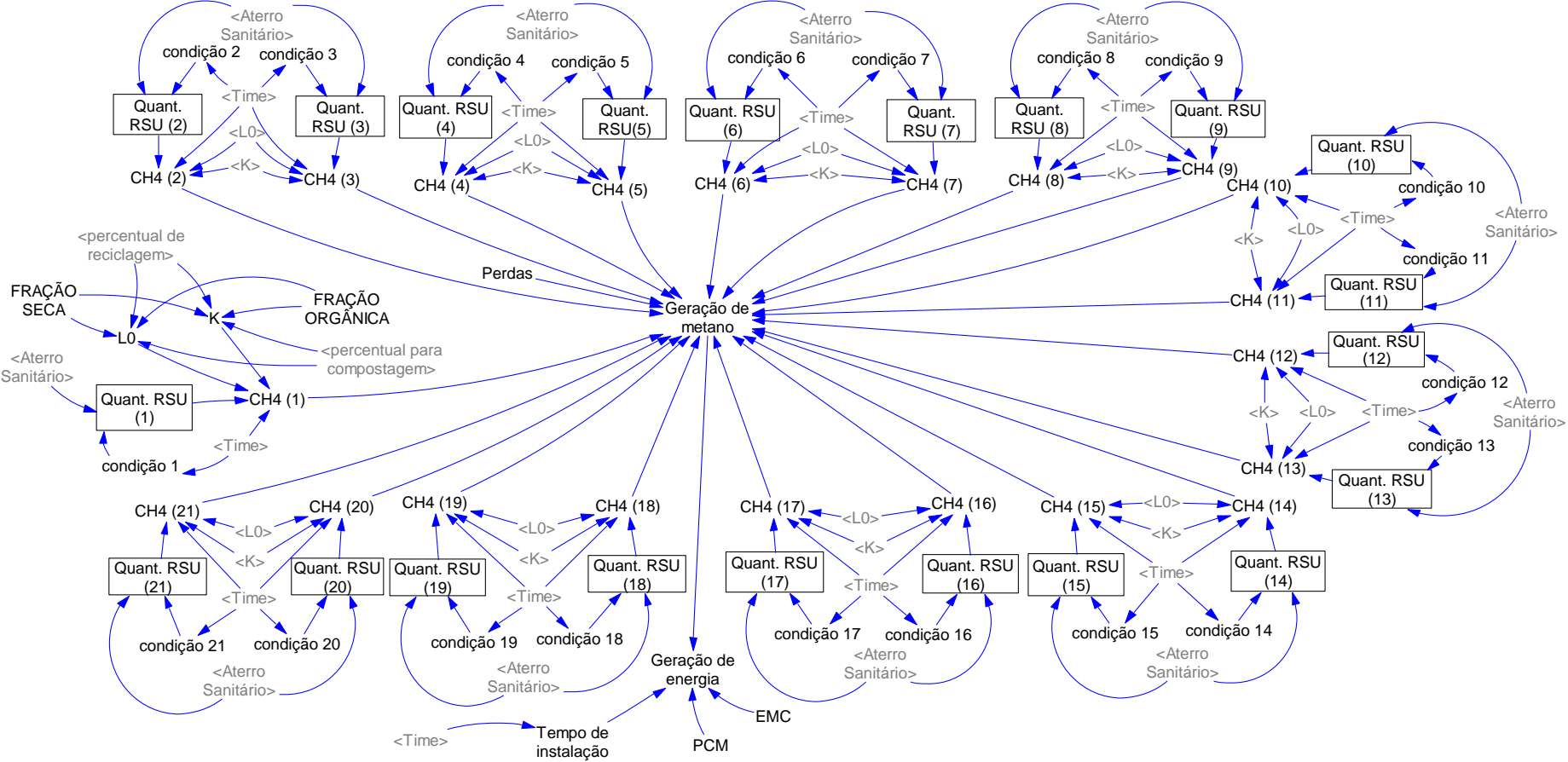
M_i : massa de resíduos sólidos dispostos no i^{th} ano (ton);

t_{ij} : idade da j^{th} seção da massa de resíduos descartada no i^o ano (anos decimais).

O parâmetro k está associado à decomposição do RSU, portanto, quanto maior o valor de k , mais rápido o metano é gerado ao longo do tempo (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018; WORLD BANK, 2004). O parâmetro k é dependente de variáveis como pH, temperatura, teor de umidade e nutrientes disponíveis para os microrganismos (EPA, 2017; PURMESSUR; SURROOP, 2019). Por outro lado, o parâmetro L_0 é considerado uma propriedade intrínseca do resíduo (WANG *et al.*, 2013), pois depende apenas de sua composição, em particular, da fração orgânica (PURMESSUR; SURROOP, 2019; WORLD BANK, 2004).

Na segunda parte do modelo SD apresentado na Figura 17, a geração de metano está relacionada aos resíduos descartados ao longo do tempo. Portanto, a quantidade de resíduo que entra no sistema em um determinado ano (variável “quantidade de RSU (1, 2, 3, ... 21)”), está diretamente relacionada à produção de LFG e, conseqüentemente, de metano, que terá ser continuamente reduzido ao longo dos anos (AGUILAR-VIRGEN *et al.*, 2014; PURMESSUR; SURROOP, 2019; SUN *et al.*, 2019). Porém, os resíduos descartados em um período anterior geram uma quantidade menor do que a descartada no ano seguinte. Como foram simulados 20 anos de implementação do PERS-ES, começando do ano inicial, o modelo compreende 21 estoques de RSU em 21 condições que representam o processo de degradação dos resíduos. Além disso, o metano não coletado pelo sistema de extração, escapa por rachaduras ou rompimentos da cobertura do aterro, no sistema de coleta de lixiviado, vazamentos em tubulações (MØNSTER *et al.*, 2015), ou através de passagens pela vegetação (XIN *et al.*, 2016), resultando em perdas por emissões ou oxidação no solo. A quantidade de metano recuperada afeta a geração de eletricidade, que depende da eficiência do motor de combustão (EMC), da potencial calorífico do metano (PCM) (PURMESSUR; SURROOP, 2019; SURROOP; MOHEE, 2011) e do tempo de implantação, ou seja, o tempo necessário para licenciamento ambiental e instalação de equipamentos. Todas as equações usadas no modelo estão disponíveis no Apêndice B (Quadro 8).

Figura 17: Modelo proposto (parte 2) para geração de metano e quantificação de energia elétrica



Fonte: Autoria própria

Para avaliar a confiabilidade do modelo foram realizados testes de consistência dimensional, condição extrema e erro de integração, pois são os testes mais utilizados para avaliação de modelo de DS (STERMAN, 2000). O teste de consistência dimensional inspecionou as equações do modelo para garantir a coerência entre as unidades da variável. No teste de condições extremas, o comportamento do modelo foi observado sob valores extremos nas variáveis taxa de crescimento populacional, geração per capita, efeito das políticas de reciclagem e efeito das políticas de compostagem. Em todos os casos, o modelo se comportou conforme o esperado. No teste de erro de integração, o intervalo de tempo simulado foi dividido em até 1/8 do tempo sem diferenças significativas nos valores finais. Assim, decidiu-se usar o intervalo de tempo de 1 com o método de integração de Euler para facilitar o uso da equação LandGEN. Os resultados dos testes também estão disponíveis no Apêndice B. Ademias, o modelo foi simulado por 21 anos usando o software Vensim® PLE da Ventana Systems. O software possui um conjunto poderoso de ferramentas para desenvolver, testar, interpretar e distribuir modelos, como: DCE's, construção de modelos gráficos e textuais, análise de sensibilidade, otimização e manipulação de dados e interfaces de aplicativos dentre outros (VENTANA SYSTEMS, 2021).

3.2.2 Cenário Base

A área de estudo escolhida foi o estado do Espírito Santo, localizado na região sudeste do Brasil com uma população de 4.018.650 habitantes em 2019, distribuída em uma área de 46.098,1 km² com 78 municípios, onde cerca de 83% da população se encontra em áreas urbanas (IBGE, 2021a). O estado ainda possui Clima Tropical com temperatura e precipitação média anual de 24,3°C e 1.282 mm.ano⁻¹ (MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2007).

Como outros estados brasileiros, o Espírito Santo lida com os desafios do PERS em resposta aos requisitos legais impostos pela legislação nacional. Para tanto, o PERS-ES foi instituído em 2019 com o objetivo de realizar a coleta de resíduos para toda a população, bem como aumentar a coleta seletiva para reciclagem e compostagem, possibilitando o descarte adequado dos resíduos em aterros sanitários. O plano espera reduzir os resíduos recicláveis secos em 50% e os resíduos orgânicos dispostos em aterros em 40% até o final de 2040. Esforços adicionais visam melhorar a recuperação de energia dos resíduos depositados em aterro (ESPÍRITO SANTO, 2019) sem considerar como a dinâmica entre o fortalecimento das metas de desvio

ao longo do cronograma de implementação da política pode afetar a geração de energia em aterros sanitários.

Nesse sentido, para concepção do cenário base utilizou dados de entrada do estado do Espírito Santo, do PERS-ES e da literatura conforme apresentado no Quadro 1.

Quadro 1: Dados de entrada do cenário base para simulação

Variável	Dado	Fonte
Taxa de crescimento populacional	0,00574 habitantes.ano ¹	Espírito Santo (2019)
População	3.357.533 habitantes	Espírito Santo (2019)
Geração per capita	0,33 ton.habitantes ⁻¹ .ano ⁻¹	Espírito Santo (2019)
Percentual de compostagem atual	0 %	Espírito Santo (2019)
Percentual de destinação inadequada atual	34 %	Espírito Santo (2019)
Percentual de compostagem atual	1,5 %	Espírito Santo (2019)
Percentual de perdas	35,0 %	Aghdam et al. (2018); Fei, Wen e Clercq (2019)
Eficiência do motor de combustão (EMC)	35,0 %	Ohnishi et al. (2018); Santos et al., (2019)
Potencial calorífico do metano (PCM)	0.0074 MWh.[Nm ³] ⁻¹	Fei, Wen e Clercq (2019); Santos et al., (2019)
Fração seca no RSU	45,2 %	Espírito Santo (2019)
Fração orgânica no RSU	54,8 %	Espírito Santo (2019)

Segundo Purmessur e Surroop (2019), fatores como composição e umidade dos resíduos ao longo do tempo (avaliados pelos parâmetros k e L_0) são estáticos no LandGEM, o que é considerado sua principal limitação. Para fazer a estimativa dos parâmetros neste estudo, a fração orgânica do RSU foi empregada associando-os aos valores locais de precipitação anual sugeridos pelo Banco Mundial (WORLD BANK, 2004) e usados também por autores como Santos (2019), Dos Santos, Barros e Tiago Filho (2018) para a realidade brasileira. A Tabela 1 apresenta valores desses parâmetros utilizados neste trabalho.

Tabela 1: Valores assumidos para os parâmetros de k e L_0

Categoria de resíduo	Valores de L_0 (Nm ³ CH ₄ .ton RSU ⁻¹)		Valores de k (ano ⁻¹)
	Máximo	Mínimo	Precipitação > 1000 mm.ano ⁻¹
Relativamente inerte	5	25	0,02
Decomposição moderada	140	200	0,06
Decomposição alta	225	300	0,09

Fonte: Adaptado de World Bank (2004)

3.2.3 Cenários simulados

O PERS-ES tem como objetivo reduzir o descarte de resíduos sólidos em aterros sanitários. As metas de redução consideram as frações recicláveis e orgânicas a serem desviadas do aterro e direcionadas aos respectivos processos de reciclagem,

variando a cada quatro anos entre 2020 e 2040. No entanto, não é possível prever a eficiência na implementação dessas metas. Conforme sugerido por Chaves, Siman e Chang (2021), a incerteza no alcance dos objetivos do PERS-ES requer avaliação de cenários intermediários. Diversos autores (CETRULO *et al.*, 2018; CHAVES; SANTOS; ROCHA, 2014; DUTRA; YAMANE; SIMAN, 2018; LEAL FILHO *et al.*, 2016) consideraram os desafios do Brasil para a implementação de suas políticas de gestão de resíduos e desafios relevantes que poderiam influenciar a eficácia do PERS-ES no estado do Espírito Santo. É importante destacar que as fragilidades na aplicação da política brasileira de resíduos sólidos afetaram o cumprimento de suas metas (CETRULO *et al.*, 2018). A demora no cumprimento de suas exigências aumentam os custos da gestão de resíduos e amplia a deficiência de saneamento público no Brasil (CHAVES; SANTOS; ROCHA, 2014; MARINO; CHAVES; SANTOS JUNIOR, 2018). Considerando isso, o impacto sobre o conteúdo do aterro (orgânico ou reciclável) foi simulado em 16 cenários de acordo com a Tabela 2. As metas legais são alcançadas gradualmente ao longo do horizonte de simulação, onde o Cenário Org.0%-Rec.0% é o cenário base sem desvio de resíduos e o Cenário Org.40%-Rec.50% representa o atendimento completo ao PERS-ES, ou seja, com desvio de 50% dos recicláveis e 40% do desvio da fração orgânica do aterro.

Tabela 2: Cenários simulados

		Composição do RSU disposto no aterro sanitário	Fração seca desviada do aterro			
			Rec.0%	Rec.10%	Rec.30%	Rec.50%
Fração orgânica desviada do aterro	Org.0%	Resíduos úmidos (%)	54.8	57.5	63.8	71.5
		Resíduos secos (%)	45.2	42.5	36.2	28.5
	Org.5%	Resíduos úmidos (%)	53.5	56.3	62.6	67.7
		Resíduos secos (%)	46.5	43.8	37.4	32.3
	Org.20%	Resíduos úmidos (%)	49.3	52.0	58.5	63.8
		Resíduos secos (%)	50.7	48.0	41.5	36.2
	Org.40%	Resíduos úmidos (%)	42.1	44.8	51.3	56.9
		Resíduos secos (%)	57.9	55.2	48.7	43.1

Fonte: Elaborado a partir de Espírito Santo (2019). Org: desvio da fração de resíduos orgânicos do aterro; Rec: desvio da fração de recicláveis secos do aterro

3.2.4 Análise de viabilidade econômica

A análise de viabilidade econômica foi determinada usando o valor presente líquido (VPL) e o custo nivelado de energia (CNE) apresentados nas Equações 23 e 24, respectivamente (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018; SANTOS *et al.*, 2019). O VPL foi empregado como uma ferramenta de tomada de decisão de

investimento para avaliar as opções alternativas e identificar as mais lucrativas. Um VPL positivo indica um projeto viável economicamente. Essa técnica desconta todos os fluxos de receita líquida futura ao seu valor presente (REMER; NIETO, 1995). O CNE, por sua vez, indica a tarifa mínima de venda de energia para que haja viabilidade. Nesse caso, calcula-se a razão entre a soma dos custos transferidos para o ano inicial e a energia produzida (BRANKER; PATHAK; PEARCE, 2011; SANTOS *et al.*, 2019). Ao vincular o custo nivelado e a geração de energia líquida ao longo da vida do projeto, sua métrica fornece uma comparação simples e clara com o valor de mercado da eletricidade, o que a torna a medida técnico-econômica mais adequada para uma avaliação de rentabilidade de uma usina de energia, de acordo com Arrinda *et al.* (2020).

$$VPL = \sum_{t=1}^m \frac{En.T-Co\&m}{(1+i)^t} - I \quad (23)$$

$$CNE = \frac{\sum_{t=0}^m \frac{Cn}{(1+i)^t}}{\sum_{t=0}^m \frac{En}{(1+i)^t}} \quad (24)$$

Onde:

VPL: Valor presente líquido (milhões de USD);

E: Produção anual de eletricidade (MWh);

T: Taxa de venda de energia (USD.MWh⁻¹);

Co&m: Custo de manutenção e operação (milhões de USD);

i: Taxa de juros anual (%);

I: Investimento inicial (milhões de USD);

n: Ano de análise (ano)

CNE: Custo nivelado de energia (USD.MWh⁻¹);

C: Custo anual (USD.ano⁻¹);

t: tempo após o início da operação (ano).

A estimativa do investimento inicial foi realizada a partir do custo de diferentes termelétricas em aterros no Brasil, cujos valores foram atualizados para o ano de 2021 e convertidos em dólares, conforme Tabela 3. A partir disso, obteve-se a correlação linear entre o investimento inicial e a potência instalada (Megawatt), cujo coeficiente de determinação (R²) de 96,93%, indica que as previsões se aproximam dos pontos reais dos dados com um bom ajuste. Essa equação (Equação 22) foi utilizada para calcular o custo de implantação (milhões de USD) de usinas termelétricas movidas a

biogás de aterro no Brasil, a partir da potência máxima disponível, alcançada ao final do período de simulação em cada um dos cenários.

Tabela 3: Investimentos iniciais das usinas de LFG no Brasil

Usina	Início da operação	Potência (MW)	Investimento inicial (R\$.10 ⁶)	* Investimento inicial corrigido para 2021 (R\$.10 ⁶)	** Investimento inicial convertido para dólar (USD. 10 ⁶)
ASJA BH	2011	5,7	19,8	34,5	6,2
Bandeirantes	2004	22,2	48,0	120,0	21,6
São João Biogás	2007	24,6	64,0	136,4	24,5
Guatapar	2014	5,7	15,0	21,9	3,9
Salvador Termoverde	2011	19,7	50,0	87,2	15,7
Itajaí Biogás	2014	1,1	7,5	11,0	2,0
Recreio	2015	8,5	28,7	39,4	7,1

Fonte: adaptado de Nascimento et al. (2019). *Atualizao dos valores para 2021 (IBGE, 2021b). **Cotao do USD em 18 de março de 2021

$$I = 0.9388 * \text{Potência (MW)} - 0.1658 \quad (22)$$

Já os custos de manuteno e operao foram fixados em 5% do investimento inicial conforme indicado por dos Santos, Barros e Tiago Filho (2018) e Santos et al. (2019). A taxa anual (i) adotada foi de 12% (BERNAL *et al.*, 2017; LUZ *et al.*, 2015). O fator de emissão adotado para gerao de energia (F1) foi de 0,467 tCO₂.MWh⁻¹ (COSTA *et al.*, 2016; OTOMA; DIAZ, 2017). O valor médio do crédito de carbono entre março de 2019 e janeiro de 2021 foi considerado 30,72 USD.tCO₂⁻¹ (INVESTING, 2021). A eficiência de queima do flare (Eb) adotada foi de 97,8% de acordo com Gogolek (2012), enquanto o fator de emissão da queima direta de biogás (F2) foi 0,000049 tCO₂.MJ⁻¹ (OLESEN; DAMGAARD, 2014). O valor do potencial calorifico do metano adotado foi de 22 MJ.Nm³ (FEI; WEN; CLERCQ, 2019; SANTOS *et al.*, 2019).

Para a tarifa de venda de energia (T), foi considerada uma comparao entre duas modalidades existentes no mercado brasileiro de energia elétrica e o uso de energia para manter as operaoes no próprio aterro sanitário. Além disso, a opo de queima direta de LFG também foi abordada, neste caso foram computadas apenas as receitas com a venda de crédito de carbono. Portanto, foram consideradas as quatro situaoes, conforme descrito a seguir:

1. **Mercado Livre de Energia (MLE):** o consumidor escolhe seu fornecedor de energia elétrica, negociando condioes e preços no mercado, ou seja, com livre negociao contratual (REBELATTO *et al.*, 2019). Nesta modalidade foi adotada

uma taxa de vendas à longo prazo de 36,64 USD.MWh⁻¹ (valor médio entre os anos 2018 e 2020). Os contratos de energia de longo prazo, como a energia produzida por meio do biogás, normalmente duram cerca de 3 anos. Portanto, foi admitido reajuste de 2% a cada 3 anos (ABRACEEL, 2021).

2. **Mercado Regulado de Energia (MRE):** energia vendida por meio de leilões regulados pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Foi assumida uma taxa de venda de 56,01 USD.MWh⁻¹ com base no valor do último leilão de uma usina de biogás ocorrido em 2016 (ANEEL, 2021b).
3. **Uso interno (UI):** parte da energia elétrica é utilizada no próprio aterro. O projeto não utilizaria a energia fornecida pela concessionária e, conseqüentemente, não pagaria pela tarifa de consumo de energia. Nesse caso, a tarifa de venda adotada é de 111,41 USD.MWh⁻¹ equivale à menor faixa tarifária cobrada pela concessionária que atende o estado do Espírito Santo (EDP, 2021). Neste caso foi considerado um reajuste anual de 7% (LARA FILHO; UNSIHUAY-VILA; DA SILVA, 2019).
4. **Queima direta (QD):** não há geração de eletricidade, apenas a queima de LFG no flare. Nesse caso, a taxa de vendas é considerada nula com o benefício apenas de minimizar as emissões de LFG.

Com base nas possibilidades de comercialização ou economia de energia elétrica, foi inicialmente analisado o caso de toda energia gerada destinada à venda no MRE ou MLE, ou seja, não haveria uso interno. Posteriormente, também foi analisada a possibilidade de uso interno (UI) de parte da energia elétrica gerada para manutenção das operações próprias do aterro e o excedente para comercialização na MRE e MLE. Com base nos estudos Sisani, Contini e Di Maria (2016), foi estipulada a energia produzida em função das diferentes quantidades de resíduos dispostos no aterro ao longo de 5 anos. Para lidar com diferentes capacidades de resíduos, foi consumida uma quantidade de energia, conforme Tabela 4.

Tabela 4: Proporção da eletricidade consumida em relação à produzida

Quantidade de resíduo (ton)	Energia elétrica produzida por quantidade de resíduos (KWh.ton ⁻¹)	Eletricidade produzida (kWh)	Eletricidade consumida (kWh)	Percentual (%)
80000	45	3600000	1132762	31,5%
200000	45	9000000	1132762	12,6%
140000	45	6300000	1132762	18,0%

Fonte: elaborado pela autora, baseado em Sisani, Contini e Di Maria (2016)

A partir desta, foi estipulada a relação entre a eletricidade consumida e a produzida. Com base nesse resultado, um uso interno de 10% e 30% foi assumido nesta pesquisa. Ademias, o Quadro 2 resume todas as variáveis e cada valor correspondente assumido para conduzir a análise de viabilidade econômica.

Quadro 2: Variáveis e valores para análise de viabilidade econômica

Símbolo	Variável	Unidade	Valor	Fonte
E	Produção anual de eletricidade	MWh	Cenários simulados	Modelo de DS
T	*Taxa de energia no MLE*	USD.MWh ⁻¹	36,64	ABRACEEL (2021)
	Taxa de venda de energia no MRE	USD.MWh ⁻¹	56,01	ANEEL (2021b)
	Tarifa cobrada pela concessionária	USD.MWh ⁻¹	111,41	EDP (2021)
Co&m	Custos de manutenção e operação	%	5	Dos Santos, Barros e Tiago Filho (2018)
i	Taxa de juros anual	%	12	Bernal et al. (2017); Luz et al. (2015)
I	Investimento inicial	USD	Equação 22	Baseado em Nascimento et al. (2019)
m	Vida útil do projeto	ano	21	Simulation time stipulated
n	Ano de análise	ano	1	Intrinsic to the SD model
C	Custo anual	USD.ano ⁻¹	Soma de Co&m e I	Calculado
F ₁	Fator de emissão para geração de energia	tCO ₂ .MWh ⁻¹	0,467	Costa et al. (2016); Otoma e Diaz (2017)
V _c	Valor do crédito de carbono	USD.tCO ₂ ⁻¹	30,72	Investing (2021)
Q _{CH4}	Descarga de metano	Nm ³ .ano ⁻¹	Cenários simulados	Modelo de DS
E _b	Eficiência de queima do flare	%	97,8	Gogolek (2012)
F ₂	Fator de emissão de queima	tCO ₂ .MJ ⁻¹	0,000049	Olesen e Damgaard (2014)
LCV	Potencial calorífico do metano	MJ.Nm ⁻³	22	Fei, Wen e Clercq (2019); Santos et al. (2019)

Fonte: Autoria própria. * Reajuste de 2% a cada 3 anos (ABRACEEL, 2021); ** Reajuste de 7% anualmente (LARA FILHO; UNSIHUAY-VILA; DA SILVA, 2019)

Além das receitas com a venda de energia no MLE ou MRE, também foi analisada a possibilidade de receitas adicionais com a venda de Créditos de Carbono (CC) no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). A aprovação do Acordo de Paris manteve os créditos de carbono como uma opção para apoiar as metas de redução de GEE mesmo que requeira ajustes no sistema atual, principalmente no que se refere aos benefícios locais de geração como aqueles relacionados às emissões da destinação de resíduos no Brasil (CRUZ; PAULINO; PAIVA, 2017). Essa receita foi calculada considerando o crédito anual de carbono para geração de eletricidade (CCg), referente à redução das emissões de GEE por meio da venda de energia

elétrica, bem como o crédito anual de carbono devido à combustão de LFG nos queimadores de gás (CCb), pelas Equações 25 e 26 respectivamente (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018).

$$CC_g = F_1 \cdot En \cdot V_c \quad (25)$$

$$CC_b = Q_{CH_4} \cdot F_2 \cdot LCV \cdot Eb \cdot V_c \quad (26)$$

Onde:

CC_g: Receitas com a venda de crédito de carbono para geração de eletricidade (USD);

F₁: Fator de emissão para geração de energia (tCO₂.MWh⁻¹);

V_c: Valor do crédito de carbono (USD.tCO₂⁻¹);

CC_b: Receitas com a venda de crédito de carbono através da queima direta (USD);

Q_{CH₄}: Descarga de metano (Nm³.ano⁻¹);

F₂: Fator de emissão de queima (tCO₂.MJ⁻¹);

LCV: Potencial calorífico do metano (MJ.Nm⁻³);

E_b: Eficiência de queima do flare (%);

V_c: Valor do crédito de carbono (USD.tCO₂⁻¹).

3.2.5 Balanço de emissões

O uso de energia do LFG permite reduzir as emissões de carbono quando comparado ao cenário atual em que quase todo esse gás é perdido para a atmosfera. Portanto, o balanço de emissões foi avaliado com o aterro de gás para energia proposto. As reduções de emissões de CO₂ equivalente acumuladas durante o período simulado de 21 anos em cada cenário foram comparadas com as emissões do setor elétrico brasileiro em 2019. Para isso, foram consideradas as emissões de todas as fontes que geram eletricidade e as emissões geradas pelo uso da biomassa (RSU, animal, florestal, resíduos agroindustriais e biocombustíveis líquidos). Esta análise considerou os dados da Empresa Brasileira de Pesquisa Energética (EPE) que indicam que a produção de eletricidade em 2019 foi de 623,6 TWh, dos quais 8,4% vieram de biomassa (EPE, 2020b), resultando em uma emissão equivalente a 90,0 kgCO₂-eq.MWh⁻¹ (EPE, 2020c).

3.3 RESULTADOS

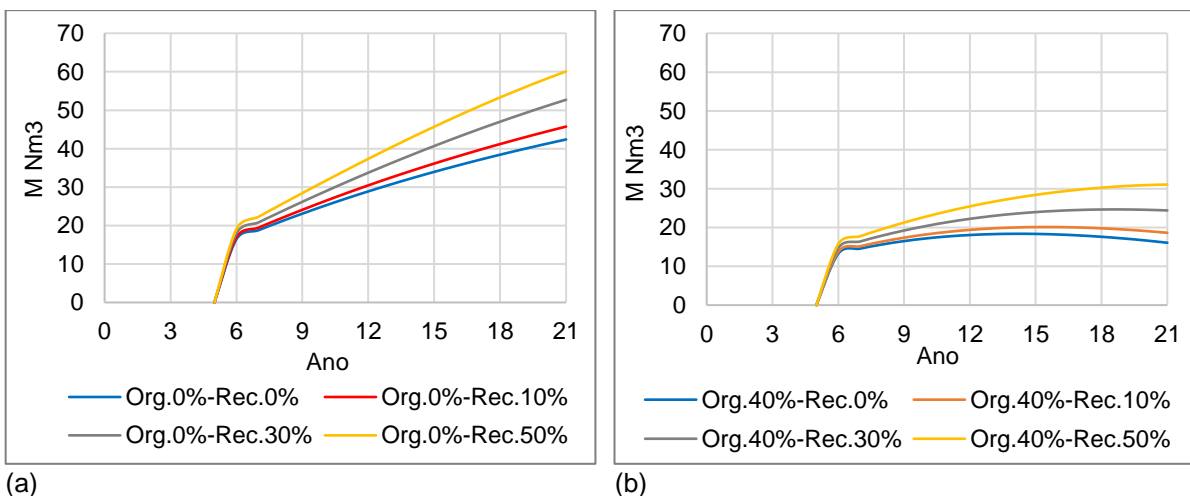
Esta seção apresenta e discute os resultados do potencial de geração de metano e eletricidade e a análise de viabilidade econômica para os cenários analisados.

3.3.1 Potencial de geração de metano e eletricidade

Figura 18(a) mostra a geração de metano com 0% de desvio de resíduos úmidos do aterro, ou seja, o cenário base (Cenário Org.0%-Rec.0%) e os cenários simulados considerando o desvio da fração reciclável do aterro (Cenários Org.0%-Rec.10%, Org.0%-Rec.30% e Org.0%-Rec.50%). A

Figura 18(b) mostra a geração de metano com 40% de desvio dos resíduos orgânicos do aterro e taxas variadas de desvio de fração reciclável (Cenários Org.40%-Rec.0%, Org.40%-Rec.10%, Org.40%-Rec.30% e Org.40%-Rec.50%). Se apenas os recicláveis forem desviados do aterro (Cenários Org.0%-Rec.10%, Org.0%-Rec.30% e Org.0%-Rec.50%), o metano gerado aumenta, devido ao aumento da proporção da fração orgânica presente no aterro, conforme também observado por Assamoi e Lawryshyn (2012) e Mboowa et al. (2017). Esses cenários também se assemelham a aterros mais úmidos com parâmetros L_0 e k mais altos. No entanto, quando a fração orgânica é desviada do aterro (Cenários Org.40%-Rec.0%, Org.40%-Rec.10%, Org.40%-Rec.30% e Org.40%-Rec.50%), os aterros ficam mais secos, resultando em uma menor produção de metano. Baixos percentuais de resíduos úmidos tendem a tornar as taxas de degradação mais lenta no aterro, pois aumenta-se o percentual de materiais lentamente biodegradáveis, como madeira e papel, e não biodegradáveis como vidro por exemplo (AGUILAR-VIRGEN *et al.*, 2014; AMINI; REINHART; NISKANEN, 2013).

Figura 18(a,b): Geração de metano para (a) 0% e (b) 40% do desvio de resíduos úmidos do aterro



(a) Fonte: Autoria própria

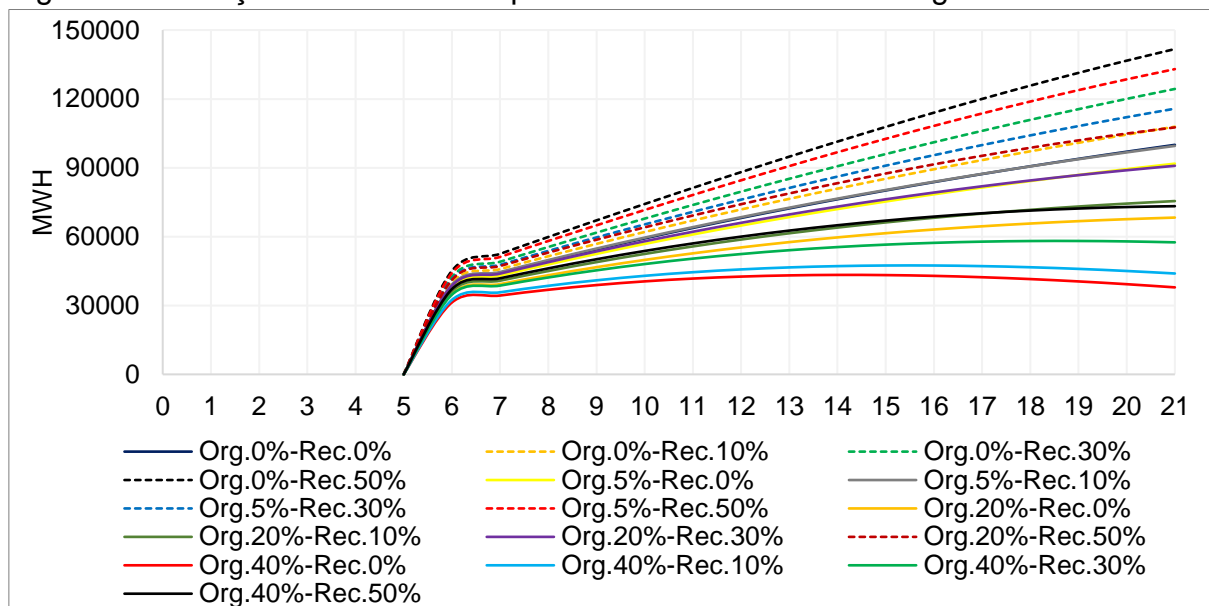
(b)

A Figura 19 apresenta os resultados da eletricidade que poderia ser gerada nos cenários propostos. Em função do tempo de licenciamento e implantação

considerado, somente a partir do sexto ano se inicia a operação da usina. Como observado, além da fração orgânica a quantidade de recicláveis secos gradualmente desviados do aterro também influenciou na produção de energia, uma vez que mais recicláveis secos desviados do aterro implicam em mais conteúdo orgânico descartado e disponível para degradação e geração de LFG. Portanto, o melhor cenário para a produção de energia é aquele em que o máximo de materiais secos recicláveis são desviados do aterro e nenhuma ação é realizada para desviar a fração orgânica (Cenário Org.0%-Rec.50%). Por outro lado, o pior cenário é aquele em que apenas o máximo da fração orgânica é desviado (Cenário Org.40%-Rec.0%).

O cenário Org.20%-Rec.50% mostra que, com desvio máximo de recicláveis (50%) e algum desvio orgânico (20%), ainda é possível gerar eletricidade acima do cenário base (Org.0%-Rec.0%) em 7%. Cenários com taxas de desvio intermediárias, como os cenários Org.20%-Rec.50%, Org.20%-Rec.30%, Org.5%-Rec.10%, Org.5%-Rec.30% e Org.5%-Rec.50% permitiriam uma geração de eletricidade entre 22% e 70% maior do que algumas usinas que já operam a geração de LFG no Brasil, como a usina Biotérmica Recreio (NASCIMENTO *et al.*, 2019).

Figura 19: Geração de eletricidade para todos os cenários ao longo dos anos



Fonte: Autoria própria

Esses cenários permitem cumprir parcialmente as metas propostas no PERS-ES e ao mesmo tempo podem aumentar a expectativa de final de vida do aterro sem comprometer a produção de energia elétrica. É importante considerar que os resíduos úmidos desviados podem gerar receitas com a venda de biofertilizantes e composto

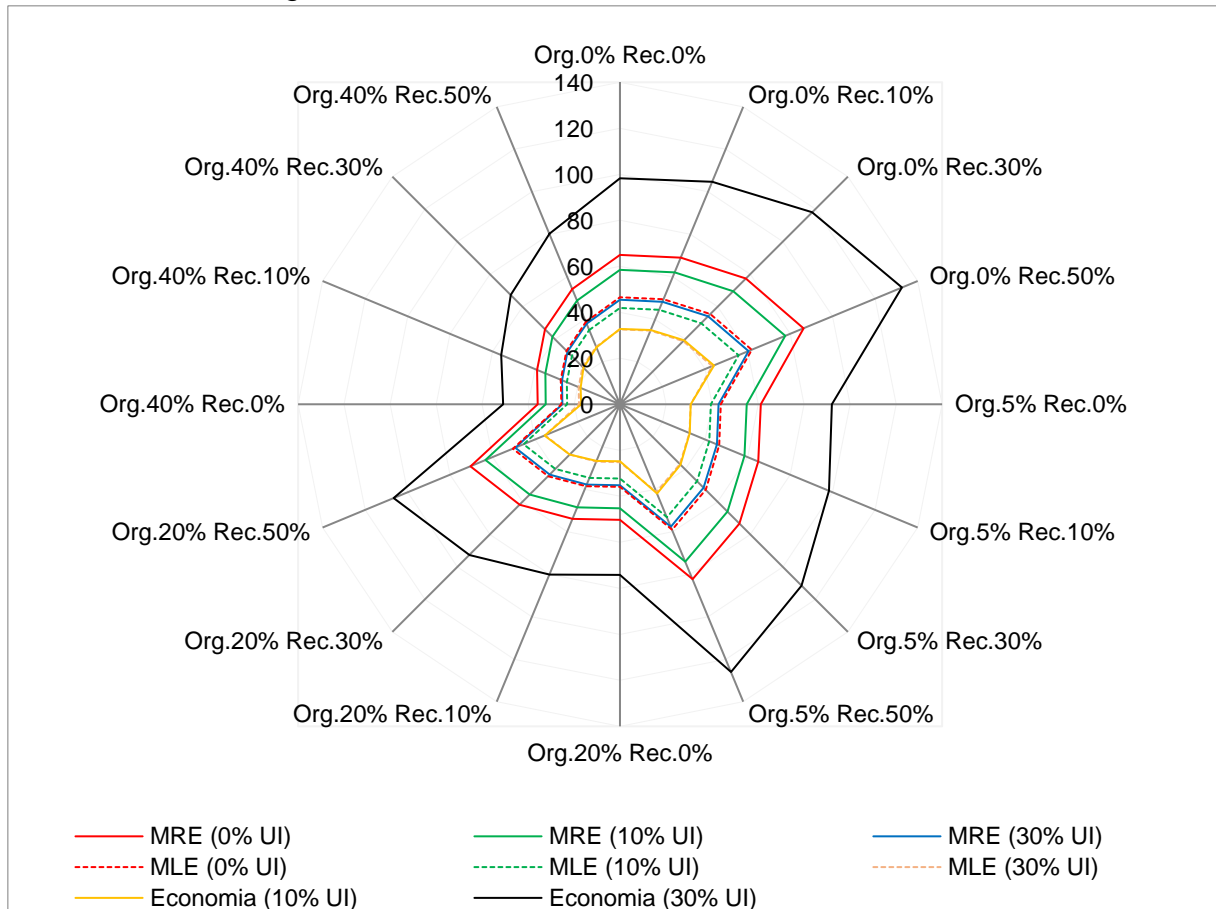
(ou economia se usados internamente) além da receita com a venda de eletricidade. Os resíduos alimentares domésticos, por exemplo, são mais adequados para a produção de biogás e biofertilizante, enquanto os resíduos de jardins e alimentares comerciais podem ser transformados em composto (LI; HUANG; HARDER, 2017). Por outro lado, o desvio de resíduos recicláveis secos é importante para aumentar o faturamento das associações de catadores de materiais recicláveis, Dutra, Yamane e Siman (2018) mencionam que um dos principais desafios dessas organizações é aumentar o acesso a esses resíduos.

3.3.2 Resultados econômicos

O potencial econômico de produção de energia elétrica para cada cenário simulado foi avaliado de acordo com as receitas obtidas com a venda de energia elétrica, créditos de carbono e pela economia decorrente do uso interno da energia. Os indicadores VPL e CNE foram usados para avaliar a viabilidade e a taxa mínima de vendas de energia para cada cenário.

A Figura 20 apresenta as receitas com a comercialização de energia elétrica no MLE e MRE, além da economia decorrente do uso interno da eletricidade gerada. Se toda a energia for comercializada, as receitas do MRE serão cerca de 28% maiores que do MLE. Se 10% da energia produzida for utilizada internamente nas operações do aterro, obtém-se uma economia entre 17 e 44 milhões de dólares a depender do cenário, além da comercialização do excedente no MRE ou MLE. Se o uso interno for de 30% da eletricidade produzida, obtém-se uma economia entre 51 e 133 milhões de dólares, além da venda do excedente. A economia é obtida nesses casos, pois o aterro deixará de consumir energia elétrica da concessionária e, conseqüentemente, economizará o valor pago pela tarifa de energia. O reajuste dessas tarifas está condicionado à situação das hidrelétricas, principal fonte de geração de energia elétrica do Brasil (ANEEL, 2021a). Assim, períodos de escassez de chuvas, quando as hidrelétricas operam abaixo de sua capacidade, tendem a aumentar consideravelmente as tarifas de energia devido à necessidade de acionamento de termelétricas, como ocorrido na Região Sul do Brasil em 2016, aumento de 16% na tarifa de energia (LARA FILHO; UNSIHUAY-VILA; DA SILVA, 2019).

Figura 20: Receita com a venda de energia elétrica (MRE e MLE) e economia com o uso interno de energia

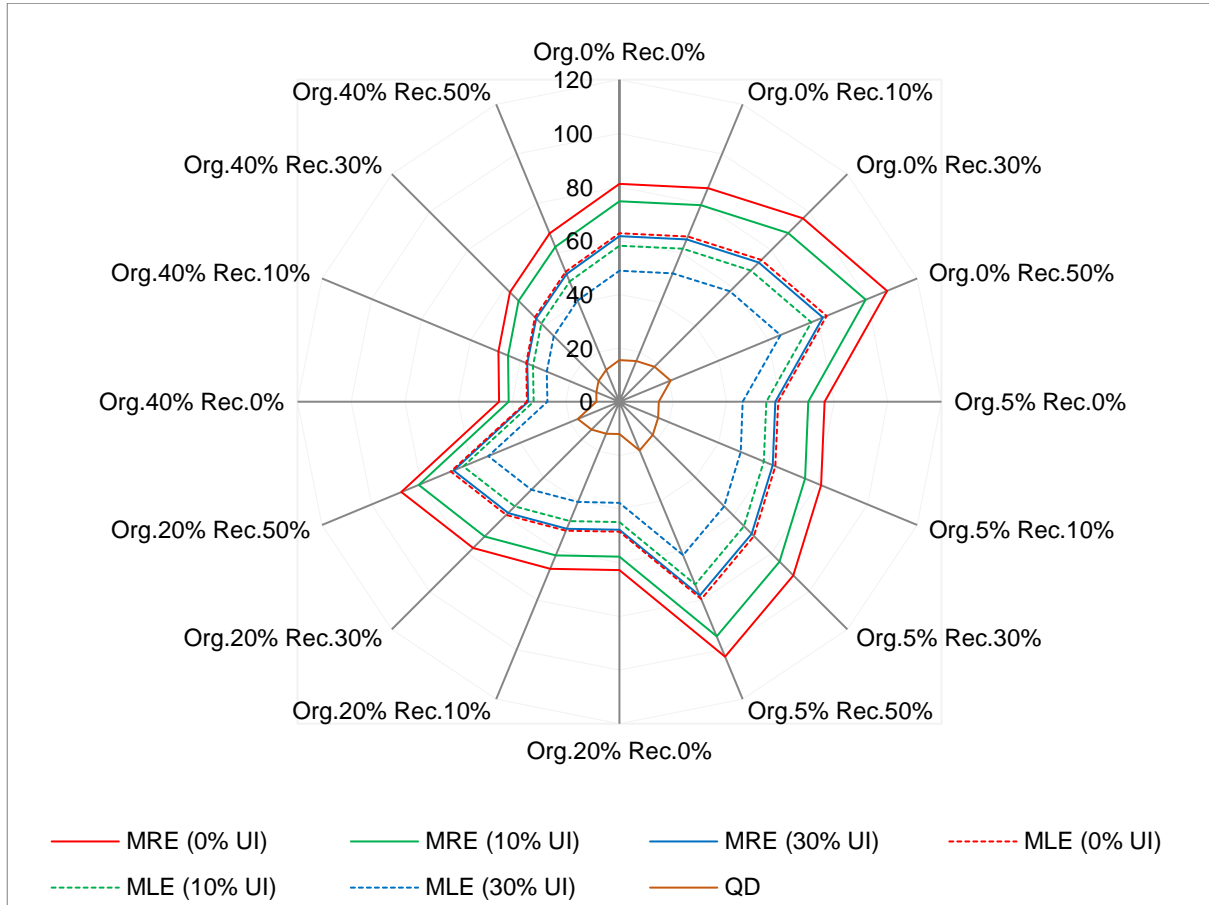


Fonte: Autoria própria

A compensação de créditos de carbono também gera receita adicional para aterros com projetos voltados para a geração de energia, conforme mostrado na Figura 21. O CC aumentaria as receitas em 25% no MRE e 35% no MLE, se os preços atuais do mercado de carbono fossem mantidos. Vale ressaltar que atualmente o mercado está em alta, mas passou por um período de preços baixos entre os anos de 2013 e 2018 (INVESTING, 2021). Esses períodos podem afetar consideravelmente as receitas do aterro, especialmente aqueles que não produzem energia e realizam queima direta do LFG. Se não houver produção de energia a partir do LFG e apenas sua queima direta, o benefício com os CCs tem menor retorno financeiro em comparação com as possibilidades de geração de energia. Os cenários em que o percentual de desvios de resíduos orgânicos é maior (Org.40%-Rec.0%, Org.40%-Rec.10% e Org.40%-Rec.30%) tem uma menor geração de LFG. Nestes casos, o aterro fica mais seco, retardando a degradação da matéria orgânica, o que conseqüentemente afeta a

produção de biogás (WANG *et al.*, 2017). Como a geração de energia é menor, as receitas provenientes dos créditos de carbono também são reduzidas.

Figura 21: Receita da venda de eletricidade e créditos de carbono nos mercados MRE e MLE

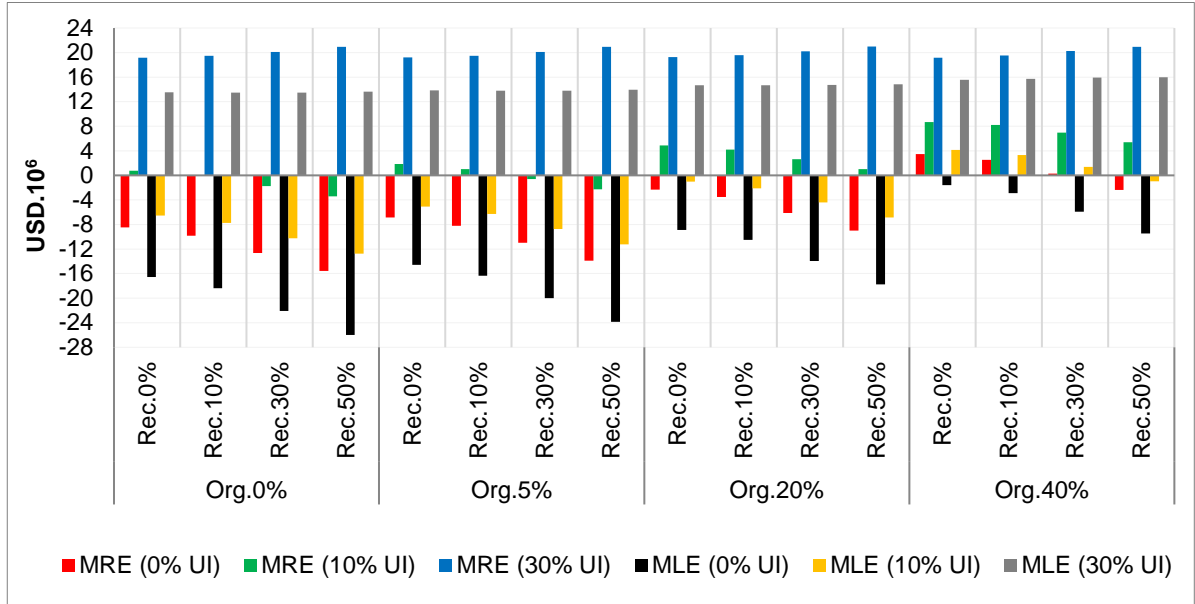


Fonte: Autoria própria

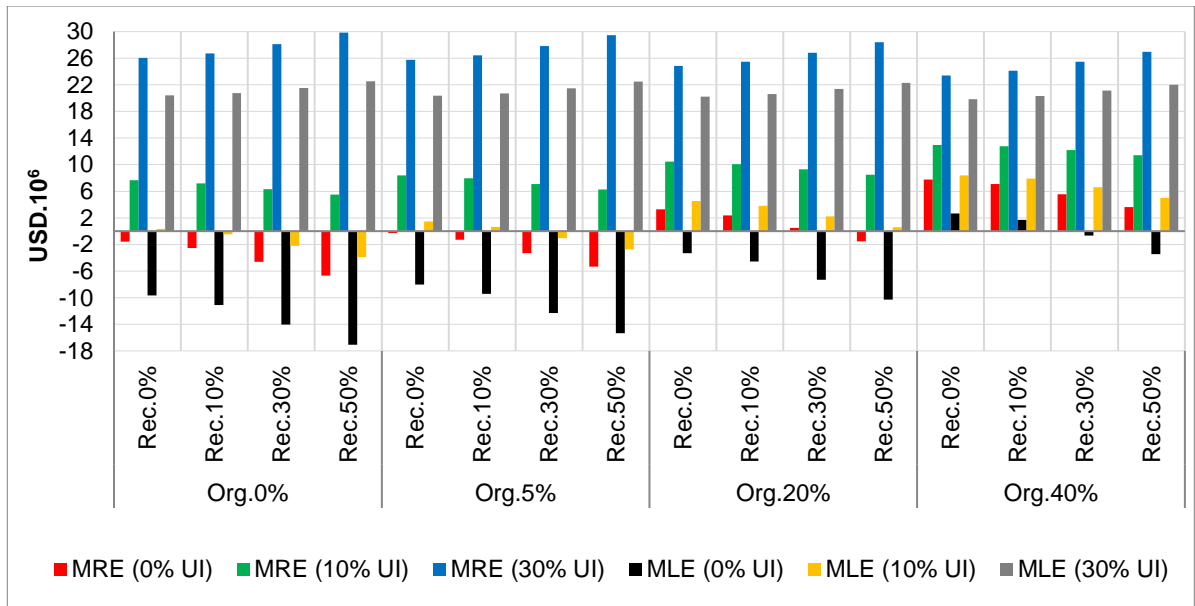
O VPL foi usado para analisar a viabilidade dos projetos em cada cenário simulado e foi calculado para todos os cenários de desvio de resíduos secos e orgânicos do aterro, nas modalidades de venda no MRE e MLE considerando a possibilidade de economia com o uso interno de energia elétrica (Figura 22a). Além disso, o impacto da venda de CC no VPL foi incluído (Figura 22b). Como observado, se toda a eletricidade produzida foi vendida no mercado regulado (MRE) mais a receita do CC, os cenários Org.40%-Rec.0% e Org.40%-Rec.10% apresentaram o melhor desempenho com cerca de US \$ 7 milhões. Esse resultado corrobora Costa (COSTA *et al.*, 2016), Otoma and Diaz (OTOMA; DIAZ, 2017) que os CCs contribuem significativamente para VPLs positivos e viabilidade econômica de projetos de conversão de gás em aterro sanitário. A Figura 22(a) mostra que o resultado mais

viável foi o relacionado ao uso interno de 30% da energia gerada e venda da energia excedente no MRE, segue-se a venda no mercado spot (MLE).

Figura 22: VPL para cada cenário simulado (a) sem CC, e (b) com CC



(a)



(b)

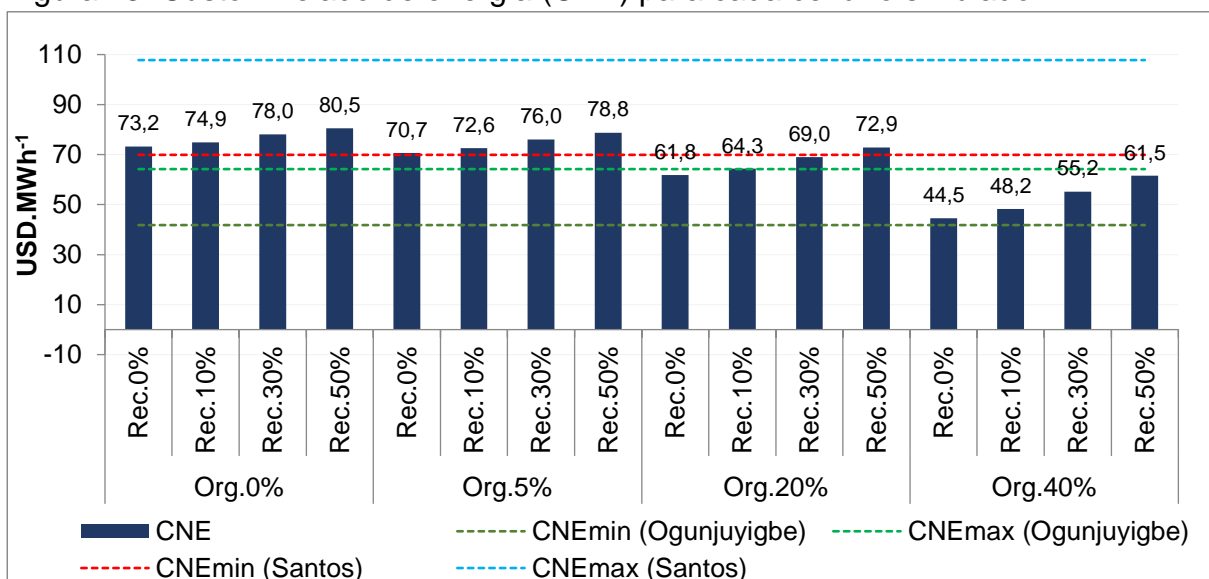
Fonte: Autoria própria

Em geral, os VPLs mais elevados foram favorecidos pela economia decorrente do consumo interno de energia em aterros sanitários, que só é aumentado pela venda de CCs no mercado de carbono. VPLs mais altos foram obtidos com valores de investimento inicial mais baixos devido às potências disponíveis mais baixas, entre 11 e 20 MW (Org.20%-Rec.0%, Org.20%-Rec.10%, Org.40%-Rec.0%, Org.40%-Rec.10%, Org.40%-Rec.30%, Org.40%-Rec.50%). Dos Santos, Barros e Tiago Filho

(2018) mencionam que usinas com menos geradores, ou seja, com menor potência, são mais rentáveis economicamente, pois permitem menor CNE apesar da menor produção de energia. Ademais, a venda de energia exclusivamente pelo MLE não apresentou VPLs positivos na maioria dos cenários, pois o preço negociado no mercado spot ainda é baixo, comprometendo sua viabilidade.

Por fim, o CNE calculado é um importante indicador da tarifa mínima de venda de energia elétrica, visando a viabilidade financeira do projeto. Conforme mostra a Figura 23, o CNE varia entre 44,5 e 80,5 USD.MWh⁻¹, cujos menores valores de CNE foram obtidos em cenários com menores potências disponíveis influenciadas pela porcentagem de desvios de resíduos secos e orgânicos do aterro. O intervalo do CNE obtido é próximo ao encontrado por Ogunjuyigbe, Ayodele e Alao (2017) na Nigéria (entre 41.8 e 64.2 USD.MWh⁻¹) e Santos et al. (2019) no Brasil (entre 69.9 e 107.8 USD.MWh⁻¹). Nos Estados Unidos os valores de CNE em projetos de usinas de biogás considerando uma taxa de desconto de 10%, é próximo a 63,3 USD.MWh⁻¹ com potências em torno de 30 MW (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018). Este valor é muito inferior ao obtido em cenários com a mesma potência (Org.0%-Rec.0%, Org.0%-Rec.10%, Org.5%-Rec.10% e Org.20%-Rec.50%), entre 72,6 e 74,9 USD.MWh⁻¹, possivelmente devido ao maior custo de investimento no Brasil. A taxa mínima de venda de energia para viabilizar todos os cenários seria de 80,5 USD.MWh⁻¹, que é menor que a taxa de venda em alguns países como as Ilhas Maurício, 100.00 USD.MWh⁻¹ (PURMESSUR; SURROOP, 2019) e Turquia, 133.00 USD.MWh⁻¹ (YILMAZ; ABDULVAHITOĞLU, 2019).

Figura 23: Custo nivelado de energia (CNE) para cada cenário simulado



Fonte: Autoria própria

3.4 DISCUSSÃO

O mercado regulado apresentou maior viabilidade considerando as premissas adotadas na análise de viabilidade econômica, detalhada no Apêndice B (Tabela 10). Embora os leilões no mercado regulado (MRE) sejam mais vantajosos para o produtor, os preços podem ser facilmente reduzidos pela competição com outras fontes de energia, como solar e eólica, com previsão de tendência de crescimento no Brasil (BONDARIK *et al.*, 2018). Além disso, grandes consumidores estão cada vez mais mudando para o MLE. Em outro estado do Brasil, Paraná, o número de consumidores no MLE aumentou cerca de 900% entre os anos de 2006 e 2018 (LARA FILHO; UNSIHUAY-VILA; DA SILVA, 2019). Essa mudança é motivada pela estabilidade deste mercado, além do preço reduzido de energia que pode ser até 29% menor em relação ao MRE (LIMA; PAULA, 2021). A título de exemplo, um estudo realizado por Rebelatto *et al.* (2019) indicou que a Universidade de Passo Fundo economizaria 22% ao ano em sua conta de energia se aderisse ao MLE. Além disso, o MLE incentiva o consumo de fontes renováveis (REBELATTO *et al.*, 2019), já que fontes como solar, eólica e biomassa são incentivadas com descontos entre 50% e 100% nas taxas de transmissão e distribuição em caso de compra desse tipo de energia (LARA FILHO; UNSIHUAY-VILA; DA SILVA, 2019) atraindo ainda mais consumidores. Porém, se do ponto de vista do consumidor o MLE é mais atraente, para projetos de gás para energia de aterro o preço oferecido neste mercado é baixo, comprometendo sua execução.

Os resultados mostraram que apenas com a venda do CC dois cenários seriam ligeiramente viáveis. Considerando o risco associado à variação dos preços do CC, não é atrativo vender energia elétrica neste mercado. Por outro lado, considerando a tendência de crescimento de outras fontes concorrentes no mercado MRE e o comportamento da demanda de grandes consumidores mudando de MRE para MLE, os projetos de gás em energia de aterro precisarão de incentivos financeiros, garantias do mercado consumidor ou políticas governamentais para fazer o possível aproveitamento energético dos resíduos, conforme exigido por legislação, como a Política Brasileira de Resíduos Sólidos e o PERS-ES. Um fator que deve motivar ações de incentivo a esses projetos está relacionado ao seu potencial de redução de emissões de GEE, aqui analisado em termos de seu principal indicador, as emissões de CO₂ equivalente. Considerando o acumulado ao longo do horizonte de simulação, as reduções de carbono no pior cenário excedem 290.000 tCO₂eq, enquanto no

melhor cenário essa mitigação chega a 700.000 tCO₂eq. Os cenários com menores reduções são aqueles cujo percentual de desvio de resíduos úmidos é maior (Org.40%-Rec.0%, Org.40%-Rec.10% e Org.40%-Rec.30%), tornando o aterro mais seco e aumentando o tempo de degradação da matéria orgânica. Essa contribuição para a possibilidade de mitigação de emissões é importante, pois 1,9% do total das emissões de GEE do Brasil são provenientes do setor de resíduos (CRUZ; PAULINO; PAIVA, 2017), passando de 12 milhões de tCO₂eq em 1970 para 68,3 milhões de tCO₂eq em 2014, um aumento de aproximadamente 450%, em um período de 44 anos (DE AZEVEDO *et al.*, 2018).

No entanto, os benefícios em termos de mitigação das emissões de CO₂ não se restringem ao aterro. Também estão relacionados às emissões evitadas com a geração de energia elétrica de outras fontes da matriz elétrica brasileira. A Tabela 5 apresenta a comparação entre potencial de reduções de CO₂ eq dos cenários e o potencial de reduções da geração de eletricidade no Brasil.

Tabela 5: Resumo da redução potencial nas emissões de dióxido de carbono equivalente

Cenário	Energia elétrica (GWh)	Reduções de CO ₂ eq (ton.)	Redução de CO ₂ eq da geração de eletricidade em 2019*	Redução de CO ₂ eq da geração de eletricidade a partir de biomassa em 2019*
Org.0%-Rec.0%	1159,6	541283	1,0%	11,4%
Org.0%-Rec.10%	1230,8	574522	1,0%	12,1%
Org.0%-Rec.30%	1379,9	644141	1,1%	13,6%
Org.0%-Rec.50%	1541,8	719697	1,3%	15,2%
Org.5%-Rec.0%	1091,8	509670	0,9%	10,8%
Org.5%-Rec.10%	1161,8	542313	1,0%	11,5%
Org.5%-Rec.30%	1308,8	610926	1,1%	12,9%
Org.5%-Rec.50%	1469,0	685706	1,2%	14,5%
Org.20%-Rec.0%	896,9	418673	0,7%	8,8%
Org.20%-Rec.10%	962,5	449316	0,8%	9,5%
Org.20%-Rec.30%	1102,3	514545	0,9%	10,9%
Org.20%-Rec.50%	1257,0	586762	1,0%	12,4%
Org.40%-Rec.0%	640,4	298921	0,5%	6,3%
Org.40%-Rec.10%	698,2	325928	0,6%	6,9%
Org.40%-Rec.30%	824,6	384936	0,7%	8,1%
Org.40%-Rec.50%	969,4	452508	0,8%	9,6%

Fonte: Autoria própria. *Baseado em EPE (2020a, b)

A eletricidade no Brasil possui uma participação significativa de fontes renováveis, principalmente devido à grande participação das hidrelétricas em sua geração (SILVA; DE MARCHI NETO; SILVA SEIFERT, 2016). Então, em comparação com a geração

de eletricidade em 2019 (EPE, 2020a,b), a eletricidade produzida a partir do LFG pode mitigar em torno de 0,5 a 1,3% das emissões de CO₂ equivalente, o que não é uma proporção significativa. Porém, quando comparada às emissões da biomassa utilizada nas termelétricas principalmente no período de estiagem, quando as hidrelétricas reduzem sua capacidade de produção, esse potencial passa de 6,3% a 15,2% dependendo do cenário de desvio. Portanto, ao se considerar a mitigação de emissões em aterros com emissões evitadas na geração de energia elétrica por outras fontes, o potencial dos projetos de gás para energia de aterro torna-se mais atraente e digno de incentivos para sua implantação.

3.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O artigo demonstrou o impacto da implementação gradual de políticas destinadas a melhorar a gestão de resíduos sólidos ao longo do tempo para a produção de energia elétrica a partir de LFG. Os resultados demonstraram que desviar apenas materiais secos recicláveis de aterros sanitários beneficia a produção de LFG, gerando mais eletricidade. O princípio de hierarquia de gestão de resíduos e as metas de desvio de recicláveis secos impostos pelas políticas de resíduos sólidos seriam alcançados. No entanto, se as metas de desvio de resíduos orgânicos forem totalmente atendidas no final do prazo da política, a produção de energia da recuperação de LFG será comprometida pela competição com outros tratamentos de resíduos orgânicos. Embora o desvio de resíduos orgânicos reduza o potencial de geração de energia elétrica no aterro, esse aspecto contribui positivamente para a viabilidade econômica, pois aumenta o VPL e reduz o CNE, possivelmente devido ao baixo investimento inicial.

As receitas do mercado de carbono são importantes para a viabilidade econômica do projeto. No entanto, considerando as incertezas nos preços do CC, esse fator aumenta o risco de projetos cujo VPL só se tornou viável após a inclusão dessa fonte de receita. Isso estava fortemente presente se a eletricidade fosse vendida no MLE. No entanto, deve-se considerar que este estudo não teve como objetivo aprofundar a análise de viabilidade econômica e outros aspectos que afetam a viabilidade de projetos devem ser explorados em outros estudos.

Portanto, sugere-se para estudos futuros a determinação experimental dos coeficientes k e L_0 associados ao modelo LandGEM, de acordo com os percentuais de matéria orgânica presentes no RSU. Esses dados não estão disponíveis na

literatura científica para a área explorada, mas podem trazer resultados mais confiáveis de geração de LFG e, conseqüentemente, de produção de energia. Outra sugestão inclui a utilização desse modelo para avaliar cenários de incerteza sob a implementação de políticas públicas (como educação ambiental, ampliação da coleta seletiva entre outras) influenciadoras dos eixos de geração de resíduos, reciclagem de secos, compostagem e conseqüentemente seu impacto na geração de eletricidade a partir do LFG. Esses cenários poderiam considerar que o estado do Espírito Santo, nos próximos anos, aplique políticas a fim de alcançar desempenho (nos eixos) semelhante ao alcançado por países desenvolvidos e algumas cidades brasileiras que se destacaram nos últimos anos. Além disso, considera-se importante também avaliar a viabilidade econômica considerando também o tempo de retorno do investimento para esses cenários.

Embora o estudo tenha sido realizado para o estado do Espírito Santo no Brasil, o modelo pode ser usado para outros territórios com o objetivo de gerar eletricidade por meio da recuperação de LFG e desviar resíduos de aterros por meio de políticas públicas e planos de gestão de resíduos, permitindo a variação dos parâmetros locais usados no LandGEM e incorporar mudanças temporais em suas simulações. Este artigo mediu como a viabilidade de projetos de recuperação de energia de LFG pode ser afetada por mudanças no padrão de resíduos dispostos em aterros sanitários ao longo do tempo. Este artigo contribuiu para a avaliação do efeito das políticas com metas de desvio de aterros em um horizonte de longo prazo, permitindo que os tomadores de decisão adquiram uma visão ampla dos possíveis cenários sobre como os projetos de gás para energia de aterro são afetados por objetivos paralelos e concomitantes de gestão de resíduos, mas também sua análise de custo-benefício e contribuições ambientais.

4 INFLUÊNCIA DAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE GESTÃO DE RSU NA VIABILIDADE ECONÔMICA DO APROVEITAMENTO DE LFG

Resumo

O aproveitamento do LFG para a geração de energia traz diversos benefícios. No entanto é importante avaliar o impacto de possíveis cenários de desvios de resíduos dispostos em aterros para evitar a inviabilidade desses projetos. Assim, o objetivo do presente trabalho é avaliar os efeitos da aplicação de políticas públicas, influenciadoras da reciclagem, redução da geração e redução da destinação inadequada, no potencial de geração de energia em aterro sanitário, bem como avaliar seu efeito sob a viabilidade econômica. Para isso utilizou-se um modelo de DS que possibilita realizar a estimativa de geração de metano considerando mudanças na composição dos RSU ao longo do tempo. Os resultados apontam que os cenários com maior potencial de geração de metano e conseqüentemente eletricidade foram aqueles onde houve menor desvio de resíduos biodegradáveis. Além disso, os resultados econômicos demonstraram que nenhum dos cenários é viável, exceto quando se considera receitas adicionais com a venda crédito de carbono. Entretanto, uma das possibilidades de tornar todos os cenários viáveis é aumentar a taxa de venda de energia acima de 93,2 USD.MWh⁻¹. Outra possibilidade seria reduzir a taxa de desconto para valores menores que 10% combinada com custo de investimento inferior a 77% do valor inicial. Para que isso ocorra são necessários incentivos governamentais como desoneração fiscal e subsídios sobre o custo inicial de investimento.

Palavras Chaves: Dinâmica de Sistemas, resíduos sólidos, potencial de geração de eletricidade, Mecanismo de Desenvolvimento Limpo

4.1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, o desenvolvimento econômico e a rápida urbanização são fatores que levaram a um aumento acentuado da geração de resíduos em muitos países em desenvolvimento nos últimos anos (ALZAMORA; BARROS, 2020; CUDJOE; HAN, 2020). Embora, a produção de políticas públicas nestes países tente reverter esse quadro, os resultados esperados tem evoluído de forma lenta na desaceleração da taxa de geração (CHAVES; SANTOS; ROCHA, 2014; CHAVES; SIMAN; CHANG, 2021; LEAL FILHO *et al.*, 2016) e em muitos casos sua aplicação não garante melhorias na gestão de resíduos (CETRULO *et al.*, 2018).

No Brasil, por exemplo, a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) regulamentada em 2010 (BRASIL, 2010a) não foi muito efetiva para incentivar a reciclagem e a redução da GPC (CETRULO *et al.*, 2018; COSTA; DIAS, 2020). A PNRS contém os princípios ambientais geralmente encontrados na legislação de países desenvolvidos como a hierarquia de gestão de resíduos (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018) que prioriza em ordem de importância a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010b). Entretanto, mesmo após a regulamentação da lei não houve grande evolução nos indicadores de geração, reciclagem e destinação adequada. A título de exemplo GPC aumentou 10% entre os anos de 2010 e 2019 passando de $0,95\text{kg.hab.dia}^{-1}$ para $1,05\text{ kg.hab.dia}^{-1}$, a destinação inadequada reduziu apenas 2,7% após a lei (ABRELPE, 2020) e os percentuais de reciclagem ainda são muito pequenos, 1,2% para resíduos secos e 0,4% para úmidos (ABRELPE, 2020; SNIS, 2021).

A ineficácia da PNRS está ligada a diversos fatores como a deficiência na aplicação de penalidades pelo descumprimento da lei (CETRULO *et al.*, 2018; COSTA; DIAS, 2020), capacitação técnica e de gestão deficiente, com a falta de recursos humanos para planejamento, implementação, gestão e supervisão dos requisitos legais (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018). Em 2017, por exemplo, cerca de metade dos municípios brasileiros ainda não dispunham de planos integrados de gestão dos resíduos (COSTA; DIAS, 2020). Além disso, os municípios enfrentam adversidades relacionadas a falta de recursos governamentais, apesar de existir oportunidades de financiamento, a burocracia e a falta de capacitação técnica dos funcionários públicos impedem o acesso a esses recursos (CETRULO *et al.*, 2018). Quanto aos programas de coleta seletiva (CS), embora 73% dos municípios brasileiros possuam iniciativas,

geralmente sua cobertura não abrange totalmente a área urbana (ABRELPE, 2020). Tais programas ainda enfrentam dificuldades de mobilização da população para a segregação e reciclagem (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018; RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2015), muitas vezes devido ao desconhecimento de aspectos operacionais como separação, horários de coleta e localização dos PEVs. Outros aspectos dizem respeito as instalações de reciclagem que muitas vezes funcionam em situação precária (CAMPOS, 2014), as indústrias de reciclagem concentradas na regiões Sul e Sudeste do país, o que dificulta a reciclagem nas demais regiões, bem com a falta de incentivos fiscais para a indústria e para produtos que utilizam material reciclado (CONKE, 2018).

Seguindo também o princípio da hierarquização da gestão de resíduos, a PNRS incentiva a recuperação e aproveitamento energético dos resíduos desde que comprovada sua viabilidade técnica e ambiental (BRASIL, 2010b). Além disso, um dos itens exigidos na política, o Plano Nacional de Resíduos Sólidos (Planares), embora ainda não aprovado, sugere a metas de recuperação energética de 257 MW até 2040 em aterros brasileiros (BRASIL, 2021). Outro marco legal importante é o Projeto de Lei nº 232, de 2016 (SENADO, 2021) que dentre outros aspectos prevê reduções de subsídios para o setor elétrico. Além das resoluções da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) nº 482/2012 que trata de sistemas de compensação de energia elétrica e a nº 77/2004 que concede reduções de 100% nas tarifas de uso do sistema de transmissão e distribuição para empreendimentos que geram energia a partir de LFG (BRASIL JUNIOR; CUNHA; FRONTIN, 2021). Atualmente o país possui 18 desses empreendimentos cadastrados na ANEEL, somando uma potência de 175 MW (ANEEL, 2021a). Entretanto, a estimativa do potencial brasileiro ultrapassa os 1.320 MW o que poderia gerar cerca de $9,3 \text{ TWh}\cdot\text{ano}^{-1}$ (SILVA DOS SANTOS *et al.*, 2018). De todas as formas, o aproveitamento energético do LFG é uma opção atrativa para a redução das emissões de gases do efeito estufa e consequente inserção no mercado de carbono, além da possibilidade de geração de energia elétrica e obtenção de receitas pela sua venda (CUDJOE; HAN; NANDIWARDHANA, 2020; SILVA *et al.*, 2017). Entretanto, para implantação desses projetos, particularmente em países em desenvolvimento, é necessário avaliar sua viabilidade (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018). Diversos estudos abordaram essa temática, Barros, Tiago Filho e Silva (2014), por exemplo, investigaram o potencial de geração de energia elétrica a partir de LFG no Brasil, os autores concluíram que os projetos são viáveis em

idades com mais de 200.000 habitantes. Silva *et al.*, (2017) avaliaram a viabilidade de um projeto para atender o Consórcio Inter municipal da Microrregião do Alto Sapucaí para Aterro Sanitário (CIMASAS) também no Brasil. Os autores constataram que nas atuais condições o projeto não seria viável, no entanto a viabilidade poderia ser alcançada caso houvesse aumento populacional desde que a taxa de desconto permaneça inferior a 15%. Cudjoe, Han e Chen (2021) além viabilidade econômica também avaliaram a influência de algumas variáveis como a taxa de desconto na viabilidade econômica em cidades da China. Segundo os autores projeto é viável em todas as cidades estudadas, entretanto uma taxa de desconto maior que a adotada poderia tornar o projeto inviável.

Outros estudos compararam diversas tecnologias, Ogunjuyigbe, Ayodele e Alao (2017), por exemplo, compararam a viabilidade entre as tecnologias de incineração, digestão anaeróbia (AD) e aterro sanitário na Nigéria. Segundo os autores a AD é mais viável na região Norte e o aterro sanitário na região Sul do país. Um estudo semelhante foi desenvolvido por Santos *et al.* (2019) no Brasil, neste caso a viabilidade somente foi alcançada pelo cenário de aterro sanitário, porém a incineração e a AD podem se tornar viáveis caso o valor tarifário ultrapasse os 165 USD.MWh⁻¹. Cudjoe, Han e Nandiwardhana (2020) compararam a viabilidade entre a AD e aterro sanitário na China. Segundo os autores as duas tecnologias são viáveis, embora a AD ofereça maior viabilidade, eles também constataram que uma taxa de desconto superior a 20% poderia tornar as duas tecnologias inviáveis. No Brasil uma estudo conduzido por de Brito *et al.* (2021) também comparou a viabilidade econômica das tecnologias de DA e aterro sanitário, entretanto diferentemente do estudo anterior, apenas o aterro foi economicamente viável.

A maioria dos estudos de viabilidade técnica e econômica do aproveitamento do LFG para geração de energia não avaliam cenários de mudanças ao longo do tempo na gestão dos RSU, em função da implementação de políticas públicas. Tais mudanças podem interferir na quantidade e composição dos resíduos dispostos no aterro e conseqüentemente na geração de energia (ALTAN, 2015). Dessa forma, o objetivo do presente trabalho é avaliar os efeitos da aplicação de políticas públicas, influenciadoras da reciclagem, redução da geração e redução da destinação inadequada, no potencial de geração de energia em aterro sanitário, bem como avaliar seu efeito sob a viabilidade econômica. Para tanto, utilizou-se o caso do estado do Espírito Santo que desenvolveu recentemente o Plano de Gerenciamento de

Resíduos Sólidos (PERS-ES) que estabelece metas de redução da geração, desvio de aterro e redução da destinação inadequada (ESPÍRITO SANTO, 2019). Para mais, o intuito deste trabalho é contribuir para um planejamento a longo prazo (através da avaliação e comparação de diversos cenários de incerteza) que poderá proporcionar aos tomadores de decisão uma visão dos efeitos da aplicação de políticas no aproveitamento energético. O estudo em questão é organizado da seguinte forma: a seção 2 introduz os materiais e métodos utilizados no estudo; a seção 3 apresenta os resultados alcançados; a seção 4 discute os resultados e a seção 5 fornece as conclusões baseadas nos achados.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Área de estudo

O Espírito Santo é um estado da região Sudeste do Brasil com estimativa populacional, em 2020, de 4.064.052 habitantes distribuída em 78 municípios e 46.074 km², onde cerca de 83% da população vive em áreas urbanas de acordo com o Instituto de Geografia e Estatística (IBGE, 2021c). Assim como outros estados brasileiros enfrenta muitos desafios para atender os requisitos legais impostos pela PNRS (CHAVES; SIMAN; CHANG, 2021). A título de exemplo, o estado ainda possui 8 unidades de disposição inadequada (lixões e aterros controlados) onde foram dispostos cerca de 66.835 toneladas de RSU em 2019 (SNIS, 2021). Além disso, cerca de 5,6% (47.803 toneladas) dos resíduos gerados, normalmente em áreas rurais, sequer foram coletados pelo serviço público em 2018 (ESPÍRITO SANTO, 2019). Embora a PNRS (BRASIL, 2010a) tenha priorizado a redução da geração e a reciclagem, através da hierarquização da gestão de resíduos sólidos, observou-se pouca evolução desses indicadores no estado desde a promulgação da lei. A geração per capita, por exemplo, aumentou cerca de 5% entre os anos de 2009 e 2019, a reciclagem de resíduos recicláveis secos cresceu em torno de 2% e a reciclagem de úmidos foi insignificante, menos de 1% (SNIS, 2021).

A PNRS instituiu também a coleta seletiva (CS) como um dos instrumentos de gestão para incentivar a reciclagem (BRINGHENTI *et al.*, 2019), embora grande parte dos municípios do estado possuam iniciativas de coleta seletiva apenas uma pequena parcela da população cerca de 28,2% é beneficiada pelo serviço (ESPÍRITO SANTO, 2019). Além disso, aspectos relacionados a falta de financiamento, falta de investimentos em campanhas de educação ambiental, falta de divulgação, alto custo

de coleta, deficiência no controle de dados e indicadores são adversidades que influenciam o sucesso desses programas (ZON *et al.*, 2020). Em todo o Brasil a CS é prioritariamente executada por associações, cooperativas e organizações de catadores (CAMPOS, 2014). No Espírito Santo, por exemplo, ela é executada por 65 OCMR distribuídas em 59 municípios (SIMAN *et al.*, 2020). Embora essas organizações sejam as grandes responsáveis pela triagem de resíduos recicláveis no estado, ainda enfrentam muitas dificuldades e limitações como: equipamentos insuficientes; conhecimento limitado sobre o mercado de reciclagem; falta de apoio técnico e financeiro (DUTRA; YAMANE; SIMAN, 2018); infraestrutura deficiente para armazenamento em longos períodos (BRINGHENTI *et al.*, 2019); além de aspectos influenciadores na produtividade como retrabalho, falta de sequência lógica nos processos dentre outros (SIMAN *et al.*, 2020).

Para atender a PNRS e enfrentar as adversidades relacionadas de gestão de resíduos no Espírito Santo foi instituído em 2019 o Plano Estadual de Resíduos Sólidos (PERS) (ESPÍRITO SANTO, 2019). O plano prevê metas a serem alcançadas através de ações que visam atingir dentre outros aspectos, a extinção da disposição inadequada, aumento da reciclagem e redução na geração de resíduos. Tais ações englobam iniciativas de apoio a consorciação, aumento da fiscalização, implementação de programas de educação ambiental, incentivo a compostagem domiciliar e a instalação de unidades de tratamento entre outras. Através dessas ações o plano espera eliminar totalmente as formas inadequadas de disposição final até 2024, reduzir os resíduos recicláveis secos dispostos em aterros em 50%, os resíduos orgânicos em 40% e a redução da geração per capita em 20% até 2040. Ao mesmo tempo, seguindo a hierarquia de gestão de resíduos, o plano propõe ações que visam promover o aproveitamento energético dos gases gerados pelo tratamento e disposição final de resíduos. Dentre as ações sugeridas, o plano prevê a fomentação de estudos de viabilidade técnica e econômica para sistemas de aproveitamento energético do LFG (ESPÍRITO SANTO, 2019). Portanto, é importante que esses estudos também considerem a avaliação do impacto de possíveis cenários de desvios de resíduos dispostos em aterros, afim de evitar a interrupção futura de plantas de aproveitamento energético e investimentos desnecessários (ALTAN, 2015; YILMAZ; ABDULVAHITOĞLU, 2019). Assim, o modelo proposto no capítulo 2 foi utilizado neste trabalho para avaliar o impacto da extinção da disposição inadequada, redução da

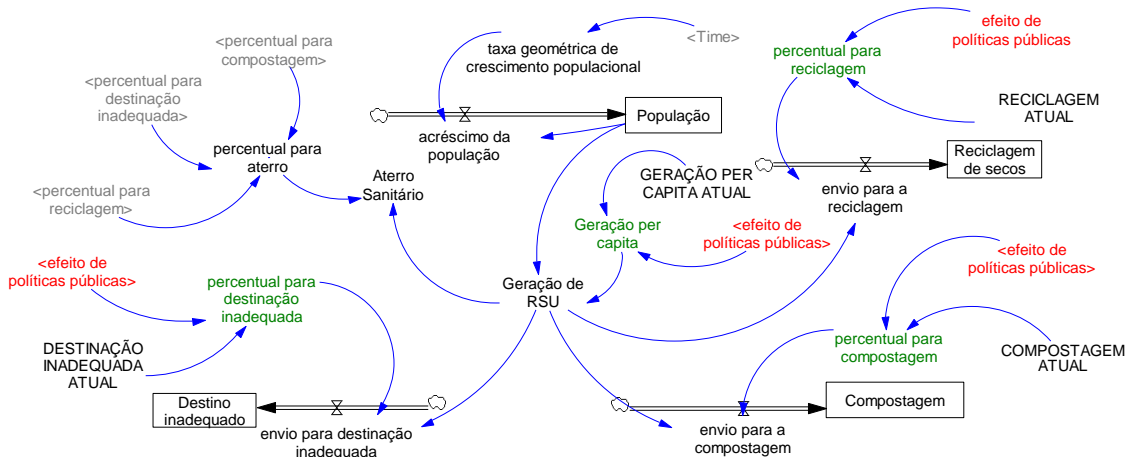
GPC e desvios de secos e úmidos do aterro sanitário no aproveitamento energético do LFG e consequentemente em sua viabilidade econômica.

4.2.2 Modelo de simulação e cenário base

O modelo de simulação utilizado foi desenvolvido no terceiro capítulo desta pesquisa e possui duas partes. A primeira parte (

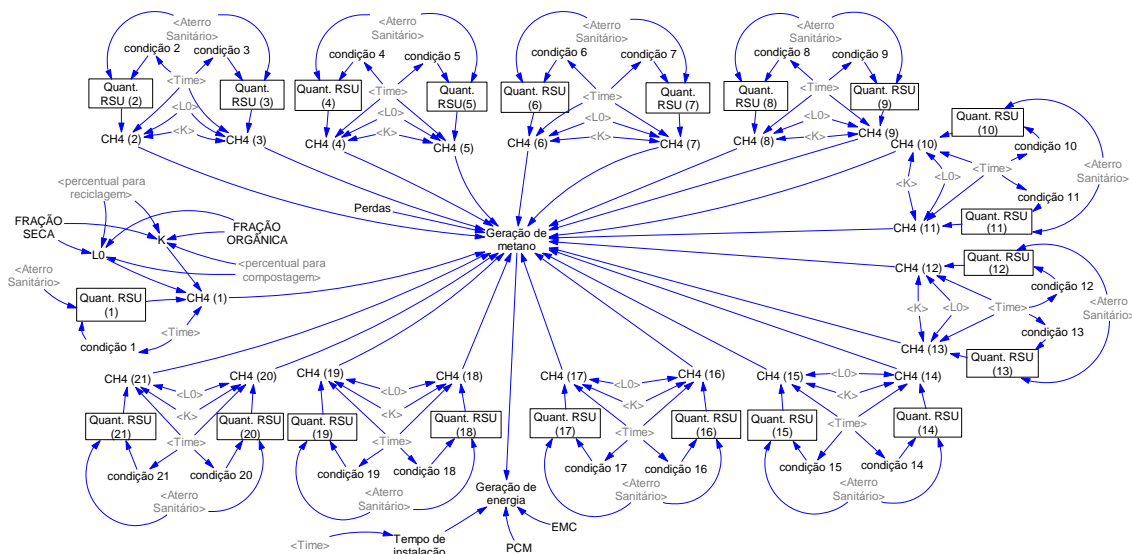
Figura 24) realiza a estimativa da geração de resíduos (em função da população e da geração per capita de RSU) e da quantidade de resíduos enviados para as diversas formas de disposição e destinação (aterro, compostagem, reciclagem de secos e destinação inadequada). enquanto a segunda parte do modelo

Figura 24: Modelo proposto (parte 1) para realizar a estimativa da quantificação dos resíduos enviados para cada destino



Fonte: Autoria própria

Figura 25: Modelo proposto (parte 2) para realizar a estimativa de geração de metano e energia



Fonte: Autoria própria

Neste artigo o modelo, diferentemente do abordado no capítulo 3, é utilizado para avaliar cenários de incerteza sob a implementação de políticas públicas (em vermelho na

Figura 24) influenciadoras dos eixos de GPC, percentual para reciclagem, compostagem e destinação inadequada (em verde na

Figura 24) na geração de energia elétrica nos aterros. A avaliação desses cenários ocorreu em um horizonte de 20 anos, entre 2020 e 2040 como indicado no PERS-ES (ESPÍRITO SANTO, 2019). Para simulação utilizou-se o software Vensim® PLE da Ventana Systems com intervalo de tempo de 1 e método de integração de Euler.

Para simulação do cenário base utilizou-se os dados de entrada do estado do Espírito Santo, por meio do PERS-ES, IBGE, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e da literatura conforme apresentado no Quadro 3. Além disso, os dados relacionados ao percentual de compostagem, reciclagem de secos e destinação inadequada foram atualizados para o ano de 2019.

Quadro 3: Dados de entrada do cenário base do estado do Espírito Santo para simulação

Variável	Dado	Fonte
População	4.064.052 habitantes	IBGE (2021c)
Geração per capita atual	0,33 ton.habitantes ⁻¹ .ano ⁻¹	Espírito Santo (2019)
Compostagem atual	0,1 %	SNIS (2021)
Destinação inadequada atual	10,5 %	SNIS (2021)
Reciclagem atual	1,5 %	SNIS (2021)
Percentual de perdas	35,0 %	Aghdam <i>et al.</i> (2018); Fei, Wen e Clercq (2019)
Eficiência do motor de combustão (EMC)	40,8 %	Kale e Gökçek (2020)
Potencial calorífico do metano (PCM)	0.0061 MWh.[Nm ³] ⁻¹	Santos <i>et al.</i> , (2019)
Fração seca no RSU	45,2 %	Espírito Santo (2019)
Fração orgânica no RSU	54,8 %	Espírito Santo (2019)

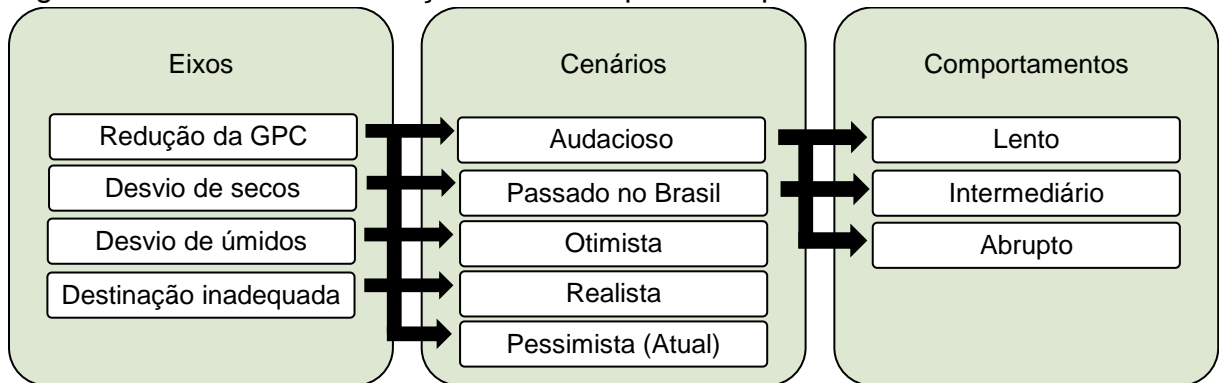
Fonte: Autoria própria

4.2.3 Formulação matemática do modelo

Considerando os desafios enfrentados pelo Brasil para a implementação de políticas de gestão de resíduos sólidos (CAMPOS, 2014; CETRULO *et al.*, 2018; CONKE, 2018; COSTA; DIAS, 2020; RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2015) e os desafios enfrentados pelo estado do Espírito Santo (BRINGHENTI *et al.*, 2019; CHAVES; SANTOS; ROCHA, 2014; DUTRA; YAMANE; SIMAN, 2018; SIMAN *et al.*, 2020; ZON *et al.*, 2020) para estimular o aumento da reciclagem, a redução da destinação

inadequada e da geração de resíduos são simulados 5 cenários de planejamento: Audacioso, Passado no Brasil, Otimista, Realista e Pessimista (Figura 26). O cenário Audacioso considera que o estado do Espírito Santo alcance o desempenho de países desenvolvidos nos eixos estudados (redução da GPC, desvio de secos e úmidos e destinação inadequada), enquanto o cenário baseado no Passado no Brasil supõe que o estado alcance o desempenho de algumas cidades brasileiras que se destacaram nos últimos anos. Os dois cenários foram elaborados a partir dos cenários desenvolvidos para o Brasil no segundo capítulo desta pesquisa e possuem três comportamentos distintos, com aprendizado Lento, Intermediário e Abrupto. Tais comportamentos estão relacionados a efetividade da implementação de políticas públicas nos eixos. Na curva de aprendizado Lento, por exemplo, os processos não são muito efetivos no início, exigindo que políticas mais rigorosas sejam aplicadas para sua intensificação ao final. Em contrapartida, no aprendizado Abrupto a implementação não sofre resistência o que ocasiona considerável evolução dos eixos em um período muito curto. No aprendizado Intermediário ocorre certa resistência no início, porém gradativamente observa-se a evolução dos eixos.

Figura 26: Cenários de evolução nos eixos para o Espírito Santo



Fonte: Autoria própria

O cenário Audacioso considera que o estado do Espírito Santo alcance o desempenho de países desenvolvidos nos eixos estudados (redução da GPC, desvio de secos e úmidos e destinação inadequada), enquanto o cenário baseado no Passado no Brasil supõe que o estado alcance o desempenho de algumas cidades brasileiras que se destacaram nos últimos anos. Os dois cenários foram elaborados a partir dos cenários desenvolvidos para o Brasil no primeiro capítulo desta pesquisa e possuem três comportamentos distintos, com aprendizado Lento, Intermediário e Abrupto. Tais comportamentos estão relacionados a efetividade da implementação de políticas

públicas nos eixos. Na curva de aprendizado Lento, por exemplo, os processos não são muito efetivos no início, exigindo que políticas mais rigorosas sejam aplicadas para sua intensificação ao final. Em contrapartida, no aprendizado Abrupto a implementação não sofre resistência o que ocasiona considerável evolução dos eixos em um período muito curto. No aprendizado Intermediário ocorre certa resistência no início, porém gradativamente observa-se a evolução dos eixos.

No cenário Otimista as metas sugeridas pelo PERS-ES (ESPÍRITO SANTO, 2019) para eliminação das formas inadequadas de disposição, redução de resíduos recicláveis secos e úmidos dispostos em aterros e redução da GPC são atendidas totalmente (100%) até o horizonte de simulação, enquanto no cenário Realista essas metas são atendidas parcialmente (50%). Já o cenário Pessimista é baseado na situação atual, neste caso não há influência política. Ademais, todos os cenários foram confeccionados a partir dos parâmetros apresentados na Tabela 6 relacionados as variáveis GPC, percentual de reciclagem, compostagem e destinação inadequada.

Tabela 6: Parâmetros utilizados nos eixos de geração per capita, destinação inadequada e desvio de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário

Cenários	Comportamento	Eixos			
		Redução da GPC (%)	Desvio de secos (%)	Desvio de úmidos (%)	Destinação inadequada (%)
Pessimista (Atual)	-	0,0	1,50	0,01	10,5
Realista	-	-10,0	10,1	10,3	-10,5**
Otimista	-	-20,0	18,9	20,5	-10,5*
Audacioso	Abrupto	-47,2	21,8	10,8	-10,5
	Intermediário	-22,0	23,9	19,8	-10,5
	Lento	-20,0	22,5	14,2	-10,5
Passado no Brasil	Abrupto	-40,0	24,4	3,4	-10,5
	Intermediário	-18,9	13,4	2,4	-10,5
	Lento	-19,8	5,0	1,6	-10,5

Fonte: elaborada pela autora, baseado em Chen (2019), EPA Taiwan (2020), Espírito Santo (2019), EUROSTAT (2020), Sastre, Llopart e Puig Ventosa (2018), SNIS (2020) e Wang et al. (2020). *Redução até 2024. ** Redução até 2028

Nos cenários Otimista e Realista os valores são atribuídos gradualmente ao longo dos anos, assim como sugerido no PERS-ES (ESPÍRITO SANTO, 2019). No cenário Pessimista é atribuído os valores atuais dos eixos ao longo do horizonte de simulação. Para os cenários Audacioso e baseado no Passado no Brasil e suas respectivas curvas de aprendizado, excepcionalmente, os dados foram utilizados para elaborar curvas em forma de S (Quadro 4). Essas curvas representam a influência da implementação de políticas públicas sobre as variáveis investigadas (CHAVES; SIMAN; CHANG, 2021). Dessa forma, como a variável política é qualitativa e atribui-

se um valor a ela referente ao seu grau de implantação (eixo x) que varia de zero, quando não há aplicação de política, até 1 quando há aplicação de políticas rigorosas (GHISOLFI *et al.*, 2017).

Quadro 4: Equações para os eixos de acordo com os cenários Audacioso e Passado desenvolvidos no Capítulo 3

Cenários	Comportamento	Variáveis	
		GPC	% para reciclagem
Audacioso	Lento	$y = -0,100 * \tanh(7x - 3,050) - 0,100$	$y = 0,113 * \tanh(7x - 3,250) + 0,113$
	Intermediário	$y = -0,110 * \tanh(12x - 3,890) - 0,110$	$y = 0,120 * \tanh(12x - 4,510) + 0,120$
	Abrupto	$y = -0,236 * \tanh(30x - 8,576) - 0,236$	$y = 0,109 * \tanh(30x - 9,424) + 0,110$
Passado no Brasil	Lento	$y = -0,099 * \tanh(7x - 5,324) - 0,099$	$y = 0,025 * \tanh(7x - 4,476) + 0,025$
	Intermediário	$y = -0,094 * \tanh(12x - 8,109) - 0,094$	$y = 0,067 * \tanh(12x - 7,490) + 0,067$
	Abrupto	$y = -0,203 * \tanh(30x - 18,203) - 0,203$	$y = 0,122 * \tanh(30x - 16,400) + 0,122$

Cenários	Comportamento	Variáveis	
		% compostagem	% para destinação inadequada
Audacioso	Lento	$y = 0,071 * \tanh(7x - 3,003) + 0,071$	$y = -0,053 * \tanh(7x - 4,403) - 0,053$
	Intermediário	$y = 0,099 * \tanh(12x - 4,510) + 0,099$	$y = -0,053 * \tanh(12x - 4,600) - 0,053$
	Abrupto	$y = 0,054 * \tanh(30x - 8,049) + 0,054$	$y = -0,053 * \tanh(30x - 8,576) - 0,053$
Passado no Brasil	Lento	$y = 0,008 * \tanh(7x - 4,476) + 0,008$	$y = -0,053 * \tanh(7x - 4,860) - 0,053$
	Intermediário	$y = 0,012 * \tanh(12x - 7,490) + 0,012$	$y = -0,053 * \tanh(12x - 5,300) - 0,053$
	Abrupto	$y = 0,017 * \tanh(30x - 17,797) + 0,017$	$y = -0,053 * \tanh(30x - 5,307) - 0,053$

Fonte: Autoria própria

Espera-se, ainda, que a implementação completa das políticas públicas ocorra entre os anos de 2020 e 2040, assim uma função rampa é utilizada para representar o grau de implementação das políticas ao longo do tempo. A função aumenta linearmente com uma inclinação definida entre intervalos de tempo de 2020 com grau de implementação de 0% e 2040 com 100% de implementação de políticas públicas (CHAVES; SIMAN; CHANG, 2021; ESPÍRITO SANTO, 2019). A equação que representa a função rampa está presente Apêndice C (Quadro 9) assim como todas as equações das variáveis presentes no modelo.

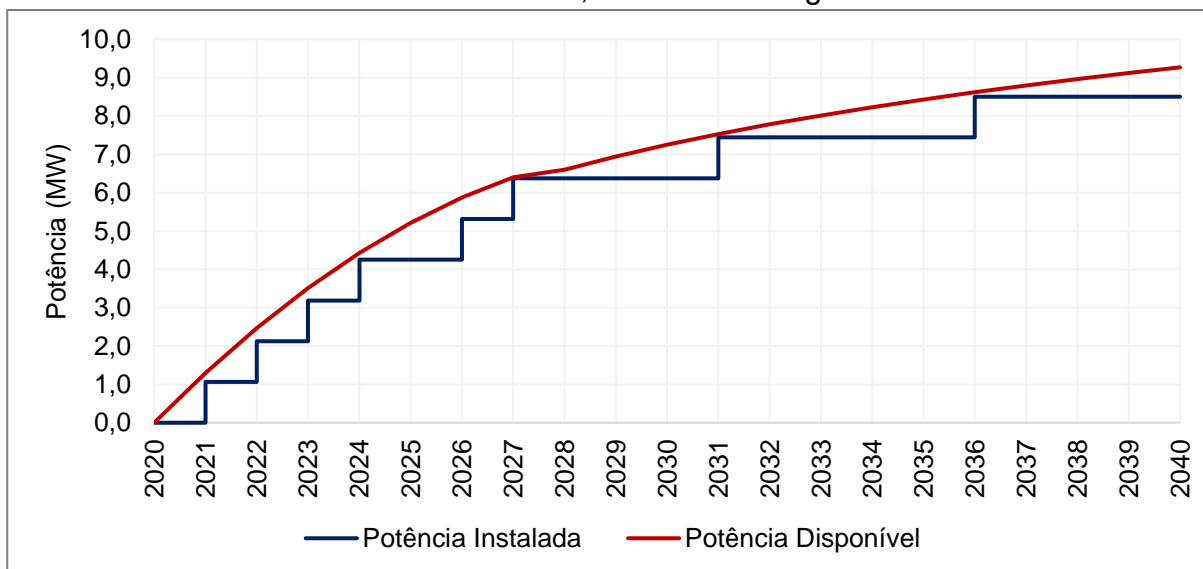
4.2.4 Análise de viabilidade econômica

Para determinação da viabilidade econômica foram considerados os custos de investimento, manutenção e operação da usina termelétrica movida a LFG. O investimento de instalação foi identificado através da Equação 27, desenvolvida no capítulo 2, na qual relaciona potência instalada (megawatt) e investimento inicial (milhões de USD). Esta equação foi baseada nos dados de Nascimento *et al.* (2019) de termelétricas movidas a LFG no Brasil.

$$I = 0.9388 * Potência (MW) - 0.1658 \quad (27)$$

Para cálculo do investimento considerou-se a potência instalada determinada por método de escalonamento (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018), com utilização de motores de combustão interna (MCI) de 1,063 MW, como apresentado na Figura 27. Segundo Kale e Gökçek (2020) tais motores possuem eficiência elétrica de 40,8% e custos de investimento, manutenção e operação em função da potência (USD.kW^{-1}) mais baixos em comparação a outros MCIs. Além disso, foi atribuído um fator de capacidade de 0,60 como mencionado por de Brito *et al.* (2021) e dos Santos, Barros e Tiago Filho (2018). O fator de capacidade é essencial para projetos de aproveitamento energético, pois indica a relação entre a energia real gerada e a capacidade instalada (CUDJOE *et al.*, 2021).

Figura 27: Exemplificação da relação entre potência disponível e potência instalada com motores de combustão interna de 1,063 MW ao longo dos anos



Fonte: Elaborada pela autora, baseado em dos Santos, Barros e Tiago Filho (2018)

A análise da viabilidade econômica ocorreu através da determinação do Valor presente líquido (VPL) e o Custo nivelado de energia (CNE) apresentados nas Equações 28 e 29 (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018; SANTOS *et al.*, 2019). O VPL desconta todos os fluxos de receita líquida futura ao seu valor presente (REMER; NIETO, 1995). O VPL é um indicador de viabilidade, assim valores positivos de VPL denotam que o projeto é viável economicamente, enquanto valores negativos indicam inviabilidade do mesmo (SANTOS *et al.*, 2019). O CNE é um indicador da tarifa mínima a ser atribuída para obter viabilidade no projeto. Esse indicador é calculado por meio da razão entre a soma dos custos transferidos para o ano inicial e a energia produzida (BRANKER; PATHAK; PEARCE, 2011; SANTOS *et al.*, 2019).

Para análise da viabilidade econômica, calculou-se também o período de retorno (PR) do investimento na Equação 30, de acordo com o indicado por Cudjoe, Han e Chen (2021). O período de retorno é um importante indicador para a viabilidade econômica, uma vez que indica o período necessário para recuperar o valor investido no projeto de aproveitamento do LFG para produção de energia (CUDJOE; HAN, 2020; CUDJOE; HAN; CHEN, 2021).

$$VPL = \sum_{t=1}^m \frac{En.T - Co\&m}{(1+i)^t} - I \quad (28)$$

$$CNE = \frac{\sum_{t=0}^m \frac{Cn}{(1+i)^t}}{\sum_{t=0}^m \frac{En}{(1+i)^t}} \quad (29)$$

$$PR = \frac{I + \sum_{t=0}^m \frac{Co\&m}{(1+i)^t}}{Rec - Co\&m} \quad (30)$$

Onde:

VPL: Valor presente líquido (milhões de USD);

E: Produção anual de eletricidade (MWh);

T: Taxa de venda de energia (USD.MWh⁻¹);

Co&m: Custo de manutenção e operação (milhões de USD);

i: Taxa de desconto (%);

I: Custo de investimento (milhões de USD);

n: Ano de análise (ano)

CNE: Custo nivelado de energia (USD.MWh⁻¹);

C: Custo anual (USD.ano⁻¹);

t: tempo após o início da operação (ano).

PR: Período de retorno (anos);

Rec: Receitas (milhões de USD).

Os custos de manutenção e operação foram fixados em 5% do investimento inicial (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018; SANTOS *et al.*, 2019). Adotou-se uma taxa de desconto (i) de 12% (BERNAL *et al.*, 2017; LUZ *et al.*, 2015) e um fator de emissão para geração de energia (F1) de 0,467 tCO₂.MWh⁻¹ (COSTA *et al.*, 2016; OTOMA; DIAZ, 2017). O valor de crédito de carbono adotado foi de 30,72 USD.tCO₂-1, valor médio entre março de 2019 e janeiro de 2021 (INVESTING, 2021).

Para a tarifa de venda de energia (T) foi adotada a modalidade do mercado regulado de energia (MRE) através de leilões, uma vez que, essa mostrou-se mais vantajosa

(capítulo 3) em comparação ao mercado livre de energia (MLE). Portanto, considerou-se que a energia estaria disponível para o Sistema Interligado de Energia Nacional (SIEN), de acordo com o preço do 23º Leilão A5 para o empreendimento de biogás no valor de 251,00 R\$.MWh⁻¹ ocorrido em 2016 (ANEEL, 2021b). Esse valor foi atualizado para 2021 (IBGE, 2021b) e convertido em dólar em 30 de maio de 2021, resultando em 60,87 USD.MWh⁻¹. Além da venda de eletricidade, considerou-se também a possibilidade de receitas adicionais (Equação 31) provenientes da venda de Créditos de Carbono (CC) no Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Essa receita foi calculada considerando o crédito anual de carbono por meio da geração de eletricidade (CC_g), referente as reduções de GEE devido ao aproveitamento do LFG para geração de eletricidade (DOS SANTOS; BARROS; TIAGO FILHO, 2018). O Quadro 5 apresenta o resumo das variáveis utilizadas para determinar a viabilidade econômica e receitas adicionais com a venda de crédito de carbono.

$$CC_g = F_1 \cdot En \cdot V_c \quad (31)$$

Onde:

CC_g: Receitas com a venda de crédito de carbono para geração de eletricidade (USD);

F₁: Fator de emissão para geração de energia (tCO₂.MWh⁻¹);

V_c: Valor do crédito de carbono (USD.tCO₂⁻¹);

Quadro 5: Variáveis utilizadas para análise de viabilidade econômica

Símbolo	Variável	Unidade	Valor	Fonte
E	Produção anual de eletricidade	MWh	Cenários simulados	Modelo de DS
T	Taxa de venda de energia	USD.MWh ⁻¹	56,01	ANEEL (2021b)
C _{o&m}	Custos de manutenção e operação	%	5	Dos Santos, Barros e Tiago Filho, 2018; Santos <i>et al.</i> (2019)
i	Taxa de juros anual	%	12	Bernal <i>et al.</i> (2017); Luz <i>et al.</i> (2015)
I	Investimento inicial	USD	Equação 27	Baseado em Nascimento <i>et al.</i> (2019)
m	Vida útil do projeto	ano	21	Simulation time stipulated
n	Ano de análise	ano	1	Intrinsic to the SD model
C	Custo anual	USD.ano ⁻¹	Soma de Co&m e I	Calculado
Rec	Receita	USD	Média anual	
F ₁	Fator de emissão para geração de energia	tCO ₂ .MWh ⁻¹	0,467	Costa <i>et al.</i> (2016); Otoma e Diaz (2017)
V _c	Valor do crédito de carbono	USD.tCO ₂ ⁻¹	30,72	Investing (2021)

4.2.5 Balanço de emissões

O balanço de emissões foi realizado avaliando as reduções decorrentes do aproveitamento do LFG para geração de energia. Portanto, comparou-se as reduções acumuladas durante o período de simulação de 20 anos em cada cenário com as emissões do setor elétrico brasileiro em 2019. Para tanto, foram consideradas as emissões de todas as fontes geradoras de eletricidade e as emissões geradas apenas pela utilização da biomassa (RSU, animal, florestal, resíduos agroindustriais e biocombustíveis líquidos). Os dados utilizados são originários da Empresa de Pesquisa Energética (EPE) e indicam que a produção total de eletricidade em 2019 foi de 623,6 TWh, onde 8,4% foram provenientes da biomassa (EPE, 2020b), resultando em uma emissão de 90,0 kgCO₂-eq.MWh⁻¹ (EPE, 2020c).

4.2.6 Análise de sensibilidade econômica

A análise de sensibilidade empregando indicadores econômicos tem a função de descrever a influência das variáveis de entrada no equilíbrio financeiro do empreendimento (AYODELE; OGUNJUYIGBE; ALAO, 2018; CUDJOE; HAN; CHEN, 2021; CUDJOE; HAN; NANDIWARDHANA, 2020; OGUNJUYIGBE; AYODELE, 2016). Com esse propósito, foram analisados os impactos de variáveis operacionais (eficiência de coleta do LFG, fator de capacidade) e instrumentos econômicos (taxas de desconto e custo de investimento variáveis), nas variáveis VPL, CNE e PR. A eficiência de coleta e estratégias de redução de perdas do LFG, podem estar relacionadas a não só às condições climáticas, como também àquelas operacionais do aterro (AYODELE; ALAO; OGUNJUYIGBE, 2020; SCHEUTZ; KJELDTSEN, 2019; WANG *et al.*, 2013) e do sistema de coleta de biogás implantado (AMINI; REINHART; NISKANEN, 2013; SPOKAS *et al.*, 2006; VILLANUEVA-ESTRADA *et al.*, 2019) as quais finalmente possibilitam, não só a ampliação do fator de capacidade da planta em uso, como também a diluição de outras despesas com manutenções e operação. Por outro lado, a taxa de desconto é utilizada para determinar a equivalência no presente de um valor futuro e aspectos relacionados ao risco de investimento (financiamento, inflação, oscilações no Produto Interno Bruto, instrumentos econômicos entre outros) devem ser considerados para seu cálculo (FALCHETTA *et al.*, 2021). Da mesma forma, os custos de investimento são influenciados diretamente pelo custo do equipamento, tipo de capital utilizado (financiamento ou recursos próprios) entre outros fatores.

Ademais, os intervalos de valores atribuídos as variáveis eficiência de coleta do LFG, fator de capacidade, taxa de desconto, custos de investimento (em relação ao valor original) utilizadas na análise de sensibilidade estão presentes no Quadro 6.

Quadro 6: Valores iniciais e finais utilizados na análise de sensibilidade econômica

Variável	Valor inicial	Valor final	Fonte
Eficiência de coleta do LFG	30%	90%	Cudjoe, Han e Chen (2021)
Fator de capacidade	40%	80%	Altan (2015) e Cudjoe, Han e Chen (2021)
Taxa de desconto	5%	50%	Cudjoe, Han e Nandiwardhana (2020)
Custos de investimento (em relação ao valor original)	70%	130%	Santos <i>et al.</i> (2019)

Fonte: elaborado pela autora a partir de Cudjoe, Han e Chen (2021), Altan (2015), Cudjoe, Han e Chen (2021), Cudjoe, Han e Nandiwardhana (2020) e Santos *et al.* (2019)

4.3 RESULTADOS

Nesta seção são apresentados os resultados do potencial de geração de metano e energia elétrica, bem como os resultados econômicos dos cenários analisados. Além disso, ao final é realizada uma análise de sensibilidade de alguns parâmetros que podem influenciar no equilíbrio econômico dos cenários.

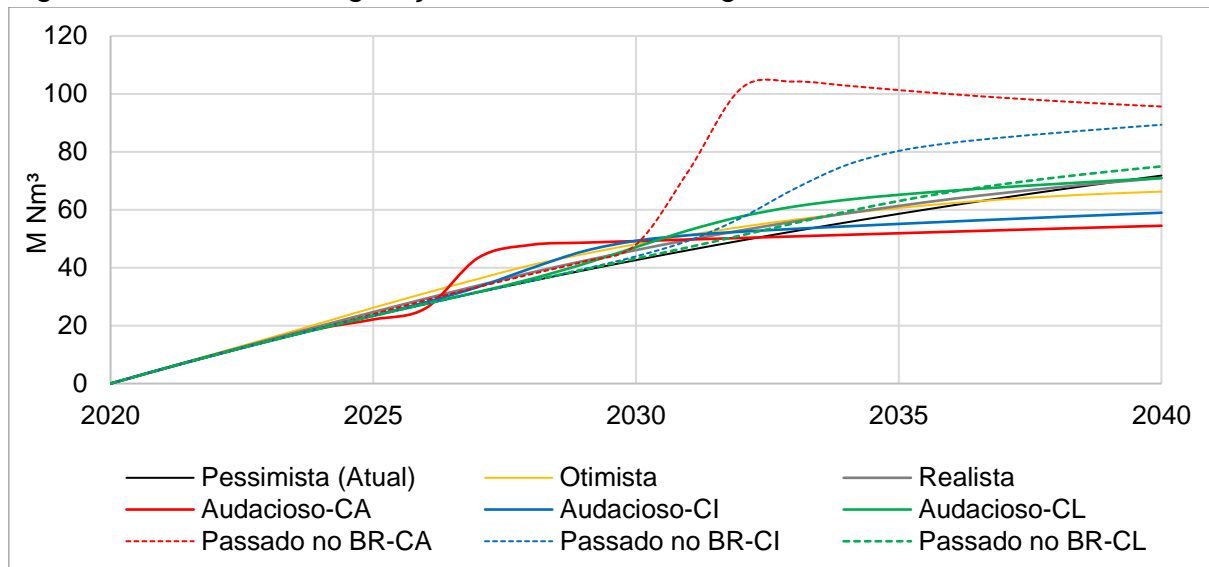
4.3.1 Potencial de geração de metano e energia

O potencial de geração de metano ao longo do horizonte de simulação (Figura 28) variou entre 5.070.300 Nm³.ano⁻¹ e 95.641.500 Nm³.ano⁻¹. Este intervalo é semelhante ao encontrado por Cudjoe e Han (2020) em um estudo realizado no distrito mais populoso de Pequim que possui uma população semelhante a do estado do Espírito Santo. Embora ao final do horizonte de simulação, o pior cenário (Audacioso – CA) tenha alcançado apenas 57% do metano gerado no melhor cenário (Passado no BR – CA), sua geração ainda é superior a obtida em alguns países como Gabão, Gâmbia, Guiné-Bissau e Namíbia, enquanto o melhor cenário possui um potencial superior a países como Congo e Serra Leoa de acordo com o estudo de Scarlat *et al.* (2015).

Ademais, a quantidade de metano gerada é maior nos cenários onde há maior percentual de desvio de resíduos secos e menores percentuais de desvio de resíduos biodegradáveis, isso ocorre em função da alteração na umidade e composição dos resíduos dispostos no aterro (CUDJOE; HAN, 2020). Em outros termos, o desvio de resíduos secos faz com que aumente o percentual de resíduos biodegradáveis no RSU, que por sua vez, aumenta também o teor de umidade no aterro e conseqüentemente a produção de metano. A título de exemplo, um estudo realizado

por Mboowa *et al.* (2017) em aterros da Índia constatou que áreas com alto percentual de orgânicos (92%) e teor de umidade (25% base seca) produziram 80% mais metano que outras áreas. Aspecto esse constatado no cenário Passado BR – CA, onde houve considerável aumento da geração de metano entre os anos de 2030 e 2032 devido ao abrupto aumento do percentual da MO (20%).

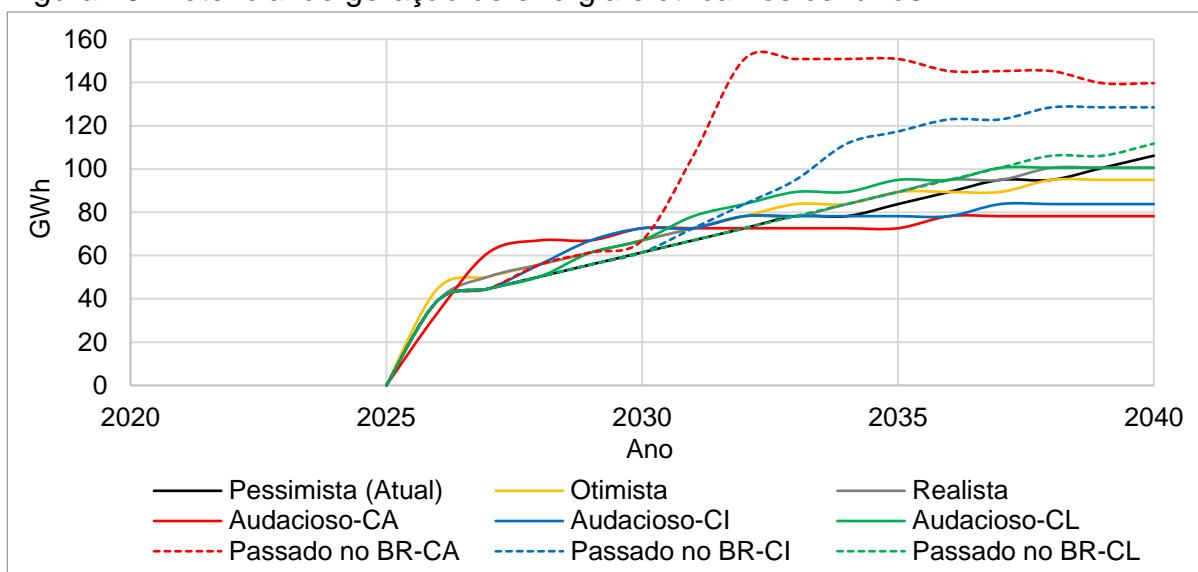
Figura 28: Potencial de geração de metano ao longo dos anos nos cenários



Fonte: Autoria própria. Passado BR: baseado no passado no Brasil; CA: comportamento abrupto; CI: comportamento intermediário; CL: comportamento lento

A geração de energia nos cenários (Figura 29) foi afetada pela produção de metano, portanto cenários com baixo percentual de desvio de resíduos biodegradáveis (os cenários do Passado no BR) geraram mais eletricidade. Isso está em consonância com os achados de Cudjoe, Han e Chen (2021) e Ayodele, Ogunjuyigbe e Alao (2017), que concluíram que alta quantidade de resíduos orgânicos em aterros contribuiu para a produção de metano e consequentemente energia elétrica. Além disso, os cenários com pior desempenho são aqueles onde houve maior desvio de resíduos orgânicos, aumentando assim o percentual de resíduos secos/não biodegradáveis no aterro. Isso está em conformidade com o encontrado por Cudjoe e Han (2020), os autores afirmam que a alta quantidade de resíduos não degradáveis, como plásticos em aterros, retarda/reduz a produção de metano e consequentemente energia elétrica. Apesar disso, o cenário de pior desempenho (Audacioso – CA) alcançou em torno de 1.056 GWh ao longo do período de simulação, enquanto o cenário Passado no BR - CA alcançou 1.693 GWh, isso equivale a 5% e 8% da eletricidade gerada partir do LFG no Brasil atualmente (ANEEL, 2021a).

Figura 29: Potencial de geração de energia elétrica nos cenários



Fonte: Autoria própria. Passado BR: baseado no passado no Brasil; CA: comportamento abrupto; CI: comportamento intermediário; CL: comportamento lento

4.3.2 Resultados econômicos

A Tabela 7 apresenta os resultados econômicos dos cenários com e sem venda de crédito de carbono, bem como o preço do custo nivelado de energia. Como observado as maiores receitas foram obtidas nos cenários Passado no BR, uma vez que, esses geram maior quantidade de energia. Tais receitas também poderiam ser aumentadas em 22% caso o projeto fosse inserido no mercado de crédito de carbono com os atuais preços de venda. Entretanto, cabe salientar que o mercado de CC passa por muitas oscilações. Entre 2013 e 2018, por exemplo, o mercado teve considerável baixa nos preços (INVESTING, 2021) o que poderia gerar instabilidade nas receitas adquiridas pela usina.

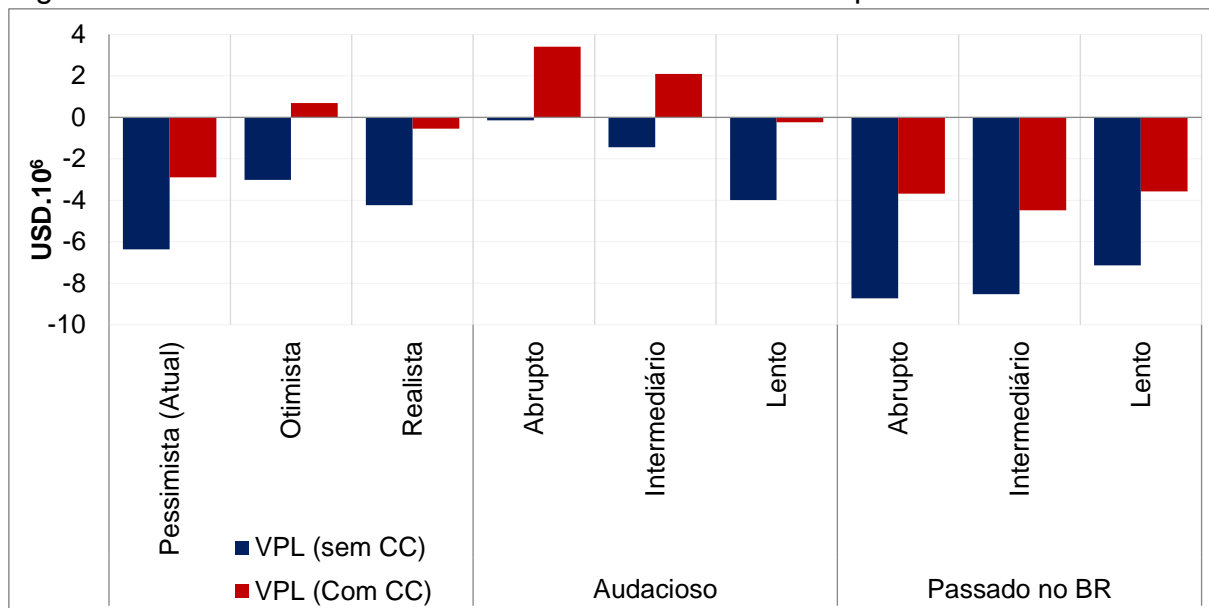
Tabela 7: Resultados econômicos para cada cenário avaliado

Cenários	Comportamentos	Sem venda de créditos de carbono		Com venda de créditos de carbono		CNE (USD.MWh ⁻¹)
		Receitas (Milhões de USD)	PR (Ano)	Receitas (Milhões de USD)	PR (Ano)	
Pessimista (Atual)		71,5	27,7	87,0	22,7	89,4
Otimista		73,7	23,3	89,6	19,4	75,3
Realista		74,7	24,7	90,9	20,5	79,9
Audacioso	Abrupto	67,6	20,2	82,2	17,0	64,5
	Intermediário	69,0	21,6	84,0	18,1	69,6
	Lento	76,5	24,3	93,1	20,2	78,8
Passado no BR	Abrupto	108,3	27,2	131,9	22,4	88,0
	Intermediário	87,2	29,0	106,2	23,7	93,2
	Lento	74,4	28,5	90,5	23,3	91,7

Fonte: Autoria própria. CNE: Custo nivelado de energia; PR: Período de Retorno

Além disso, receitas adicionais com a venda de CC também podem ser uma alternativa para reduzir o tempo de retorno do investimento, entretanto para os cenários avaliados, apenas o Otimista, Audacioso – CA e Audacioso – CI alcançaram período de retorno do investimento inferior ao período de simulação. Tais cenários também foram os únicos que obtiveram VPL positivo (Figura 30) indicando viabilidade econômica da planta. Esse achado está em conformidade com o estudo de Otoma e Diaz (2017), das alternativas avaliadas nenhuma se torna lucrativa (considerando os parâmetros atuais) sendo necessário receitas adicionais advindas do mercado de carbono para que isso ocorra. Outro fator importante é o valor do CNE, que indica a taxa mínima de venda de energia para que o cenário seja economicamente viável (SANTOS *et al.*, 2019). Neste caso, os valores estão abaixo da taxa de venda de energia utilizada para obtenção das receitas o que justifica a inviabilidade dos cenários avaliados.

Figura 30: VPL com e sem a venda de créditos de carbono para os cenários



Fonte: Autoria própria. Passado BR: baseado no passado no Brasil; CA: comportamento abrupto; CI: comportamento intermediário; CL: comportamento lento; VPL (sem CC): Valor presente líquido sem venda de crédito de carbono; VPL (com CC): Valor presente líquido com venda de crédito de carbono

4.3.3 Análise de sensibilidade e sugestões de reequilíbrio econômico

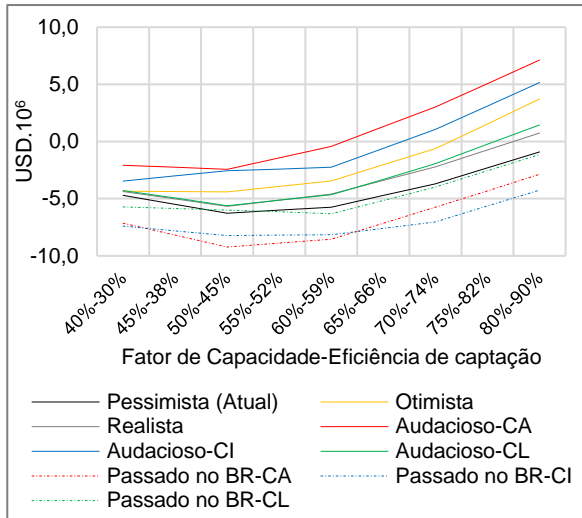
A análise de sensibilidade foi realizada para avaliar a influência das mudanças na eficiência de captação, fator de capacidade, taxa de desconto e custo de investimento sobre o VPL, CNE e PR. A princípio verificou-se o impacto da variação de cada parâmetro separadamente mantendo os demais parâmetros constantes. Portanto, reduções no custo de investimento aumentam a viabilidade do projeto (VPL), reduzem

os valores de CNE e o tempo de retorno, assim como constatado no estudo de Santos et al. (2019). Entretanto, o VPL somente se tornou positivo, para todos os cenários, quando o custo de investimento foi inferior a 68% do custo inicial, percentual este fora do intervalo inicial. Além disso, reduções na taxa de desconto aumentam o VPL e reduzem o CNE e o período de retorno, como indicado por Cudjoe et al. (2021) e Cudjoe, Han e Nandiwardhana (2020). Neste caso, taxas de desconto inferiores a 8% tornaram todos os cenários viáveis.

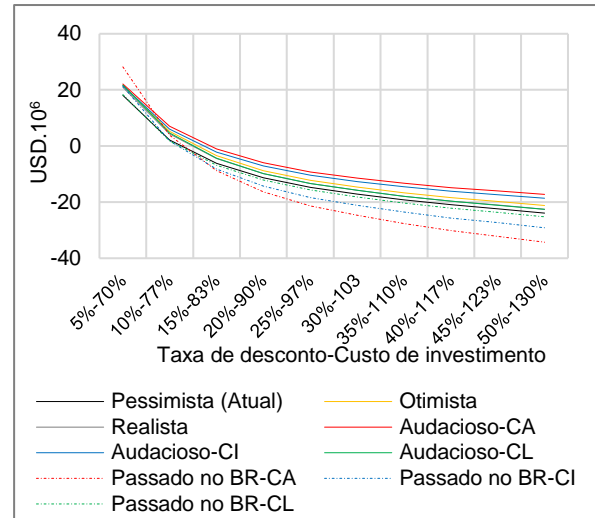
Ademais, como também como constatado por Ayodele, Ogunjuyigbe e Alao (2018), o aumento do fator de capacidade também aumenta a viabilidade do projeto, reduz os valores de CNE e o período de retorno. Assim, fator de capacidade superior a 88%, neste caso também fora do intervalo inicial estipulado, tornam todos os cenários viáveis. Além disso, embora o aumento da eficiência de coleta colabore com o aumento do VPL, reduções nos valores de CNE e período de retorno (CUDJOE; HAN; CHEN, 2021), nenhum cenário se tornou viável. Isso possivelmente está relacionado ao fato de utilizar a potência instalada para cálculo do investimento inicial, uma vez que, é proporcional a potência disponível e conseqüentemente a eficiência de captação de LFG.

Posteriormente, devido aos resultados da análise de sensibilidade individual para os parâmetros avaliados, optou-se por realizar também uma análise de sensibilidade agrupando parâmetros operacionais (eficiência de captação e fator de capacidade) e econômicos (custo de investimento e taxa de desconto), apresentado na Figura 31. Como observado nas Figura 31(a), 9(c) e 9(e), o aumento da eficiência de captação que por sua vez influencia também no aumento do fator de capacidade, tende a aumentar o VPL, reduzir o CNE e o período de retorno. No entanto apenas os cenários Otimista, Realista, Audacioso-CA, Audacioso – CI e Audacioso-CL se tornam viáveis. Tais valores são mais bem detalhados no Apêndice C (Tabela 11 e Tabela 12). Por outro lado, taxas de desconto abaixo de 10% combinadas com custo de investimento inferior a 77% do valor inicial, tornam todos os cenários viáveis e reduzem consideravelmente os valores de CNE e período de retorno, como observado na Figura 31(b), 9(d) e 9(f).

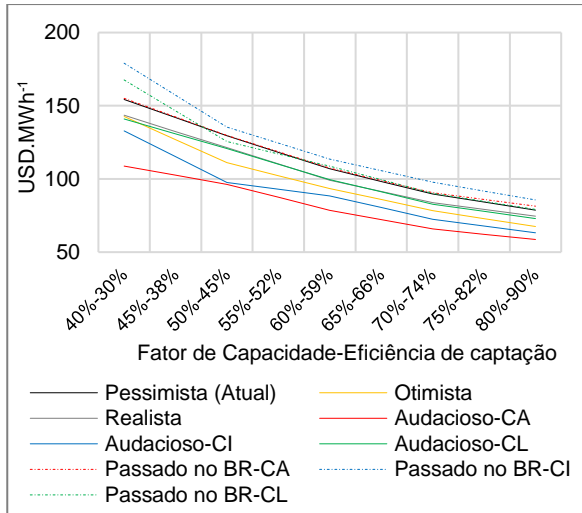
Figura 31: Resultado da análise de sensibilidade para o VPL, CNE e PR



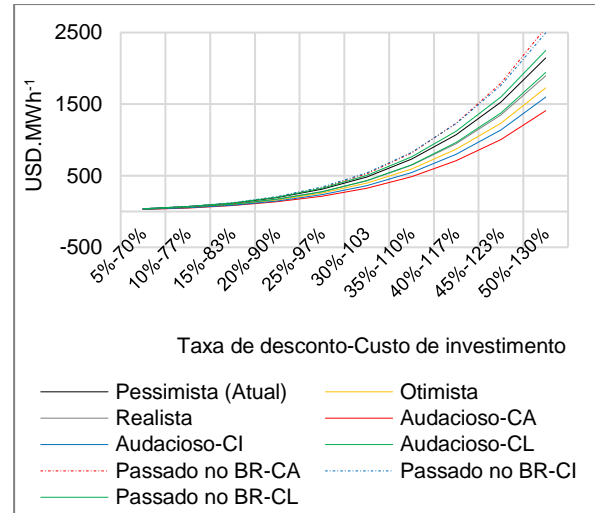
(a) VPL com variação nos parâmetros: eficiência de captação e fator de capacidade.



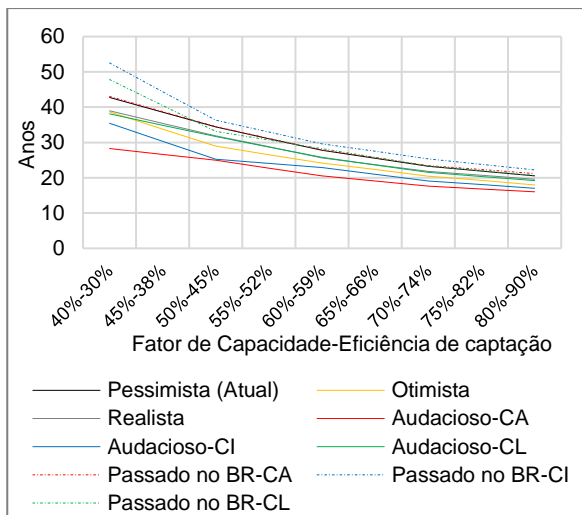
(b) VPL com variação nos parâmetros: custo de investimento e taxa de desconto.



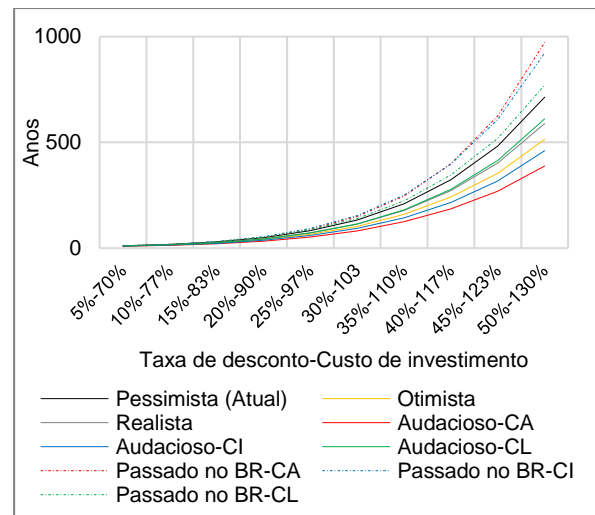
(c) CNE com variação nos parâmetros: eficiência de captação e fator de capacidade.



(d) CNE com variação nos parâmetros: custo de investimento e taxa de desconto.



(e) PR com variação nos parâmetros: eficiência de captação e fator de capacidade.



(f) PR com variação nos parâmetros: custo de investimento e taxa de desconto.

4.4 DISCUSSÃO

Os desvios de resíduos secos e úmidos para reciclagem reduz a quantidade enviada para aterro sanitário, proporcionando o prolongamento de sua vida útil (HUTRINDO; HARDIANTO; PRAWISUDHA, 2018; XIAO *et al.*, 2020), este aspecto é favorável para locais onde as áreas são escassas e/ou onerosas (SANTOS *et al.*, 2019). Além disso, os desvios de recicláveis secos possibilita aumento das receitas nas associações de catadores, uma vez que, um dos principais desafios dessas organizações é aumentar o acesso a esses resíduos (DUTRA; YAMANE; SIMAN, 2018). Já os resíduos úmidos desviados para unidades de compostagem e tratamento mecânico e biológico (UTMB) geram receitas através da venda de composto, biofertilizantes, bem como metano ou energia, no caso das UTMB (LI; HUANG; HARDER, 2017).

Entretanto, os desvios de resíduos úmidos impactam na geração e consequente aproveitamento do LFG em aterros sanitários. Nos cenários de pior desempenho, por exemplo, houve maior percentual de desvios de biodegradáveis, este resultado está em conformidade com os achados de Altan (2015), segundo o autor o desvio de resíduos biodegradáveis, incentivado por políticas ambientais na Turquia, poderia reduzir a geração de LFG em 40% até 2040. Por outro lado, o desvio de resíduos secos e não úmidos (como nos cenários baseados no Passado BR) é uma prática favorável para a geração de LFG, visto que, o percentual de resíduos biodegradáveis no aterro tende a aumentar em função do desvio de resíduos secos. Na digestão anaeróbia, por exemplo, onde o percentual de matéria orgânica compreende 100% dos resíduos, os potenciais de geração de metano podem ultrapassar os $200 \text{ Nm}^3 \cdot \text{ton}^{-1}$ (DE SOUZA *et al.*, 2014; IMU; SAMUEL, 2014).

Tais aspectos tendem também a influenciar na geração de energia elétrica. A título de exemplo, a eletricidade gerada ao longo do período de simulação no cenário Audacioso-CA poderia atender a 392.699 habitantes em um ano, enquanto o cenário baseado no Passado BR-CA atenderia 629.565 habitantes. Cálculo este realizado a partir do consumo residencial da Região Sudeste (onde o Espírito Santo está inserido) em 2019, que compreendeu $2.698 \text{ kWh} \cdot \text{hab}^{-1}$ (EPE, 2020a). A geração de eletricidade nesses dois cenários poderia atender 9,7% (Audacioso – CA) e 15,5% (Passado no BR) da população do estado em um ano. Este é um aspecto relevante, visto que, existe a necessidade de diversificar da matriz elétrica brasileira que atualmente é altamente dependente de usinas hidrelétricas, fazendo com que períodos de escassez de chuvas a tarifa de energia aumente e até mesmo ocasiona apagões no setor

elétrico, como ocorreu entre os anos de 2001 e 2002 (LARA FILHO; UNSIHUAY-VILA; DA SILVA, 2019).

Embora os cenários baseados no Passado BR produzam maior quantidade de LFG e eletricidade e comparação os outros cenários, eles são menos viáveis. Isso possivelmente está relacionado ao alto custo de instalação, calculado a partir da potência instalada que por sua vez está diretamente relacionada a potência disponível, maior nesses cenários. Por outro lado, os cenários Audaciosos, mesmo que inviáveis a princípio, possuem os maiores VPLs e estão em torno dos valores encontrados por Santos *et al.* (2019) e de Brito *et al.* (2021) para o Brasil, cerca de 0,6 USD.10⁶ e 0,2 USD.10⁶, respectivamente. Os autores ainda compararam diversas tecnologias e concluíram que a obtenção de eletricidade a partir do LFG é mais viável, diferentemente do mencionado por Cudjoe, Han e Nandiwardhana (2020) e Ogunjuyigbe e Ayodele e Alao (2017) que apontam a digestão anaeróbia (DA) como a mais viável na China e Nigéria, respectivamente. De Brito *et al.* (2021) menciona que no Brasil a geração de biogás na DA é insuficiente para compensar a instalação e os custos de manutenção e operação ao longo dos anos e que a alternativa seria economicamente interessante caso usada para aquecimento e não geração de eletricidade.

Ademais, todos os cenários podem se tornar viáveis (VPL positivo) caso o valor assumido de CNE seja superior a 93,2 USD.MWh⁻¹. Neste caso, seria interessante a realização de leilões específicos para projetos de geração de energia elétrica a partir do LFG (SANTOS *et al.*, 2019). A ANEEL, por exemplo, pretende realizar em setembro de 2021 um leilão exclusivo para projetos de geração eletricidade a partir de RSU, somente para processos térmicos como incineração e gaseificação (ABREN, 2021). Essa iniciativa é extremamente importante para viabilizar esse tipo de projeto, uma vez que, torna-se difícil competir em leilões gerais com outras de fontes renováveis menos onerosas.

Outro aspecto que pode contribuir com o aumento do VPL é a ampliação das receitas pela venda de créditos de carbono (SANTOS *et al.*, 2019). Essas receitas são advindas de nações desenvolvidas que compram esses créditos para satisfazer os objetivos de reduções de emissões de seu país, como acordado no Protocolo de Quioto (PURMESSUR; SURROOP, 2019) e para realizar a estimativa dessas reduções é utilizado o indicador emissões equivalentes de CO₂. Assim, na Tabela 8 é apresentada as emissões equivalentes ao longo do período de simulação para todos

os cenários. No pior cenário (Audacioso-CA) as reduções excedem 490.000 t.CO_{2eq}, enquanto no melhor cenário (Passado no BR-CA) ultrapassam 790.000 t.CO_{2eq}. Além disso, comparou-se também as emissões evitadas com a geração de eletricidade a partir de outras fontes. Comparada a toda a matriz elétrica brasileira, por exemplo, os cenários poderiam mitigar apenas 0,9 a 1,4% das emissões de CO_{2eq}, entretanto comparando apenas a matriz elétrica proveniente da biomassa, esse potencial alcança significativos 10,4 a 16,7%, a depender do cenário.

Tabela 8: Reduções de carbono equivalente para os cenários avaliados

Cenários	Reduções (tCO ₂)	Reduções em relação a matriz elétrica brasileira	Redução em relação a matriz elétrica proveniente da biomassa	
Pessimista (Atual)	521614	0,9%	11,0%	
Otimista	537263	1,0%	11,3%	
Realista	545087	1,0%	11,5%	
Audacioso	Abrupto	492925	0,9%	10,4%
	Intermediário	503358	0,9%	10,6%
	Lento	558127	1,0%	11,8%
Passado no BR	Abrupto	790246	1,4%	16,7%
	Intermediário	636369	1,1%	13,4%
	Lento	542479	1,0%	11,5%

Fonte: Autoria própria

A análise de sensibilidade demonstrou que o aumento da eficiência de captação do LFG juntamente com o fator de capacidade poderia viabilizar alguns cenários. Aspectos operacionais como o tipo de sistema de captação (ativo/passivo) e a utilização de coletores ou poços podem influenciar a eficiência de captação do LFG (MØNSTER *et al.*, 2015; SCHEUTZ; KJELDSEN, 2019). A título de exemplo, nos aterros avaliados por Amini, Reinhart e Niskanen (2013) e Spokas *et al.* (2006) as maiores eficiência médias de coleta, cerca de 90%, foram alcançadas por aterros com sistema ativo, poços verticais que utilizaram geomembranas. Além disso, pressões ambientais também podem ser grandes incentivadoras para o aumentar a eficiência de recuperação do LFG no aterro (BOURN *et al.*, 2019). A Diretiva de Aterros da União Europeia, por exemplo, exige que o LFG seja devidamente gerenciado e que sejam criados planos de monitoramento a fim de mitigar emissões (SCHEUTZ; KJELDSEN, 2019). O aumento da eficiência de coleta do LFG acarreta também o aumento do fator de capacidade, pois está relacionado a disponibilidade de combustível, assim como o tempo de manutenção e algumas estratégias de operação (DE JESUS, 2019). Estratégias operacionais como o processo de combustão enriquecida por oxigênio que melhora a eficiência dos processos de transferência de calor, reduz o consumo

de combustível, aumenta a produtividade e eficiência térmica (BAUKAL, 1998). Realizar manutenções preventivas periodicamente para evitar longos períodos de manutenções corretivas, bem como o tratamento adequado do LFG afim de aumentar seu valor calórico e evitar problemas nos equipamentos (RYCKEBOSCH; DROUILLON; VERVAEREN, 2011) são alguns dos fatores que podem considerados pra expandir o fator de capacidade.

No entanto, como observado na análise de sensibilidade, as variáveis econômicas são mais efetivas para alcançar a viabilidade que as variáveis operacionais. Portanto, custos de investimentos reduzidos baixo de 77% do custo inicial combinadas com taxas de desconto abaixo de 10% tornam todos os cenários viáveis. Os custos de investimento, por exemplo, poderiam ser reduzidos por meio de incentivos governamentais como a desoneração fiscal (SANTOS *et al.*, 2019), concessão de subsídios (BAENA-MORENO *et al.*, 2020) e até mesmo crédito para financiamento. A desoneração fiscal é fornecida para ajudar investidores a mitigar os riscos de investimento através de redução/isenção de impostos de máquinas, equipamentos, matéria primas, importações e até mesmo isenção de imposto de renda para pessoa jurídica (LAOHALIDANOND; KERDSUWAN, 2021). Na Jordânia, por exemplo, houve crescente desenvolvimento de fontes renováveis nos últimos anos devido a políticas de incentivos como isenção fiscal de 100% para novos projetos, com isso o país aumentou para 7% a participação de fontes renováveis no fornecimento total de energia (ABU-RUMMAN; KHD AIR; KHD AIR, 2020). Já os subsídios de investimentos são concedidos pelo governo como um percentual dos custos iniciais de investimento e são uma opção útil para financiar projetos em que o investimento inicial é maior que os operacionais (THEUERL *et al.*, 2019), como projetos de aproveitamento energético de resíduos. Baena-Moreno *et al.* (2020), por exemplo, mencionam que subsídios aplicados para reduzir 10% do investimento inicial seriam suficientes para garantir viabilidade em projetos de aproveitamento de biometano na Espanha. Na União Europeia a concessão de subsídios para plantas de DA estimulou o crescimento de 17% na geração de biometano entre os anos de 2005-2015 (BAHRS; ANGENENDT, 2019). Nos Países Baixos um estudo realizado por Achinas *et al.* (2019) comparou a viabilidade de projetos de DA com e sem incentivos por meio de subsídios, segundo os autores os subsídios foram importantes para aumentar os valores do VPL e tornar o projeto mais rentável. Por último, existem diversas modalidades de captação de recursos para financiamento. O capital próprio, por exemplo, é proveniente dos

proprietários do negócio, isso torna a modalidade mais segura, uma vez que, não são cobrados juros (SEBRAE, 2015). Como a taxa de desconto é calculada com base no custo do patrimônio líquido e no custo da dívida necessária para implementar o projeto, nesta modalidade a taxa assume um valor mínimo, cerca de 4%, pois não há capital emprestado (RAMOS *et al.*, 2020). As modalidades de crédito podem ocorrer através de Financiamento (curto prazo) e Empréstimos (longo prazo), esse capital geralmente é oriundo de instituições financeiras (SEBRAE, 2015) e as taxas de juros oriundas dessas capital variam por modalidade de crédito, instituição financeira, pessoa física ou jurídica (BACEN, 2019). No Brasil, instituições financeiras como o Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) são fontes de recursos para projetos de geração de energia a partir do RSU, através de programas como Fundo Clima e Leilões de Geração de Energia (ESPÍRITO SANTO, 2019).

A Erro! Fonte de referência não encontrada. apresenta sugestões para tornar os cenários viáveis, como: aumento do valor da taxa de venda de energia e reduções na taxa de desconto através de investimento com capital próprio e através de tomada de crédito por programas governamentais.

Tabela 9: Sugestões de reequilíbrio econômico para os cenários

Cenários	*Taxa = 111,41 USD.MWh-1	**Taxa de desconto: 4%	***Taxa desconto: 8%
Pessimista (Atual)	5,52	14,19	1,03
Otimista	9,61	18,80	4,91
Realista	8,37	17,73	3,71
Audacioso	Abrupto	11,96	7,34
	Intermediário	10,59	6,11
	Lento	8,79	4,20
Passado no BR	Abrupto	8,49	2,73
	Intermediário	5,30	0,48
	Lento	5,07	0,52

Fonte: *Taxa da concessionária de energia no ES (EDP, 2021); **Taxa de desconto com Capital Próprio (RAMOS *et al.*, 2020); *** Taxa de desconto com tomada de crédito, Programa de Adaptação as Mudanças Climáticas (MORAES; ABREU, 2020).

4.5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O presente trabalho avaliou, através de cenários, o efeito de políticas influenciadoras da reciclagem, redução da geração e destinação inadequada no potencial de geração de eletricidade a partir do LFG, bem como o seu efeito sobre a viabilidade econômica. Constatou-se que os cenários com maior potencial de geração de metano e consequentemente eletricidade foram aqueles onde houve menor desvio de resíduos biodegradáveis. Além disso, os resultados econômicos demonstraram que nenhum dos

cenários é viável, exceto quando se considera receitas adicionais com a venda crédito de carbono. Principalmente em cenários com altas taxas de desvio de resíduos úmidos e conseqüentemente menores potências instaladas. Entretanto, uma das possibilidades de tornar todos os cenários viáveis é aumentar a taxa de venda de energia acima de 93,2 USD.MWh⁻¹. Neste caso, uma possibilidade seriam os leilões exclusivos para projetos de aproveitamento do LFG para geração de eletricidade, que poderiam torná-los mais competitivos na ausência de fontes renováveis menos onerosas. Outra possibilidade seria reduzir a taxa de desconto para valores menores que 10% combinada com custo de investimento inferior a 77% do valor inicial. Para que isso ocorra são necessários incentivos governamentais como desoneração fiscal sobre máquinas, equipamentos, matérias primas e importações, bem como subsídios sobre o custo inicial de investimento. Ademais, para pesquisas futuras sugere-se investigar se os desvios de resíduos secos do aterro sanitários poderiam causar problemas geotécnicos em virtude do aumento da umidade em seu interior. Além disso, recomenda-se a avaliação de ciclo de vida dos cenários propostos visando mensurar seus possíveis impactos ambientais. Por fim, sugere-se a utilização de um horizonte maior para a simulação (após o ano de fechamento do aterro), isso poderia proporcionar uma melhor determinação da potência instalada ideal e conseqüentemente do investimento inicial, como sugerido por Chacartegui et al. (2015) e Silva et al. (2017).

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Este trabalho objetivou avaliar os efeitos da implementação de políticas públicas de gestão do RSU na expectativa de produção de eletricidade a partir do LFG. Para isso, foram considerados 3 objetivos secundários atrelados e 3 Capítulos.

O Capítulo 2 descreveu como os instrumentos de políticas em gestão de RSU podem influenciar na redução da geração per capita e os desvios de resíduos secos e úmidos do aterro sanitário. Os resultados sugerem que os instrumentos políticos influenciam positivamente os desvios de resíduos secos e úmidos do aterro, além de reduzir a GPC. Ademais, os cenários confeccionados apontam reduções da GPC acima de 20%, desvios de recicláveis secos superiores a 5% e desvios de úmidos inferiores a 20%. A sugestão desses cenários pode contribuir para um planejamento a longo prazo, proporcionando aos atores envolvidos múltiplas alternativas de decisão para a gestão de resíduos. Entretanto,

O Capítulo 3 avaliou o impacto das mudanças na composição do RSU no potencial de produção de eletricidade proveniente do LFG. Para isso, confeccionou-se um modelo de DS que possibilitou realizar a estimativa do potencial de geração de metano considerando mudanças na composição do RSU ao longo do tempo. O modelo desenvolvido se comportou adequadamente e através da simulação foi possível constatar que desviar apenas materiais secos recicláveis de aterros sanitários beneficia a produção de LFG, gerando mais eletricidade, porém se somente resíduos orgânicos forem desviados, a produção de eletricidade será comprometida.

O Capítulo 4 avaliou os efeitos da aplicação de políticas públicas, influenciadoras da reciclagem, redução da geração e redução da destinação inadequada, no potencial de geração de energia em aterro sanitário, bem como avaliar seu efeito sob a viabilidade econômica. Neste Capítulo os cenários desenvolvidos no Capítulo 2 foram simulados no modelo desenvolvido no Capítulo 3. Os resultados apontam que os maiores potenciais de geração de metano, e conseqüentemente eletricidade, foram obtidos a partir dos cenários com menor desvio de resíduos biodegradáveis. Além disso, os resultados econômicos demonstraram que nenhum dos cenários é viável, exceto quando se considera receitas adicionais com a venda crédito de carbono. Entretanto, a viabilidade econômica poderia ser alcançada através de incentivos governamentais como: aumento da taxa de venda de energia acima de 93,2 USD.MWh⁻¹, através de leilões específicos para geração de eletricidade a partir do LFG. Além da redução da taxa de desconto para valores menores que 10% combinada

com investimento a 77% do valor inicial. Isso seria possível por meio de desoneração fiscal sobre máquinas, equipamentos, matérias primas e importações, bem como subsídios sobre o custo inicial de investimento. Tais aspectos seriam importantes para promover a implantação desse tipo de projeto e ao mesmo tempo contribuir com a diversificação da matriz elétrica brasileira que atualmente é fortemente dependente de hidrelétricas.

Ademais, este trabalho possui algumas limitações como por exemplo a inconsistência de dados relacionados aos desvios de resíduos úmidos para o Brasil no SNIS. Isso dificultou a confecção das curvas de aprendizado e conseqüentemente a indicação dos pontos de inflexão nos cenários “Baseados no Passado”.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABRACEEL, Associação Brasileira dos Comercializadores de Energia. **Boletim**. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://abraceel.com.br/topico/biblioteca/boletim/>. Acesso em: 16 mar. 2021.

ABRELPE. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2018/2019**. São Paulo, 2019. Disponível em: <http://abrelpe.org.br/panorama/>. Acesso em: 16 mar. 2021.

ABRELPE. **Panorama dos Resíduos no Brasil 2020**. São Paulo, 2020. Disponível em: <https://abrelpe.org.br/panorama-2020/>. Acesso em: 16 mar. 2021.

ABRELPE, The Brazilian Association of Public Cleaning Companies. **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil (2011)**. São Paulo, 2011. Disponível em: <https://doi.org/9772179830009>. Acesso em: 16 maio. 2021.

ABREN, Associação Brasileira de Recuperação Energética de Resíduos. **Leilão de energia nova A-5 terá projetos de geração de energia por meio de resíduos sólidos urbanos (Revista Meio Filtrante)**. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://abren.org.br/2021/06/17/leilao-de-energia-nova-a-5-tera-projetos-de-geracao-de-energia-por-meio-de-residuos-solidos-urbanos/>. Acesso em: 28 jun. 2021.

ABU-RUMMAN, Ghaida; KHD AIR, Adnan I.; KHD AIR, Sawsan I. **Current status and future investment potential in renewable energy in Jordan: An overview**. [S. l.]: Elsevier Ltd, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e03346>

ACHINAS, Spyridon *et al.* Preliminary assessment of a biogas-based power plant from organic waste in the North Netherlands. **Energies**, [S. l.], v. 12, n. 21, p. 4034, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/en12214034>. Acesso em: 29 jun. 2021.

AFROZ, Rafia *et al.* A survey of recycling behaviour in households in Dhaka, Bangladesh. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 28, n. 6, p. 552–560, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X09353434>

AGHDAM, E. F. *et al.* Determination of gas recovery efficiency at two Danish landfills by performing downwind methane measurements and stable carbon isotopic analysis. **Waste Management**, [S. l.], v. 73, p. 220–229, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.11.049>

AGUILAR-VIRGEN, Q. *et al.* Power generation with biogas from municipal solid waste : Prediction of gas generation with in situ parameters. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 30, p. 412–419, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.10.014>

ALTAN, Hasan Suphi. **The effects of biodegradable waste diversion on landfill gas potential in turkey**. [s. l.], 2015. Disponível em: <https://core.ac.uk/reader/76124920>.

ALZAMORA, Bruno Ribas; BARROS, Raphael Tobias de V. Review of municipal waste management charging methods in different countries. **Waste Management**, [S. l.], v. 115, p. 47–55, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.07.020>

AMINI, H. R.; REINHART, D. R.; NISKANEN, A. Comparison of first-order-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. **Waste Management**, [S. l.], v. 33, p. 2720–2728, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.025>

ANEEL. **Sistemas de Informações de Geração da ANEEL**. [s. l.], 2021a. Disponível em:

<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiNjc4OGYyYjQtYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdKNTQ1MTc1NjM2liwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOjR9>. Acesso em: 26 mar. 2021.

ANEEL, Agência Nacional de Energia Elétrica. **Resultado de Leilões**. [s. l.], 2021b. Disponível em: <https://www.aneel.gov.br/resultados-de-leiloes>. Acesso em: 16 mar. 2021.

ARARAQUARA. **Leis - Daae Araraquara**. [s. l.], 2020. Disponível em: <https://daeararaquara.com.br/leis/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

ARRINDA, M. *et al.* Levelized cost of electricity calculation of the energy generation plant of a CO₂ neutral micro-grid. **Energy**, [S. l.], v. 208, p. 118383, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118383>

ASSAMOI, Bernadette; LAWRYSHYN, Yuri. The environmental comparison of landfilling vs . incineration of MSW accounting for waste diversion. **Waste Management**, [S. l.], v. 32, n. 5, p. 1019–1030, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.023>

AYODELE, T. R.; ALAO, M. A.; OGUNJUYIGBE, A. S. O. Effect of collection efficiency and oxidation factor on greenhouse gas emission and life cycle cost of landfill distributed energy generation. **Sustainable Cities and Society**, [S. l.], v. 52, n. September 2019, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2019.101821>

AYODELE, T. R.; OGUNJUYIGBE, A. S. O.; ALAO, M. A. Life cycle assessment of waste-to-energy (WtE) technologies for electricity generation using municipal solid waste in Nigeria. **Applied Energy**, [S. l.], v. 201, p. 200–218, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.05.097>

AYODELE, T. R.; OGUNJUYIGBE, A. S. O.; ALAO, M. A. Economic and environmental assessment of electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste for the city of Ibadan, Nigeria. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 203, p. 718–735, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.282>

BACEN, BANCO CENTRAL DO BRASIL. **Relatório de Economia Bancária 2019**. Brasília – DF, 2019. Disponível em: https://www.bcb.gov.br/content/publicacoes/relatorioeconomiabancaria/REB_2019.pdf. Acesso em: 22 jun. 2021.

BAENA-MORENO, Francisco M. *et al.* The importance of governmental incentives for small biomethane plants in South Spain. **Energy**, [S. l.], v. 206, p. 118158, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.118158>

BAHRS, Enno; ANGENENDT, Elisabeth. Status quo and perspectives of biogas

production for energy and material utilization. **GCB Bioenergy**, [S. l.], v. 11, n. 1, p. 9–20, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12548>. Acesso em: 29 jun. 2021.

BANERJEE, Somdutta; SARKHEL, Prasenjit. Municipal solid waste management, household and local government participation: a cross country analysis. **Journal of Environmental Planning and Management**, [S. l.], v. 63, n. 2, p. 210–235, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09640568.2019.1576512>

BARROS, R. M. *et al.* A potential of the biogas generating and energy recovering from municipal solid waste. **Renewable Energy Focus**, [S. l.], v. 25, n. June, p. 4–16, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ref.2018.02.001>

BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; SILVA, T. R. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. **Energy Policy**, [S. l.], v. 65, p. 150–164, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2013.10.028>

BAUKAL, C. E. **Oxygen-Enhanced Combustion**. 1. ed. New York: CRC Press, 1998. *E-book*.

BEES, A. D.; WILLIAMS, I. D. Explaining the differences in household food waste collection and treatment provisions between local authorities in England and Wales. **Waste Management**, [S. l.], v. 70, p. 222–235, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.09.004>

BENTO GONÇALVES. **Legislação do Município de Bento Gonçalves**. [s. l.], 2020a. Disponível em: <http://www.bentogoncalves.rs.gov.br/municipio/legislacao>. Acesso em: 9 jan. 2021.

BENTO GONÇALVES. **Coleta de lixo: Município de Bento Gonçalves**. [s. l.], 2020b. Disponível em: <http://www.bentogoncalves.rs.gov.br/cidadao/coleta-de-lixo>. Acesso em: 9 jan. 2021.

BERNAD-BELTRÁN, D.; SIMÓ, A.; BOVEA, M. D. Attitude towards the incorporation of the selective collection of biowaste in a municipal solid waste management system: A case study. **Waste Management**, [S. l.], v. 34, n. 12, p. 2434–2444, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.08.023>

BERNAL, Andressa Picionieri *et al.* Vinasse biogas for energy generation in Brazil: An assessment of economic feasibility, energy potential and avoided CO₂ emissions. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 151, p. 260–271, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.064>

BIPRO, Beratungsgesellschaft für integrierte Problemlösungen. **Support to Member States in improving waste management based on assessment of Member States' performance**. [s. l.], 2013. Disponível em: https://ec.europa.eu/environment/waste/framework/pdf/Final_Report_130507.pdf. Acesso em: 4 jan. 2021.

BLUMBERGA, Andra *et al.* Modelling the Baltic power system till 2050. **Energy Conversion and Management**, [S. l.], v. 107, p. 67–75, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.09.005>

BONDARIK, Roberto *et al.* Uma Visão Geral Sobre O Potencial De Geração De Energias Renováveis No Brasil. **Revista Interciência E Sociedade**, [S. l.], v. 43, n. October, p. 10, 2018. Disponível em: https://www.interciencia.net/wp-content/uploads/2018/10/680-HORST-43_10.pdf

BONELLI, M. *et al.* Waste prevention impacts on small municipalities: Three experiences from northern Italy. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 34, n. 10, p. 1014–1025, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X16661054>

BOURN, M. *et al.* Regulating landfills using measured methane emissions: An English perspective. **Waste Management**, [S. l.], v. 87, p. 860–869, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.06.032>

BRANKER, K.; PATHAK, M. J. M.; PEARCE, J. M. A review of solar photovoltaic levelized cost of electricity. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 15, n. 9, p. 4470–4482, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2011.07.104>

BRASIL. **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”** Brasília: 2010a. p. 1–20. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=636>

BRASIL. **Decreto nº 7.404 de 23 de dezembro de 2010: Regulamenta a Lei no 12.305, de 2 de agosto de 2010, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Interministerial da Política Nacional de Resíduos Sólidos e o Comitê Orientador para a Imp** Brasília: 2010b. p. 1–20. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/Decreto/D7404.htm

BRASIL. **Consulta Pública – Plano Nacional de Resíduos Sólidos | PLANARES.** [s. l.], 2021. Disponível em: <http://consultaspublicas.mma.gov.br/planares/>. Acesso em: 4 jun. 2021.

BRASIL JUNIOR, Antonio Cesar Pinho; CUNHA, Luciano Soares da; FRONTIN, Sergio de Oliveira. **Hibridização de Fontes de Geração de Energia Elétrica em Áreas Degradadas por Resíduos Sólidos Urbanos.** 1. ed. Brasília: ANEEL, 2021. *E-book.*

BRASÍLIA. **Coleta Seletiva em Brasília.** [s. l.], 2020a. Disponível em: <http://www.slu.df.gov.br/coletaseletiva/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

BRASÍLIA. **Venda de composto.** [s. l.], 2020b. Disponível em: <http://www.slu.df.gov.br/compostagem/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

BRINGHENTI, Jacqueline R. *et al.* Selective collection in residential condominiums in the municipality of Vitória: Operational and social characteristics. **Urbe**, [S. l.], v. 11, p. 1–13, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.011.e20170223>

BUSS, Andre Hekermann *et al.* Proposal to Reuse Rubber Waste from End-Of-Life Tires Using Thermosetting Resin. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 11, n. 24, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11246997>

CALAF-FORN, Maria; ROCA, Jordi; PUIG-VENTOSA, Ignasi. Cap and trade schemes on waste management: A case study of the Landfill Allowance Trading Scheme (LATS) in England. **Waste Management**, [S. l.], v. 34, n. 5, p. 919–928, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.02.022>

CAMPOS, Heliana Kátia Tavares. Recycling in Brazil: Challenges and prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 85, p. 130–138, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.10.017>

CARATTINI, S.; BARANZINI, A.; LALIVE, R. Is Taxing Waste a Waste of Time? Evidence from a Supreme Court Decision. **Ecological Economics**, [S. l.], v. 148, n. January, p. 131–151, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.02.001>

CASTILLO-GIMÉNEZ, Juana; MONTAÑÉS, Antonio; PICAZO-TADEO, Andrés J. Performance and convergence in municipal waste treatment in the European Union. **Waste Management**, [S. l.], v. 85, p. 222–231, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.025>

CETRULO, Tiago Balieiro *et al.* Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 205, p. 179–187, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.094>

CHACARTEGUI, Ricardo *et al.* Analysis of a CHP plant in a municipal solid waste landfill in the South of Spain. **Applied Thermal Engineering**, [S. l.], v. 91, p. 706–717, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.applthermaleng.2015.08.069>

CHAVES, Gisele De Lorena Diniz; SANTOS, Jorge Luiz dos; ROCHA, Sandra Mara Santana. The challenges for solid waste management in accordance with Agenda 21: A Brazilian case review. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 32, p. 19–31, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X14541987>

CHAVES, Gisele de Lorena Diniz; SIMAN, Renato Ribeiro; CHANG, Ni Bin. Policy analysis for sustainable refuse-derived fuel production in Espírito Santo, Brazil. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 294, p. 126344, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126344>

CHEN, Fu *et al.* Enhancing municipal solid waste recycling through reorganizing waste pickers: A case study in Nanjing, China. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 36, n. 9, p. 767–778, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X18766216>

CHEN, Haibin *et al.* Source separation of municipal solid waste: The effects of different separation methods and citizens' inclination—case study of Changsha, China. **Journal of the Air and Waste Management Association**, [S. l.], v. 67, n. 2, p. 182–195, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1222317>

CHEN, Ying-Chu. Estimation of willingness-to-pay for the MSW disposal system by choice experiment approach: A case study of Taiwan. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 37, n. 4, p. 365–373, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X19826327>

CHUNG, W.; YEUNG, I. M. H. Analysis of residents' choice of waste charge methods and willingness to pay amount for solid waste management in Hong Kong. **Waste Management**, [S. l.], v. 96, p. 136–148, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.020>

CIFRIAN, Eva *et al.* Material flow indicators and carbon footprint for MSW management systems: Analysis and application at regional level, Cantabria, Spain. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 68, p. 54–66, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.08.007>

CONKE, Leonardo S. Barriers to waste recycling development: Evidence from Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 134, n. October 2017, p. 129–135, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2018.03.007>

CORSI, Alana *et al.* Technology transfer for sustainable development: Social impacts depicted and some other answers to a few questions. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 245, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118522>

COSTA, Alessandro Nunes *et al.* Investment risk analysis in the use of landfill biogas for electricity generation. **Renewable Energy and Power Quality Journal**, [S. l.], v. 1, n. 14, p. 811–816, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.24084/repqj14.472>

COSTA, I. M.; DIAS, M. F. Evolution on the solid urban waste management in Brazil: A portrait of the Northeast Region. **Energy Reports**, [S. l.], v. 6, p. 878–884, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.egyr.2019.11.033>

CRUZ, Silvia Stuchi; PAULINO, Sônia; PAIVA, Delhi. Verification of outcomes from carbon market under the clean development mechanism (CDM) projects in landfills. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 142, p. 145–156, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.04.022>

CUDJOE, Dan *et al.* Forecasting the potential and economic feasibility of power generation using biogas from food waste in Ghana: Evidence from Accra and Kumasi. **Energy**, [S. l.], v. 226, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2021.120342>

CUDJOE, Dan; HAN, Myat Su. Economic and environmental assessment of landfill gas electricity generation in urban districts of Beijing municipality. **Sustainable Production and Consumption**, [S. l.], v. 23, p. 128–137, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.spc.2020.04.010>

CUDJOE, Dan; HAN, Myat Su; CHEN, Weiming. Power generation from municipal solid waste landfilled in the Beijing-Tianjin-Hebei region. **Energy**, [S. l.], v. 217, p. 119393, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2020.119393>

CUDJOE, Dan; HAN, Myat Su; NANDIWARDHANA, Aditya P. Electricity generation using biogas from organic fraction of municipal solid waste generated in provinces of China: Techno-economic and environmental impact analysis. **Fuel Processing Technology**, [S. l.], v. 203, n. February, p. 106381, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2020.106381>

CURITIBA. **Câmbio Verde: Guia de Serviços - Prefeitura de Curitiba**. [s. l.], 2020.

Disponível em: <https://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/cambio-verde-calendario-anual/544>. Acesso em: 9 jan. 2021.

D'AMATO, Alessio; MANCINELLI, Susanna; ZOLI, Mariangela. Complementarity vs substitutability in waste management behaviors. **Ecological Economics**, [S. l.], v. 123, p. 84–94, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.12.005>

DA SILVA, Christian Luiz; FUGII, Gabriel Massao; SANTOYO, Alain Hernández. Proposta de um modelo de avaliação das ações do poder público municipal perante as políticas de gestão de resíduos sólidos urbanos no Brasil: um estudo aplicado ao município de Curitiba. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, [S. l.], v. 9, n. 2, p. 276–292, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/2175-3369.009.002.AO09>

DE AZEVEDO, Tasso Rezende *et al.* SEEG initiative estimates of Brazilian greenhouse gas emissions from 1970 to 2015. **Scientific Data**, [S. l.], v. 5, p. 1–43, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.45>

DE BRITO, Romulo Carvalho *et al.* Municipal solid waste management and economic feasibility for electricity generation from landfill gas and anaerobic reactors in a Brazilian state. **Environmental Technology and Innovation**, [S. l.], v. 22, p. 101453, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2021.101453>

DE CARVALHO, Gustavo Dambiski Gomes *et al.* Bibliometrics and systematic reviews: A comparison between the Proknow-C and the Methodi Ordinatio. **Journal of Informetrics**, [S. l.], v. 14, n. 3, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.joi.2020.101043>

DE JESUS, Paulo M. De Oliveira. Effect of generation capacity factors on carbon emission intensity of electricity of Latin America & the Caribbean, a temporal IDA-LMDI analysis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 101, n. December 2018, p. 516–526, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.11.030>

DE SOUZA, S. N. M. *et al.* Technical potential of electricity production from municipal solid waste disposed in the biggest cities in Brazil: Landfill gas, biogas and thermal treatment. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 32, n. 10, p. 1015–1023, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X14552553>

DOS SANTOS, Ivan Felipe Silva; BARROS, Regina Mambeli; TIAGO FILHO, Geraldo Lúcio. Economic study on LFG energy projects in function of the number of generators. **Sustainable Cities and Society**, [S. l.], v. 41, n. March, p. 587–600, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scs.2018.04.029>

DRIMILI, Efi *et al.* Public views and attitudes about municipal waste management: Empirical evidence from Athens, Greece. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 38, n. 6, p. 614–625, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X20911708>

DUTRA, Renato Meira Sousa; YAMANE, Luciana Harue; SIMAN, Renato Ribeiro. Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers' organizations: A case study of 16 Brazilian cities. **Waste Management**, [S. l.], v. 77, n. 2018, p. 50–58, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.009>

EDP. **Tarifas - clientes atendidos em Baixa Tensão (Grupo B)**. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://www.edp.com.br/distribuicao-es/saiba-mais/informativos/tabela-de-fornecimento-de-baixa-tensao>. Acesso em: 18 mar. 2021.

EKER, Sibel; DAALEN, Els Van. A model-based analysis of biomethane production in the Netherlands and the effectiveness of the subsidization policy under uncertainty. **Energy Policy**, [S. l.], v. 82, p. 178–196, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2015.03.019>

EPA TAIWAN, Environmental Protection Administration. **Environmental Statistics Query Network**. [s. l.], 2020. Disponível em: <https://stat.epa.gov.tw/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

EPA, United States Environmental Protection Agency. **LFG Energy Project Development Handbook**. Washington: United States Environmental Protection Agency, 2017. *E-book*. Disponível em: <https://doi.org/10.1385/MB:32:3:197>

EPE. **Anuário Estatístico De Energia Elétrica 2020**. [s. l.], 2020a. Disponível em: <https://www.epe.gov.br/pt>. Acesso em: 16 abr. 2021.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Brazilian Energy Balance**. Brasília, 2020b. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-479/topico-528/BEN2020_sp.pdf. Acesso em: 24 abr. 2021.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. **Balanço Energético Nacional 2020: relatório síntese**. [s. l.], 2020c. Disponível em: https://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-479/topico-521/Relatório Síntese BEN 2020-ab 2019_Final.pdf. Acesso em: 24 abr. 2021.

ESPANHA, Ministério para la Transición Ecológica y Reto Demográfico. **Anuario de Estadística**. [s. l.], 2020. Disponível em: <https://www.miteco.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/default.aspx>. Acesso em: 9 jan. 2021.

ESPÍRITO SANTO. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Espírito Santo**. Vitória, 2019. Disponível em: <https://seama.es.gov.br/plano-estadual-de-residuos-solidos>. Acesso em: 9 mar. 2021.

ESTAY-OSSANDON, C.; MENA-NIETO, A. Modelling the driving forces of the municipal solid waste generation in touristic islands. A case study of the Balearic Islands (2000–2030). **Waste Management**, [S. l.], v. 75, p. 70–81, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.029>

ESTAY-OSSANDON, C.; MENA-NIETO, A.; HARSCH, N. Using a fuzzy TOPSIS-based scenario analysis to improve municipal solid waste planning and forecasting: A case study of Canary archipelago (1999–2030). **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 176, p. 1198–1212, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.324>

EUROSTAT. **Data Explorer: Municipal waste by waste management operation**. [s.

I., 2020. Disponível em: https://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wasmun&lang=em. Acesso em: 9 jan. 2021.

FALCHETTA, Giacomo *et al.* The role of regulatory, market and governance risk for electricity access investment in sub-Saharan Africa. **Energy for Sustainable Development**, [S. l.], v. 62, p. 136–150, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.esd.2021.04.002>

FEI, F.; WEN, Z.; CLERCQ, D. Spatio-temporal estimation of landfill gas energy potential: A case study in China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 103, p. 217–226, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.12.036>

FERNÁNDEZ-BRAÑA, Álvaro; SOUSA, Vítor; DIAS-FERREIRA, Célia. Are municipal waste utilities becoming sustainable? A framework to assess and communicate progress. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 26, n. 35, p. 35305–35316, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-019-05102-4>

FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, J. M. *et al.* Economic and environmental review of Waste-to-Energy systems for municipal solid waste management in medium and small municipalities. **Waste Management**, [S. l.], v. 67, p. 360–374, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.05.003>

FERREIRA, Fátima *et al.* Assessment strategies for municipal selective waste collection schemes. **Waste Management**, [S. l.], v. 59, p. 3–13, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.10.044>

FLORIANÓPOLIS. **Leis de Florianópolis SC - Digitalização, Compilação e Consolidação da legislação municipal**. [s. l.], 2020a. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/prefeitura/sc/florianopolis/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

FLORIANÓPOLIS. **Coleta de resíduos domiciliares: Prefeitura de Florianópolis**. [s. l.], 2020b. Disponível em: <https://www.pmf.sc.gov.br/servicos/index.php?pagina=servpagina&id=260>. Acesso em: 9 jan. 2021.

FONTOURA, Wlisses Bonelá; CHAVES, Gisele de Lorena Diniz; RIBEIRO, Glaydston Mattos. The Brazilian urban mobility policy: The impact in São Paulo transport system using system dynamics. **Transport Policy**, [S. l.], v. 73, n. September 2018, p. 51–61, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.tranpol.2018.09.014>

FOSTER, John. Why is Economics not a Complex Systems Science? **Journal of Economic Issues**, [S. l.], v. 40, p. 1069–1091, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/4228324>

FRANCISCO BELTRÃO. **Legislação: Prefeitura de Francisco Beltrão**. [s. l.], 2020a. Disponível em: <http://www.franciscobeltrao.pr.gov.br/legislacao/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

FRANCISCO BELTRÃO. **Meio Ambiente: Prefeitura de Francisco Beltrão**. [s. l.], 2020b. Disponível em: <http://www.franciscobeltrao.pr.gov.br/secretarias/meio-ambiente/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

GALLARDO, Antonio *et al.* Comparison of different collection systems for sorted household waste in Spain. **Waste Management**, [S. l.], v. 30, n. 12, p. 2430–2439, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.05.026>

GALLARDO, Antonio *et al.* Evolution of sorted waste collection: A case study of Spanish cities. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 30, n. 8, p. 859–863, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X12443584>

GEORGIADIS, Patroklos; VLACHOS, Dimitrios. The effect of environmental parameters on product recovery. **European Journal of Operational Research**, [S. l.], v. 157, n. 2, p. 449–464, 2004. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0377-2217\(03\)00203-0](https://doi.org/10.1016/S0377-2217(03)00203-0)

GHISOLFI, Verônica *et al.* System dynamics applied to closed loop supply chains of desktops and laptops in Brazil: A perspective for social inclusion of waste pickers. **Waste Management**, [S. l.], v. 60, p. 14–31, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.018>

GOGOLEK, Peter. Methane emission factors for biogas flares. **Industrial Combustion**, [S. l.], v. July, n. 201–203, p. 1–17, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.indcom.2012.07.001>. Acesso em: 18 mar. 2021.

GOIÂNIA. **Histórico: Goiânia Coleta Seletiva**. [s. l.], 2020. Disponível em: <https://gyncoletaseletiva.goiania.go.gov.br/o-programa/historico/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

HALKOS, George; PETROU, Kleonik Natalia. Assessing 28 EU member states' environmental efficiency in national waste generation with DEA. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 208, p. 509–521, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.10.145>

HONTI, G.; DÖRGŐ, G.; ABONYI, J. Review and structural analysis of system dynamics models in sustainability science. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 240, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118015>

HOORNWEG, Daniel; BHADA-TATA, Perinaz. **What a waste: A global review of solid waste management**. Washington, 2012. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/30317#:~:text=What a Waste 2.0: A Global Snapshot of,provides information on waste management costs, revenues,>

HORSCHIG, T. *et al.* How to decarbonize the natural gas sector: A dynamic simulation approach for the market development estimation of renewable gas in Germany. **Applied Energy**, [S. l.], v. 213, p. 555–572, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2017.11.016>

HORSCHIG, T. *et al.* From Paris agreement to business cases for upgraded biogas: Analysis of potential market uptake for biomethane plants in Germany using biogenic carbon capture and utilization technologies. **Biomass and Bioenergy**, [S. l.], v. 120, n. December 2018, p. 313–323, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.11.022>

HUANG, Wenfang *et al.* More than financial investment is needed: Food waste recycling pilots in Shanghai, China. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 67, p. 107–116, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2013.12.019>

HUTRINDO, Erick; HARDIANTO, Toto; PRAWISUDHA, Pandji. Impact evaluation of policy strategies on promoting waste to energy technologies using system dynamics modelling (A case study: Bandung city). **AIP Conference Proceedings**, [S. l.], v. 1984, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1063/1.5046593>

IBÁÑEZ-FORÉS, Valeria *et al.* Influence of implementing selective collection on municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 134, n. September 2017, p. 100–111, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.027>

IBGE. **Estimativas da População: IBGE**. [s. l.], 2021a. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?=&t=o-que-e>. Acesso em: 9 jan. 2021.

IBGE. **Inflação: Calculadora IPCA**. [s. l.], 2021b. Disponível em: <https://ibge.gov.br/explica/inflacao.php>. Acesso em: 9 mar. 2021.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados: Espírito Santo**. [s. l.], 2021c. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/es/.html>. Acesso em: 22 maio. 2021.

IBIPORÃ. **Leis de Ibiporã PR: Digitalização, Compilação e Consolidação da legislação municipal**. [s. l.], 2020. Disponível em: <https://leismunicipais.com.br/prefeitura/pr/ibipora>. Acesso em: 9 jan. 2021.

IMU, N. J.; SAMUEL, D. M. Biogas production potential from municipal organic wastes in Dhaka city, bangladesh. **International Journal of Research in Engineering and Technology**, [S. l.], v. 3, n. 1, p. 453–460, 2014.

INVESTING. **Crédito Carbono: Histórico de Preços**. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://br.investing.com/commodities/carbon-emissions-historical-data>. Acesso em: 3 abr. 2021.

KALE, Cihangir; GÖKÇEK, Murat. A techno-economic assessment of landfill gas emissions and energy recovery potential of different landfill areas in Turkey. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 275, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.122946>

KAZA, Silpa *et al.* **What a waste 2.0: A Global snapshot of solid waste Management to 2050**. Washington, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1596/978-1-4648-1329-0>.

KHUDZARI, J. M. *et al.* Bibliometric analysis of global research trends on microbial fuel cells using Scopus database. **Biochemical Engineering Journal**, [S. l.], v. 136, p. 51–60, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.bej.2018.05.002>

KIRAKOZIAN, Ankinée. One Without the Other? Behavioural and Incentive Policies for Household Waste Management. **Journal of Economic Surveys**, [S. l.], v. 30, n. 3, p.

526–551, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/joes.12159>

KLING, Maximilian; SEYRING, Nicole; TZANOVA, Polia. Assessment of economic instruments for countries with low municipal waste management performance: An approach based on the analytic hierarchy process. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 34, n. 9, p. 912–922, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X16644521>

KØRNØV, Lone *et al.* Liberalization in the Danish waste sector: An institutional perspective. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 34, n. 12, p. 1201–1209, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X16671799>

KUCHARAVY, D.; GUIO, R. Application of S-shaped curves. *In*: 2007, Frankfurt. **Future Conference, 7th November 2007**. Frankfurt: [s. n.], 2007. p. 1–30.

KUCHARAVY, D.; GUIO, R. Application of S-shaped curves. **Procedia Engineering**, [S. l.], v. 9, p. 559–572, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.03.142>

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. **Waste Management**, [S. l.], v. 69, p. 407–422, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.046>

LAKHAN, Calvin. Evaluating the effects of unit based waste disposal schemes on the collection of household recyclables in Ontario, Canada. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 95, p. 38–45, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.12.005>

LAOHALIDANOND, Krongkaew; KERDSUWAN, Somrat. Green Energy Recovery From Waste in Thailand: Current Situation and Perspectives. **International Journal of Energy for a Clean Environment**, [S. l.], v. 22, n. 5, p. 103–122, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1615/interjenercleanenv.2021037107>

LARA FILHO, Mauro Obladen; UNSIHUAY-VILA, Clodomiro; DA SILVA, Vilson Roiz Gonçalves Rebelo. Integrated project of a smart microgrid allied with energy management: An initiative to reduce electrical energy costs. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, [S. l.], v. 62, n. specialissue, p. 1–8, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1678-4324-SMART-2019190006>

LASO, Jara *et al.* LCA-based comparison of two organic fraction municipal solid waste collection systems in historical centres in Spain. **Energies**, [S. l.], v. 12, n. 7, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/en12071407>

LAVIGNE, Carolien; DE JAEGER, Simon; ROGGE, Nicky. Identifying the most relevant peers for benchmarking waste management performance: A conditional directional distance Benefit-of-the-Doubt approach. **Waste Management**, [S. l.], v. 89, p. 418–429, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.04.006>

LEAL FILHO, Walter *et al.* Benchmarking approaches and methods in the field of urban waste management. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 112, p. 4377–4386, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.065>

LEE, S.; PAIK, H. S. Korean household waste management and recycling behavior. **Building and Environment**, [S. l.], v. 46, n. 5, p. 1159–1166, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.12.005>

LEME, Marcio Montagnana Vicente *et al.* Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 87, p. 8–20, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2014.03.003>

LI, C. J.; HUANG, Y. Y.; HARDER, M. K. Incentives for food waste diversion: Exploration of a long term successful Chinese city residential scheme. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 156, p. 491–499, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.198>

LIMA, Delberis A.; PAULA, Daniel Niemeyer Teixeira. Free contract environment for big electricity consumer in Brazil considering correlated scenarios of energy, power demand and spot prices. **Electric Power Systems Research**, [S. l.], v. 190, n. August 2020, p. 106828, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.epsr.2020.106828>

LUTTENBERGER, Lidija Runko. Waste management challenges in transition to circular economy – Case of Croatia. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 256, p. 1–13, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120495>

LUZ, Fábio Codignole *et al.* Techno-economic analysis of municipal solid waste gasification for electricity generation in Brazil. **Energy Conversion and Management**, [S. l.], v. 103, p. 321–337, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2015.06.074>

MANASAKI, Virginia *et al.* Techno-economic assessment of landfill gas (LFG) to electric energy: Selection of the optimal technology through field-study and model simulation. **Chemosphere**, [S. l.], v. 269, p. 128688, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128688>

MANNARINO, Camille Ferreira; FERREIRA, João Alberto; GANDOLLA, Mauro. Contribuições para a evolução do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil com base na experiência Européia. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S. l.], v. 21, n. 2, p. 379–385, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016146475>

MARINO, Arthur Lima; CHAVES, Gisele de Lorena Diniz; SANTOS JUNIOR, Jorge Luiz dos. Do Brazilian municipalities have the technical capacity to implement solid waste management at the local level? **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 188, p. 378–386, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.03.311>

MARTINHO, Graça *et al.* A case study of packaging waste collection systems in Portugal – Part I: Performance and operation analysis. **Waste Management**, [S. l.], v. 61, p. 96–107, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.030>

MASSIMO ARIA. **Bibliometrix R Package**. [s. l.], 2016. Disponível em: <https://www.bibliometrix.org/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

MBOOWA, D. *et al.* Qualitative determination of energy potential and methane

generation from municipal solid waste (MSW) in Dhanbad (India). **Energy**, [S. l.], v. 123, p. 386–391, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.02.009>

MENDONÇA, F.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia: noções básicas e climas do Brasil**. 1º Edição ed. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. *E-book*.

MILTOJEVIĆ, V.; ILIĆ KRSTIĆ, I.; PETKOVIĆ, A. Informing and public awareness on waste separation: a case study of the City of Niš (Serbia). **International Journal of Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 14, n. 9, p. 1853–1864, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s13762-017-1305-3>

MINELGAITĚ, Audronė; LIOBIKIENĚ, Genovaitė. Waste problem in European Union and its influence on waste management behaviours. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 667, p. 86–93, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.313>

MØNSTER, J. *et al.* Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method. **Waste Management**, [S. l.], v. 35, p. 177–186, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.006>

MØNSTER, J.; KJELDEN, P.; SCHEUTZ, C. Methodologies for measuring fugitive methane emissions from landfills – A review. **Waste Management**, [S. l.], v. 87, p. 835–859, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.047>

NASCIMENTO, Maria Cândida Barbosa *et al.* Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, [S. l.], v. 24, n. 1, p. 143–155, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-41522019171125>

NAVARRETE-HERNANDEZ, Pablo; NAVARRETE-HERNANDEZ, Nicolas. Unleashing Waste-Pickers' Potential: Supporting Recycling Cooperatives in Santiago de Chile. **World Development**, [S. l.], v. 101, p. 293–310, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.08.016>

NEMAT, Babak *et al.* The potential of food packaging attributes to influence consumers' decisions to sort waste. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 12, n. 6, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12062234>

OGUNJUYIGBE, A. S. O.; AYODELE, T. R. Techno-economic analysis of stand-alone hybrid energy system for Nigerian telecom industry. **International Journal of Renewable Energy Technology**, [S. l.], v. 7, n. 2, p. 148, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1504/ijret.2016.076089>

OGUNJUYIGBE, A. S. O.; AYODELE, T. R.; ALAO, M. A. Electricity generation from municipal solid waste in some selected cities of Nigeria: An assessment of feasibility, potential and technologies. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 80, n. March, p. 149–162, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.177>

OHNISHI, S. *et al.* Efficient energy recovery through a combination of waste-to-energy systems for a low-carbon city. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 128, p. 394–405, 2018. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2016.11.018>

OLESEN, A. O. U.; DAMGAARD, A. **Landfilling in EASETECH. Data collection and modelling of the landfill modules in EASETECH**. Lyngby, Denmark: Internal report, DTU Environment, Technical University of Denmark, 2014. Disponível em: <http://www.easetech.dk/Model-Description/Technology-modelling>

OTOMA, Suehiro; DIAZ, Ricardo. Life-cycle greenhouse gas emissions and economic analysis of alternative treatments of solid waste from city markets in Vietnam. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, [S. l.], v. 19, n. 1, p. 70–87, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0380-0>

PAGANI, Regina Negri; KOVALESKI, João Luiz; RESENDE, Luis Mauricio. Methodi Ordinatio: a proposed methodology to select and rank relevant scientific papers encompassing the impact factor, number of citation, and year of publication. **Scientometrics**, [S. l.], v. 105, n. 3, p. 2109–2135, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1744-x>

PAKPOUR, Amir H. *et al.* Household waste behaviours among a community sample in Iran: An application of the theory of planned behaviour. **Waste Management**, [S. l.], v. 34, n. 6, p. 980–986, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.028>

PANARETOU, V. *et al.* Implementation and Evaluation of an Integrated Management Scheme for MSW in Selected Communities in Tinos Island, Greece. **Waste and Biomass Valorization**, [S. l.], v. 8, n. 5, p. 1597–1616, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s12649-016-9632-z>

PARK, Seejeen. Factors influencing the recycling rate under the volume-based waste fee system in South Korea. **Waste Management**, [S. l.], v. 74, p. 43–51, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.008>

PIRES, Ana; MARTINHO, Graça. Waste hierarchy index for circular economy in waste management. **Waste Management**, [S. l.], v. 95, p. 298–305, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.06.014>

PORTO ALEGRE. **Sirel - Sistema Integrado de Referência Legislativa**. [s. l.], 2020. Disponível em: http://www2.portoalegre.rs.gov.br/pgm/default.php?p_secao=551. Acesso em: 9 jan. 2021.

PREMAKUMARA, Dickella Gamaralalage Jagath *et al.* Policy implementation of the Republic Act (RA) No. 9003 in the Philippines: A case study of Cebu city. **Waste Management**, [S. l.], v. 34, n. 6, p. 971–979, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.10.040>

PURCELL, M.; MAGETTE, W. L. Targeted intervention strategies to optimise diversion of BMW in the Dublin, Ireland region. **Waste Management**, [S. l.], v. 31, n. 9–10, p. 2180–2189, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.05.008>

PURMESSUR, Bhuvaneshwaree; SURROOP, Dinesh. Power generation using landfill gas generated from new cell at the existing landfill site. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S. l.], v. 7, n. 3, p. 103060, 2019. Disponível em:

<https://doi.org/10.1016/j.jece.2019.103060>

RAMOS, Ana *et al.* Life cycle costing for plasma gasification of municipal solid waste: A socio-economic approach. **Energy Conversion and Management**, [S. l.], v. 209, p. 112508, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2020.112508>

REBEHY, Perla Calil Pongeluppe Wadhy *et al.* Innovative social business of selective waste collection in Brazil: Cleaner production and poverty reduction. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 154, p. 462–473, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.03.173>

REBELATTO, Bianca Gasparetto *et al.* Energy efficiency actions at a Brazilian university and their contribution to sustainable development Goal 7. **International Journal of Sustainability in Higher Education**, [S. l.], v. 20, n. 5, p. 842–855, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1108/IJSHE-01-2019-0023>

REICHERT, Geraldo Antônio. **Apoio à Tomada de Decisão por Meio da Avaliação do Ciclo de Vida em Sistemas de Gerenciamento Integrado de Resíduos Sólidos Urbanos: O Caso de Porto Alegre**. 2013. - Universidade Federal Rio Grande do Sul, [s. l.], 2013. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10183/87557>

REMER, Donald S.; NIETO, Armando P. A compendium and comparison of 25 project evaluation techniques. Part 1: Net present value and rate of return methods. **Int. J. Production Economics** 42, [S. l.], v. 42, p. 79–96, 1995. Disponível em: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0925-5273\(95\)00104-2](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0925-5273(95)00104-2)

RUTKOWSKI, Jacqueline E.; RUTKOWSKI, Emília W. Expanding worldwide urban solid waste recycling: The Brazilian social technology in waste pickers inclusion. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 33, n. 12, p. 1084–1093, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X15607424>

RYCKEBOSCH, E.; DROUILLON, M.; VERVAEREN, H. Techniques for transformation of biogas to biomethane. **Biomass and Bioenergy**, [S. l.], v. 35, n. 5, p. 1633–1645, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2011.02.033>

SALVADOR, Rodrigo *et al.* Life cycle assessment of electricity from biogas: A systematic literature review. **Environmental Progress and Sustainable Energy**, [S. l.], v. 38, n. 4, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/ep.13133>

SANTOS, Rafaela Ediene dos *et al.* Generating electrical energy through urban solid waste in Brazil: An economic and energy comparative analysis. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 231, n. September 2018, p. 198–206, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.10.015>

SASTRE, Sergio; LLOPART, Jaume; PUIG VENTOSA, Ignasi. Mind the gap: A model for the EU recycling target applied to the Spanish regions. **Waste Management**, [S. l.], v. 79, n. 2018, p. 415–427, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.07.046>

SCARLAT, N. *et al.* Evaluation of energy potential of Municipal Solid Waste from African urban areas. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 50, p. 1269–1286, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.05.067>

SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. Guidelines for landfill gas emission monitoring using the tracer gas dispersion method. **Waste Management**, [S. l.], v. 85, p. 351–360, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.048>

SEACAT, J. D.; BOILEAU, N. Demographic and community-level predictors of recycling behavior: A statewide, assessment. **Journal of Environmental Psychology**, [S. l.], v. 56, p. 12–19, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvp.2018.02.004>

SEBRAE, Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas. **Como obter financiamento?** Brasília: SEBRAE, 2015. *E-book*. Disponível em: [https://bibliotecas.sebrae.com.br/chronus/ARQUIVOS_CHRONUS/bds/bds.nsf/c30a4bc89ae4a6ce6c8a9df7a2f0a6e5/\\$File/5868.pdf](https://bibliotecas.sebrae.com.br/chronus/ARQUIVOS_CHRONUS/bds/bds.nsf/c30a4bc89ae4a6ce6c8a9df7a2f0a6e5/$File/5868.pdf)

SIDIQUE, Shaufique F.; JOSHI, Satish V.; LUPI, Frank. Factors influencing the rate of recycling: An analysis of Minnesota counties. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 54, n. 4, p. 242–249, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.08.006>

SIDIQUE, Shaufique F.; LUPI, Frank; JOSHI, Satish V. The effects of behavior and attitudes on drop-off recycling activities. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 54, n. 3, p. 163–170, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2009.07.012>

SILVA, Rodrigo Corrêa Da; DE MARCHI NETO, Ismael; SILVA SEIFERT, Stephan. Electricity supply security and the future role of renewable energy sources in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, [S. l.], v. 59, p. 328–341, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.001>

SILVA DOS SANTOS, I. F. *et al.* Assessment of potential biogas production from multiple organic wastes in Brazil: Impact on energy generation, use, and emissions abatement. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 131, n. May 2017, p. 54–63, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.12.012>

SILVA, T. R. *et al.* Methodology for the determination of optimum power of a Thermal Power Plant (TPP) by biogas from sanitary landfill. **Waste Management**, [S. l.], v. 65, p. 75–91, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.018>

SIMAN, Renato Ribeiro *et al.* Governance tools: Improving the circular economy through the promotion of the economic sustainability of waste picker organizations. **Waste Management**, [S. l.], v. 105, n. 2020, p. 148–169, 2020. Disponível em: <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.wasman.2020.01.040>

SISANI, F.; CONTINI, S.; DI MARIA, F. Energetic Efficiency of Landfill: An Italian Case Study. **Energy Procedia**, [S. l.], v. 101, n. September, p. 66–73, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.11.009>

SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **SNIS - Série Histórica**. [s. l.], 2021. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>. Acesso em: 9 jan. 2021.

SOLIS, Blandy Pamplona *et al.* Bibliometric analysis of the mass transport in a gas

diffusion layer in PEM fuel cells. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 11, n. 23, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11236682>

SPOKAS, K. *et al.* Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? **Waste Management**, [S. l.], v. 26, n. 5, p. 516–525, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.021>

STERMAN, J. D. **Business Dynamics: Systems Thinking and Modeling for a Complex World**. Boston: McGRAW-HILL, 2000. *E-book*.

STEWART, James. **Cálculo**. 8. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2011. *E-book*.

STRUK, Michal. Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 122, p. 155–162, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2017.01.023>

SUN, W. *et al.* Evaluation of optimal model parameters for prediction of methane generation from selected U.S. landfills. **Waste Management**, [S. l.], v. 91, p. 120–127, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.05.004>

SURROOP, D.; MOHEE, R. Power generation from landfill gas. **2nd International Conference on Environmental Engineering and Applications, Singapore**, [S. l.], v. 17, p. 237–241, 2011. Disponível em: <http://www.ipcbee.com/vol17/45-L30010.pdf>

TALYAN, Vikash *et al.* Quantification of methane emission from municipal solid waste disposal in Delhi. **Resources, Conservation and Recycling**, [S. l.], v. 50, n. 3, p. 240–259, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2006.06.002>

TAUŠOVÁ, Marcela *et al.* Recycling of communal waste: Current state and future potential for sustainable development in the EU. **Sustainability (Switzerland)**, [S. l.], v. 11, n. 10, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su11102904>

TCHONOBANOGLIOUS, G.; KEITH, F. **Handbook of solid waste management**. SECOND ed. [S. l.]: McGRAW-HILL, 2002. *E-book*.

THEUERL, Susanne *et al.* **The future agricultural biogas plant in Germany: A vision**. [S. l.]: MDPI AG, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/en12030396>. Acesso em: 29 jun. 2021.

TRAVEN, Luka; KEGALJ, Igor; ŠEBELJA, Iva. Management of municipal solid waste in Croatia: Analysis of current practices with performance benchmarking against other European Union member states. **Waste Management and Research**, [S. l.], v. 36, n. 8, p. 663–669, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1177/0734242X18789058>

VENTANA SYSTEMS, UK. **Vensim**. [s. l.], 2021. Disponível em: <http://www.ventanasystems.co.uk/services/software/vensim/>. Acesso em: 6 ago. 2021.

VILLANUEVA-ESTRADA, R. E. *et al.* Energy production from biogas in a closed landfill II: A case study of Prados de la Montaña, Mexico City. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, [S. l.], v. 31, p. 236–244, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.seta.2018.12.005>

WANG, Dan *et al.* Future improvements on performance of an EU landfill directive driven municipal solid waste management for a city in England. **Waste Management**, [S. l.], v. 102, p. 452–463, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.009>

WANG, X. *et al.* Using observed data to improve estimated methane collection from select U.S. landfills. **Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 47, n. 7, p. 3251–3257, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/es304565m>

WANG, Yuan *et al.* Effectiveness of waste-to-energy approaches in China: from the perspective of greenhouse gas emission reduction. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 163, p. 99–105, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.09.060>

WORLD BANK. **Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean**. Waterloo: The World Bank - ESMAP, 2004. *E-book*. Disponível em: https://www.esmap.org/sites/esmap.org/files/Handbook_Preparation_LandfillGas_to_EnergyProjects_LAC_Resized.pdf

XIAO, Shijiang *et al.* Policy impacts on Municipal Solid Waste management in Shanghai: A system dynamics model analysis. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 262, p. 121366, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121366>

XIAO, Shijiang *et al.* Greenhouse gas emission mitigation potential from municipal solid waste treatment: A combined SD-LMDI model. **Waste Management**, [S. l.], v. 120, p. 725–733, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.10.040>

XIN, D. *et al.* Site specific diel methane emission mechanisms in landfills: A field validated process based on vegetation and climate factors. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 218, p. 673–680, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.060>

XU, Lin *et al.* External influences on forming residents' waste separation behaviour: Evidence from households in Hangzhou, China. **Habitat International**, [S. l.], v. 63, p. 21–33, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2017.03.009>

YAU, Yung. Domestic waste recycling, collective action and economic incentive: The case in Hong Kong. **Waste Management**, [S. l.], v. 30, n. 12, p. 2440–2447, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.06.009>

YILMAZ, İ. H.; ABDULVAHITOĞLU, A. Evaluation of municipal solid waste options in Turkey: Scenarios for energy recovery, carbon mitigation and consequent financial strategies. **Resources, Conservation & Recycling**, [S. l.], v. 147, p. 95–110, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2019.02.029>

ZON, Jéssica Luiza Nogueira *et al.* Waste pickers organizations and municipal selective waste collection: Sustainability indicators. **Waste Management**, [S. l.], v. 118, p. 219–231, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2020.08.023>

ZORPAS, Antonis A.; LASARIDI, Katia. Measuring waste prevention. **Waste**

Management, [S. l.], v. 33, n. 5, p. 1047–1056, 2013. Disponível em:
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.12.017>

7 APÊNDICE A

Quadro 7: Portifólio final de artigos sobre a influência dos instrumentos de políticas nos eixos estudados e indicação do InOrdinário. (continua)

Ranking	Autor	Título	Revista	FI*	Citações	Ano	InOrdinário
1	(SIDIQUE; LUPI; JOSHI, 2010)	The effects of behavior and attitudes on drop-off recycling activities	Resources Conservation and Recycling	7,044	195	2010	265,44
2	(SIDIQUE; JOSHI; LUPI, 2010)	Factors influencing the rate of recycling: An analysis of Minnesota counties	Resources Conservation and Recycling	7,044	131	2010	201,44
3	(PAKPOUR <i>et al.</i> , 2014)	Household waste behaviours among a community sample in Iran: An application of the theory of planned behaviour	Waste Management	5,431	90	2014	148,31
4	(CAMPOS, 2014)	Recycling in Brazil: Challenges and prospects	Resources Conservation and Recycling	7,044	47	2014	121,44
5	(YAU, 2010)	Domestic waste recycling, collective action and economic incentive: the case in Hong Kong	Waste Management	5,431	67	2010	121,31
6	(ZORPAS; LASARIDI, 2013)	Measuring waste prevention	Waste Management	5,431	64	2013	121,31
7	(LEE; PAIK, 2011)	Korean household Waste Management and recycling behavior	Building and Environment	4,82	64	2011	113,2
8	(STRUK, 2017)	Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste	Resources Conservation and Recycling	7,044	34	2017	111,44
9	(GALLARDO <i>et al.</i> , 2010)	Comparison of different collection systems for sorted household waste in Spain	Waste Management	5,431	56	2010	110,31
10	(D'AMATO; MANCINELLI; ZOLI, 2016)	Complementarity vs substitutability in Waste Management behaviors	Ecological Economics	8,562	17	2016	108,62
11	(HALKOS; PETROU, 2019)	Assessing 28 EU member states' environmental efficiency in national waste generation with DEA	Journal of Cleaner Production	6,395	29	2019	101,95
12	(CARATTINI; BARANZINI; LALIVE, 2018)	Is Taxing Waste a Waste of Time? Evidence from a Supreme Court Decision	Ecological Economics	8,562	7	2018	100,62
13	(CONKE, 2018)	Barriers to waste recycling development: Evidence from Brazil	Resources Conservation and Recycling	7,044	22	2018	100,44
14	(REBEHY <i>et al.</i> , 2017)	Innovative social business of selective waste collection in Brazil: Cleaner production and poverty reduction	Journal of Cleaner Production	6,395	25	2017	95,95

* FI: Fator de Impacto

(continua)

Ranking	Autor	Título	Revista	FI	Citações	Ano	InOrdinatio
15	(LUTTENBERGER, 2020)	Waste Management challenges in transition to circular economy – Case of Croatia	Journal of Cleaner Production	6,395	19	2020	92,95
16	(MINELGAITĖ; LIOBIKIENĖ, 2019)	Waste problem in European Union and its influence on Waste Management behaviours	Science of the Total Environment	5,589	28	2019	92,89
17	(CIFRIAN <i>et al.</i> , 2012)	Material flow indicators and carbon footprint for MSW management systems: Analysis and application at regional level, Cantabria, Spain	Resources Conservation and Recycling	7,044	18	2012	90,44
18	(LAKHAN, 2015)	Evaluating the effects of unit-based waste disposal schemes on the collection of household recyclables in Ontario, Canada	Resources Conservation and Recycling	7,044	13	2015	88,44
19	(IBÁÑEZ-FORÉS <i>et al.</i> , 2018)	Influence of implementing selective collection on municipal Waste Management systems in developing countries: A Brazilian case study	Resources Conservation and Recycling	7,044	10	2018	88,44
20	(CETRULO <i>et al.</i> , 2018)	Effectiveness of solid waste policies in developing countries: A case study in Brazil	Journal of Cleaner Production	6,395	14	2018	85,95
21	(CASTILLO-GIMÉNEZ; MONTAÑÉS; PICAZO-TADEO, 2019)	Performance and convergence in municipal waste treatment in the European Union	Waste Management	5,431	19	2019	82,31
22	(XU <i>et al.</i> , 2017)	External influences on forming residents' waste separation behaviour: Evidence from households in Hangzhou, China	Habitat International	3,846	35	2017	80,46
23	(LI; HUANG; HARDER, 2017)	Incentives for food waste diversion: Exploration of a long term successful Chinese city residential scheme	Journal of Cleaner Production	6,395	9	2017	79,95
24	(PIRES; MARTINHO, 2019)	Waste hierarchy index for circular economy in Waste Management	Waste Management	5,431	15	2019	78,31
25	(FERREIRA <i>et al.</i> , 2017)	Assessment strategies for municipal selective waste collection schemes	Waste Management	5,431	16	2017	77,31
26	(PARK, 2018)	Factors influencing the recycling rate under the volume-based waste fee system in South Korea	Waste Management	5,431	15	2018	77,31
27	(BERNAD-BELTRÁN; SIMÓ; BOVEA, 2014)	Attitude towards the incorporation of the selective collection of biowaste in a municipal solid Waste Management system. A case study	Waste Management	5,431	16	2014	74,31
28	(TAUŠOVÁ <i>et al.</i> , 2019)	Recycling of Communal Waste: Current State and Future Potential for Sustainable Development in the EU	Sustainability	5,184	10	2019	70,84
29	(MARTINHO <i>et al.</i> , 2017)	A case study of packaging waste collection systems in Portugal - Part I: Performance and operation analysis	Waste Management	5,431	8	2017	69,31
30	(WANG <i>et al.</i> , 2020)	Future improvements on performance of an EU landfill directive driven municipal solid Waste Management for a city in England	Waste Management	5,431	5	2020	69,31
31	(BEES; WILLIAMS, 2017)	Explaining the differences in household food waste collection and treatment provisions between local authorities in England and Wales	Waste Management	5,431	7	2017	68,31
32	(LAVIGNE; DE JAEGER; ROGGE, 2019)	Identifying the most relevant peers for benchmarking Waste Management performance: A conditional directional distance Benefit-of-the-Doubt approach	Waste Management	5,431	5	2019	68,31
33	(HUANG <i>et al.</i> , 2014)	More than financial investment is needed: food waste recycling pilots in Shanghai, China	Journal of Cleaner Production	6,395	0	2014	67,95

* FI: Fator de Impacto

(continua)

Ranking	Autor	Título	Revista	FI	Citações	Ano	InOrdinatio
34	(PREMAKUMARA <i>et al.</i> , 2014)	Policy implementation of the Republic Act (RA) No. 9003 in the Philippines: A case study of Cebu city	Waste Management	5,431	9	2014	67,31
35	(CHUNG; YEUNG, 2019)	Analysis of residents' choice of waste charge methods and willingness to pay amount for solid Waste Management in Hong Kong	Waste Management	5,431	3	2019	66,31
36	(ALZAMORA; BARROS, 2020)	Review of municipal Waste Management charging methods in different countries	Waste Management	5,431	2	2020	66,31
37	(SIMAN <i>et al.</i> , 2020)	Governance tools: Improving the circular economy through the promotion of the economic Sustainability of waste picker organizations	Waste Management	5,431	1	2020	65,31
38	(DUTRA; YAMANE; SIMAN, 2018)	Influence of the expansion of the selective collection in the sorting infrastructure of waste pickers' organizations: A case study of 16 Brazilian cities	Waste Management	5,431	3	2018	65,31
39	(NAVARRETE-HERNANDEZ; NAVARRETE-HERNANDEZ, 2018)	Unleashing Waste-Pickers' Potential: Supporting Recycling Cooperatives in Santiago de Chile	World Development	3,905	18	2018	65,05
40	(CALAF-FORN; ROCA; PUIG-VENTOSA, 2014)	Cap and trade schemes on Waste Management: A case study of the Landfill Allowance Trading Scheme (LATS) in England	Waste Management	5,431	6	2014	64,31
41	(SASTRE; LLOPART; PUIG-VENTOSA, 2018)	Mind the gap: A model for the EU recycling target applied to the Spanish regions	Waste Management	5,431	2	2018	64,31
42	(NEMAT <i>et al.</i> , 2020)	The Potential of Food Packaging Attributes to Influence Consumers' Decisions to Sort Waste	Sustainability	5,184	1	2020	62,84
43	(PURCELL; MAGETTE, 2011)	Targeted intervention strategies to optimise diversion of BMW in the Dublin, Ireland region	Waste Management	5,431	3	2011	58,31
44	(SEACAT; BOILEAU, 2018)	Demographic and community-level predictors of recycling behavior: A statewide, assessment	Journal of Environmental Psychology	3,626	10	2018	54,26
45	(KIRAKOZIAN, 2016)	One without the other? Behavioural and incentive policies for household Waste Management	Journal of Economic Surveys	2,758	16	2016	49,58
46	(COSTA; DIAS, 2020)	Evolution on the solid urban Waste Management in Brazil: A portrait of the Northeast Region	Energy Reports	3,83	0	2020	48,3
47	(LASO <i>et al.</i> , 2019)	LCA-Based Comparison of Two Organic Fraction Municipal Solid Waste Collection Systems in Historical Centres in Spain	Energies	2,707	7	2019	43,07
48	(RUTKOWSKI; RUTKOWSKI, 2015)	Expanding worldwide urban solid waste recycling: The Brazilian social technology in waste pickers inclusion	Waste Management & Research	2,015	17	2015	42,15
49	(FERNÁNDEZ-BRAÑA; SOUSA; DIAS-FERREIRA, 2019)	Are municipal waste utilities becoming sustainable? A framework to assess and communicate progress	Environmental Science and Pollution Research	2,914	3	2019	41,14
50	(CHEN <i>et al.</i> , 2018)	Enhancing municipal solid waste recycling through reorganizing waste pickers: A case study in Nanjing, China	Waste Management & Research	2,015	9	2018	37,15
51	(AFROZ <i>et al.</i> , 2010)	A survey of recycling behaviour in households in Dhaka, Bangladesh	Waste Management & Research	2,015	16	2010	36,15

* FI: Fator de Impacto

(conclusão)

Ranking	Autor	Título	Revista	FI	Citações	Ano	InOrdinatio
52	(CHEN <i>et al.</i> , 2017)	Source separation of municipal solid waste: The effects of different separation methods and citizens' inclination-case study of Changsha, China	Journal of the Air & Waste Management Association	1,858	9	2017	34,58
53	(PANARETOU <i>et al.</i> , 2017)	Implementation and Evaluation of an Integrated Management Scheme for MSW in Selected Communities in Tinos Island, Greece	Waste and Biomass Valorization	2,358	3	2017	33,58
54	(TRAVEN; KEGALJ; ŠEBELJA, 2018)	Management of municipal solid waste in Croatia: Analysis of current practices with performance benchmarking against other European Union member states	Waste Management & Research	2,015	5	2018	33,15
55	(CHEN, 2019)	Estimation of willingness-to-pay for the MSW disposal system by choice experiment approach: A case study of Taiwan	Waste Management & Research	2,015	2	2019	31,15
56	(DRIMILI <i>et al.</i> , 2020)	Public views and attitudes about municipal Waste Management: Empirical evidence from Athens, Greece	Waste Management & Research	2,015	0	2020	30,15
57	(KLING; SEYRING; TZANOVA, 2016)	Assessment of economic instruments for countries with low municipal Waste Management performance: An approach based on the analytic hierarchy process	Waste Management & Research	2,015	3	2016	29,15
58	(BANERJEE; SARKHEL, 2020)	Municipal solid Waste Management, household and local government participation: a cross country analysis	Journal of Environmental Planning and Management	1,855	0	2020	28,55
59	(BONELLI <i>et al.</i> , 2016)	Waste prevention impacts on small municipalities: Three experiences from northern Italy	Waste Management & Research	2,015	2	2016	28,15
60	(MILTOJEVIĆ; ILIĆ KRSTIĆ; PETKOVIĆ, 2017)	Informing and public awareness on waste separation: a case study of the City of Niš (Serbia)	International Journal of Environmental Science and Technology	2,031	0	2017	27,31
61	(GALLARDO <i>et al.</i> , 2012)	Evolution of sorted waste collection: a case study of Spanish cities	Waste Management & Research	2,015	5	2012	27,15
62	(KØRNØV <i>et al.</i> , 2016)	Liberalization in the Danish waste sector: an institutional perspective	Waste Management & Research	2,015	0	2016	26,15
63	(MANNARINO; FERREIRA; GANDOLLA, 2016)	Contribution to the development of municipal solid Waste Management in Brazil based on European experience.	Engenharia Sanitária e Ambiental	0,289	4	2016	12,89

* FI: Fator de Impacto

Figura 32: Taxa de crescimento dos termos de buscas utilizados ano longo dos anos

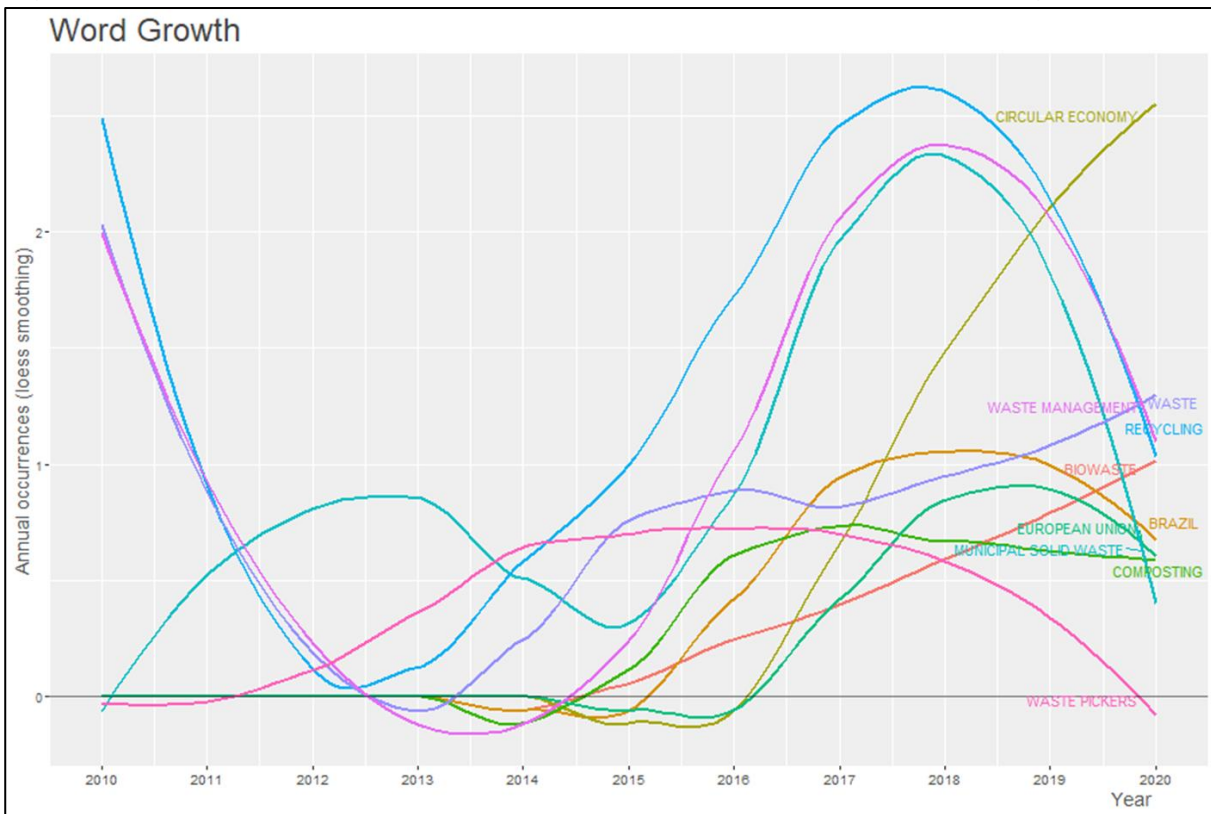


Figura 33: Revistas mais citadas nas referências dos artigos que compõem o portfólio final

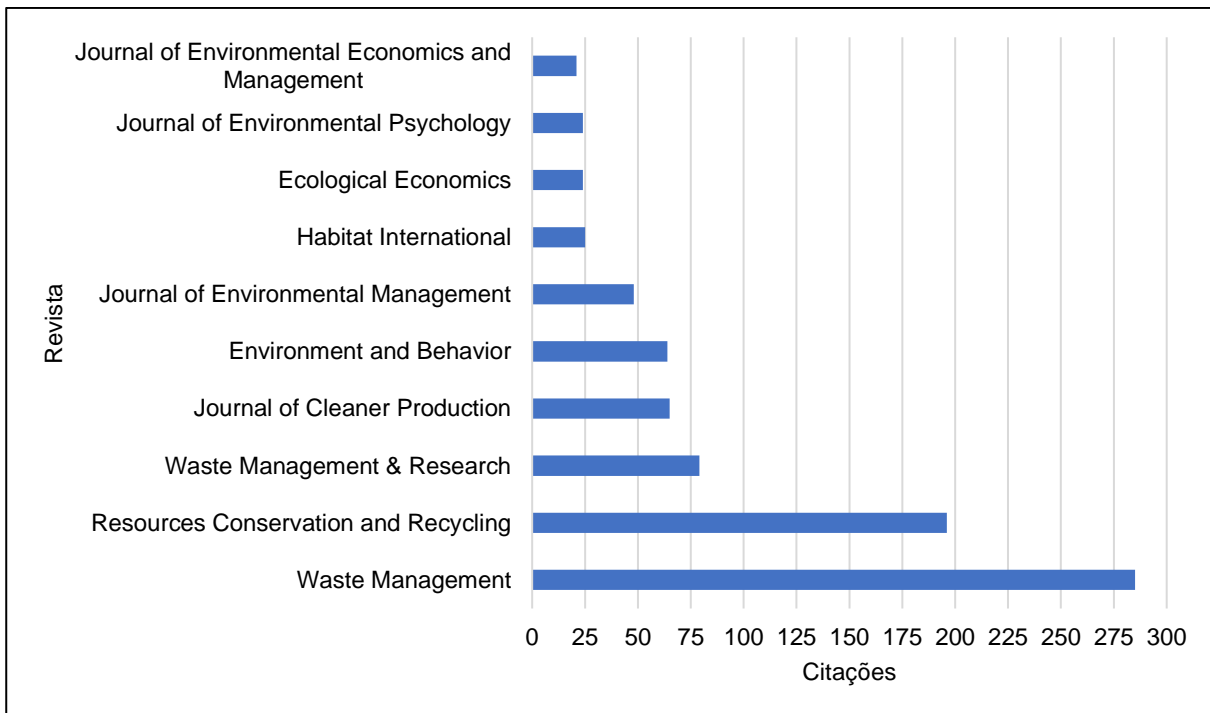
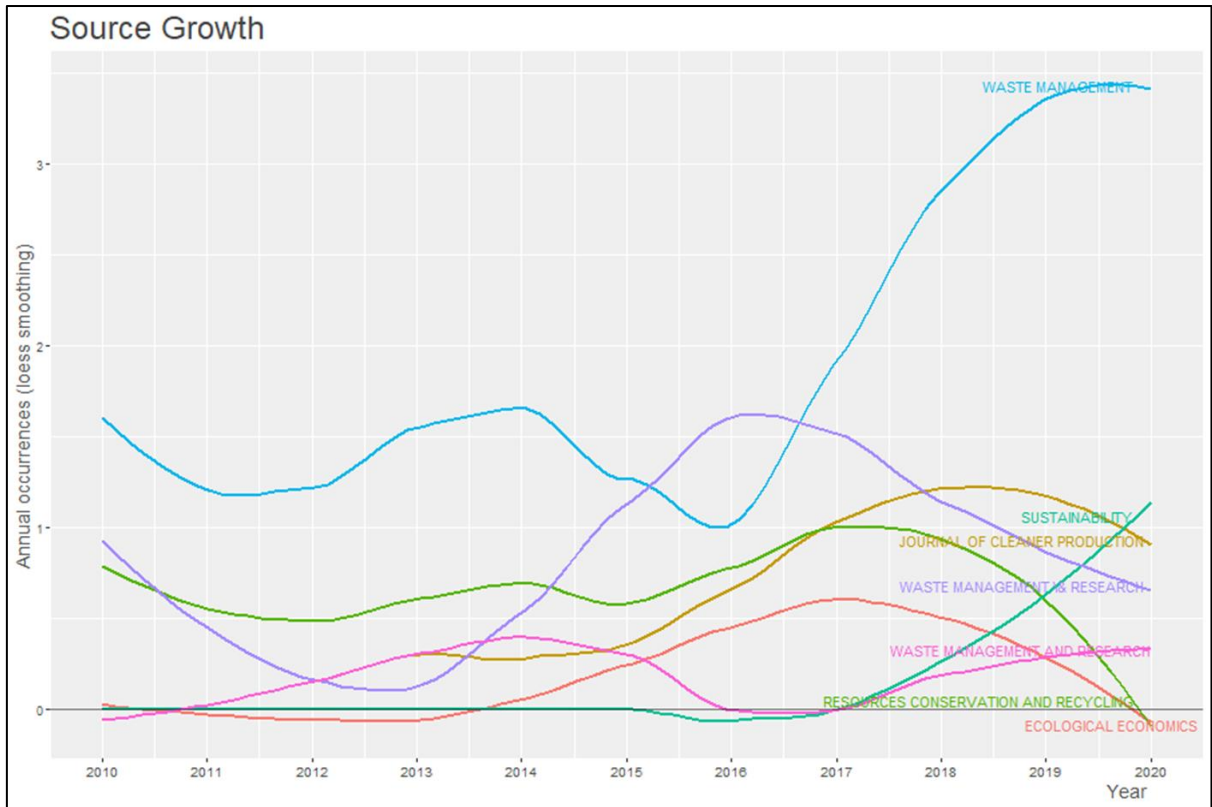


Figura 34: Taxa de crescimento dos periódicos ao longo dos anos



8 APÊNDICE B

Quadro 8: Equações matemáticas do modelo proposto

Nº	Variável	Equação	Unidade
A.1	acréscimo da população	População * taxa de crescimento populacional	hab.ano ⁻¹
A.2	População	População (t) = (acréscimo da população)dt + População (t ₀)	hab
A.3	Geração de RSU	Geração per capita * População (t)	ton.ano ⁻¹
A.4	% para compostagem	% de compostagem atual+RAMP(efeitos das políticas na compostagem, 0 , 21)	%
A.5	envio para compostagem	Geração de RSU * % para compostagem	ton.ano ⁻¹
A.6	Compostagem	Compostagem (t) = (envio para compostagem)dt + Compostagem(t ₀)	ton
A.7	envio para destinação inadequada	Geração de RSU * % de destinação inadequada atual	ton.ano ⁻¹
A.8	Destino inadequado	Destino inadequado (t) = (envio para destinação inadequada)dt + Destino inadequado (t ₀)	ton
A.9	% para reciclagem	% de reciclagem atual+ RAMP(efeito de políticas na reciclagem, 0 , 21)	%
A.10	envio para reciclagem	Geração de RSU * % para a reciclagem	ton.ano ⁻¹
A.11	Reciclagem	Reciclagem de secos (t) = (envio para a reciclagem)dt + Reciclagem de secos (t ₀)	ton
A.12	% para aterro	1 - (% para compostagem+ % para reciclagem + percentual para destinação inadequada)	%
A.13	Aterro Sanitário	Geração de RSU * percentual para aterro	ton.ano ⁻¹
A.14	Geração de energia	Geração de metano * EMC * PCM* Tempo de inalação	kWh.ano ⁻¹
A.15	Tempo de instalação	IF THEN ELSE(Time<=4, 0 , 1)	%
A.16	L ₀	((fração orgânica - % para compostagem) / ((fração seca - % para reciclagem)+(fração orgânica - % para compostagem)))	Nm ³ .ano ⁻¹
A.17	k	((fração orgânica - % para compostagem) / ((fração seca - % para reciclagem)+(fração orgânica - % para compostagem)))	1.ano ⁻¹
A.18	Geração de metano	Σ [CH4 (1, 2, 3,...,21)] * perdas	Nm ³ .ano ⁻¹
A.19	Quant. De RSU (1,2,3,...,21)	Aterro sanitário * condição (1,2,3,...,21)	ton
A.20	Condição(1,2,3,...,21)	IF THEN ELSE(Time = [0, 1, 2, 3,...20], 1 , 0)	dmls

Figura 35: Teste de consistência dimensional

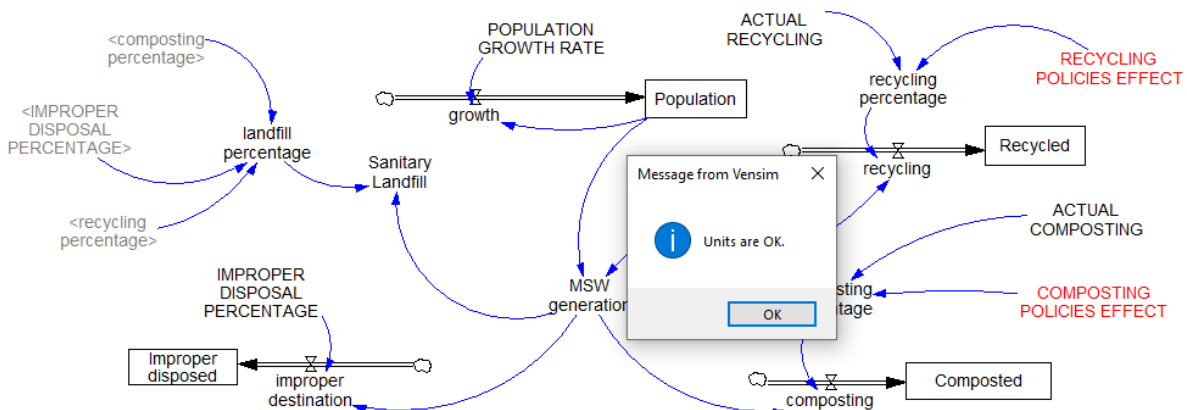
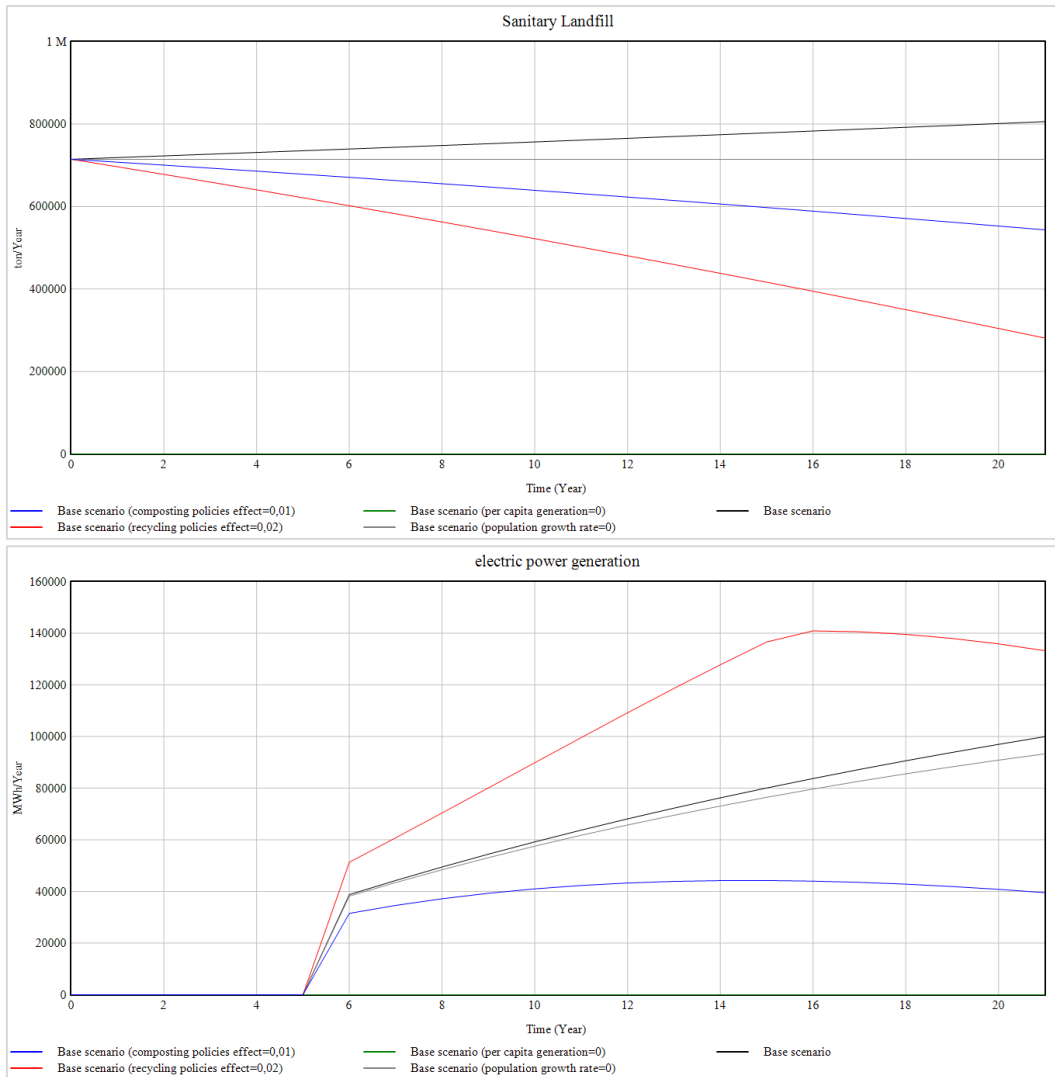


Figura 36: Teste de condição extrema



*Taxa de crescimento populacional: 0% por ano; geração per capita: 0 habitantes.ano⁻¹; efeitos das políticas de reciclagem: 2% por ano efeitos das políticas de compostagem: 1% por ano

Figura 37: Teste de erro de integração

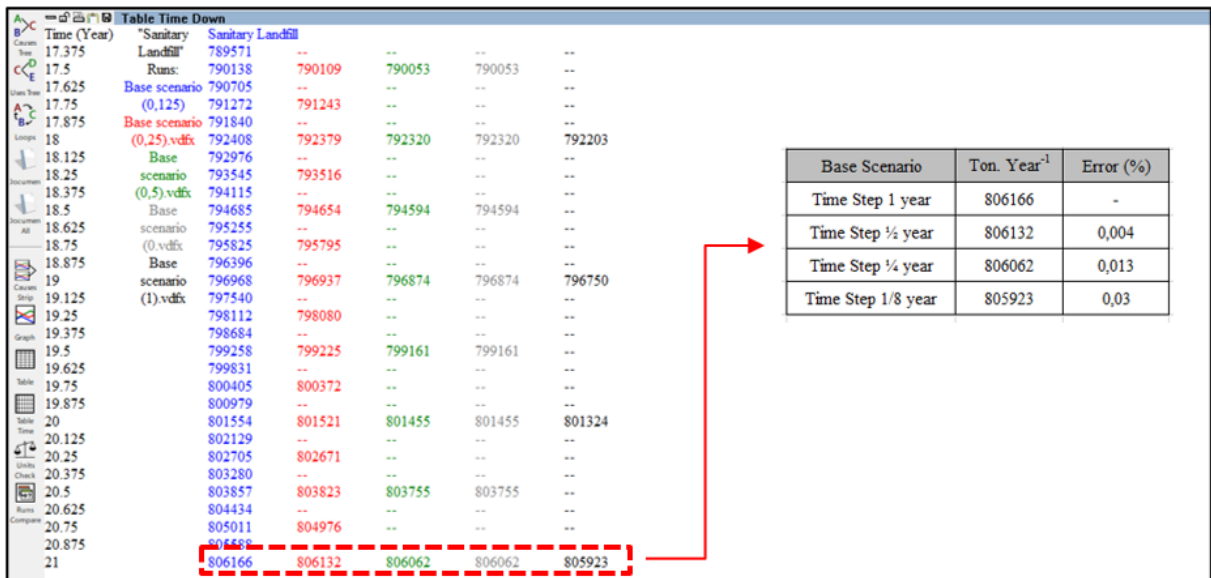


Tabela 10: Detalhamento da viabilidade econômica no MRE e MLE

Cenário	Energia elétrica (GWh)	Toda energia vendida (USD.106)		Venda do excedente e uso interno de energia (USD.106)				Venda do excedente e uso interno de energia e crédito de carbono (USD.106)			
		MLE	MRE	MLE		MRE		MLE		MRE	
				10% UI	30% UI	10% UI	30% UI	10% UI	30% UI	10% UI	30% UI
Org.0%-Rec.0%	1159,6	46,5	64,9	41,9	32,6	58,5	45,5	58,1	48,8	74,7	61,7
Org.0%-Rec.10%	1230,8	49,4	68,9	44,5	34,6	62,0	48,3	61,7	51,8	79,3	65,5
Org.0%-Rec.30%	1379,9	55,4	77,3	49,9	38,8	69,6	54,1	69,2	58,1	88,9	73,4
Org.0%-Rec.50%	1541,8	62,0	86,4	55,8	43,4	77,7	60,4	77,4	65,0	99,3	82,0
Org.5%-Rec.0%	1091,8	43,8	61,2	39,4	30,7	55,0	42,8	54,7	45,9	70,3	58,1
Org.5%-Rec.10%	1161,8	46,6	65,1	42,0	32,6	58,6	45,5	58,2	48,9	74,8	61,8
Org.5%-Rec.30%	1308,8	52,6	73,3	47,3	36,8	66,0	51,3	65,6	55,1	84,3	69,6
Org.5%-Rec.50%	1469,0	59,0	82,3	53,1	41,3	74,0	57,6	73,7	61,9	94,6	78,2
Org.20%-Rec.0%	896,9	35,9	50,2	32,3	25,1	45,2	35,2	44,9	37,7	57,8	47,7
Org.20%-Rec.10%	962,5	38,6	53,9	34,7	27,0	48,5	37,7	48,2	40,5	62,0	51,2
Org.20%-Rec.30%	1102,3	44,2	61,7	39,8	30,9	55,6	43,2	55,2	46,4	71,0	58,6
Org.20%-Rec.50%	1257,0	50,5	70,4	45,4	35,3	63,4	49,3	63,0	52,9	81,0	66,9
Org.40%-Rec.0%	640,4	25,5	35,9	23,0	17,9	32,3	25,1	31,9	26,8	41,2	34,1
Org.40%-Rec.10%	698,2	27,9	39,1	25,1	19,5	35,2	27,4	34,9	29,3	45,0	37,1
Org.40%-Rec.30%	824,6	33,0	46,2	29,7	23,1	41,6	32,3	41,2	34,6	53,1	43,9
Org.40%-Rec.50%	969,4	38,8	54,3	34,9	27,2	48,9	38,0	48,5	40,7	62,4	51,6

9 APÊNDICE C

Quadro 9: Equações matemáticas do modelo proposto

Nº	Tipo	Variável	Equação	Unidade
1	Auxiliar	taxa geométrica de crescimento populacional	WITH LOOKUP (Time,([(1,0) (20,0.015)],(1,0.012),(3,0.0119),(6,0.012), (11,0.0094),(16,0.0065),(19,0.005),(20,0.005)))	1.ano ⁻¹
2	Fluxo	acréscimo da população	População * taxa de crescimento populacional	hab.ano ⁻¹
3	Estoque	População	População (t) = (acréscimo da população)dt + População (t ₀)	hab
4	Auxiliar	Geração de RSU	Geração per capita * População (t)	ton.ano ⁻¹
5	Auxiliar	% para compostagem	compostagem atual+{a*tanh*(b*efeito das políticas públicas+c)+d}	%
6	Fluxo	envio para compostagem	Geração de RSU * % para compostagem	ton.ano ⁻¹
7	Estoque	Compostagem	Compostagem (t) = (envio para compostagem)dt + Compostagem(t ₀)	ton
8	Auxiliar	% para destinação inadequada	destinação inadequada atual+{a*tanh*(b*efeito das políticas públicas+c)+d}	ton.ano ⁻¹
9	Fluxo	envio para destinação inadequada	Geração de RSU * % para destinação inadequada	
10	Estoque	Destino inadequado	Destino inadequado (t) = (envio para destinação inadequada)dt + Destino inadequado (t ₀)	ton
11	Auxiliar	% para reciclagem	reciclagem atual+{a*tanh*(b*efeito das políticas públicas+c)+d}	%
12	Fluxo	envio para reciclagem	Geração de RSU * % para a reciclagem	ton.ano ⁻¹
13	Estoque	Reciclagem	Reciclagem de secos (t) = (envio para a reciclagem)dt + Reciclagem de secos (t ₀)	ton
14	Auxiliar	% para aterro	1 - (% para compostagem+ % para reciclagem + % para destinação inadequada)	%
15	Auxiliar	Aterro Sanitário	Geração de RSU * % para aterro	ton.ano ⁻¹
16	Auxiliar	GPC	GPC atual+[GPC atual*{a*tanh*(b*efeito das políticas públicas+c)+d}]	ton.habitantes ⁻¹ .ano ⁻¹
17	Auxiliar	efeito das políticas públicas	RAMP(0.05, 0 , 20)	%
18	Auxiliar	Geração de energia	Geração de metano * EMC * PCM* Tempo de instalação	kWh.ano ⁻¹
19	Auxiliar	Tempo de instalação	IF THEN ELSE(Time<=4, 0 , 1)	%
20	Auxiliar	L ₀	((fração orgânica – % para compostagem) / ((fração seca - % para reciclagem)+(fração orgânica – % para compostagem)))	Nm ³ .ano ⁻¹
21	Auxiliar	k	((fração orgânica – % para compostagem) / ((fração seca - % para reciclagem)+(fração orgânica – % para compostagem)))	1.ano ⁻¹
22	Auxiliar	Geração de metano	Σ [CH4 (1, 2, 3,...,21)] * perdas	Nm ³ .ano ⁻¹
23	Estoque	Quant. De RSU (1,2,3,...,21)	Aterro sanitário * condição (1,2,3,...,21)	ton
24	Auxiliar	Condição(1,2,3,...,21)	IF THEN ELSE(Time = [0, 1, 2, 3,...,20], 1 , 0)	dmls

Tabela 11: Detalhamento dos resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros fator de capacidade e eficiência de captação de LFG

Fator de Capacidade-Eficiência de captação	Pessimista (Atual)			Otimista			Realista			Audacioso-CA			Audacioso-CI			Audacioso-CL			Passado no BR-CA			Passado no BR-CI			Passado no BR-CL				
	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE
40%-30%	-5	154	43	-4	143	39	-4	144	39	-2	109	28	-3	133	35	-4	141	38	-7	155	43	-7	179	53	-6	168	48		
45%-38%	-5	142	39	-4	127	34	-5	132	35	-2	103	27	-3	115	30	-5	131	35	-8	142	39	-8	157	44	-6	147	40		
50%-45%	-6	129	34	-4	111	29	-6	121	32	-2	96	25	-3	98	25	-6	121	32	-9	130	34	-8	135	36	-6	125	33		
55%-52%	-6	118	31	-4	102	27	-5	110	29	-1	87	23	-2	93	24	-5	110	29	-9	119	31	-8	125	33	-6	117	31		
60%-59%	-6	107	28	-3	93	24	-5	99	26	0	79	21	-2	88	23	-5	99	26	-9	107	28	-8	114	30	-6	109	28		
65%-66%	-5	98	26	-2	86	22	-3	91	24	1	72	19	-1	80	21	-3	91	24	-7	99	26	-8	106	27	-5	99	26		
70%-74%	-4	90	23	-1	78	20	-2	84	22	3	66	18	1	73	19	-2	83	22	-6	91	23	-7	98	25	-4	90	23		
75%-82%	-2	84	22	2	73	19	-1	79	21	5	62	17	3	68	18	0	78	20	-4	86	22	-6	92	24	-3	85	22		
80%-90%	-1	79	21	4	68	18	1	75	20	7	59	16	5	63	17	1	73	19	-3	81	21	-4	86	22	-1	79	21		

VPL: Valor presente líquido em milhões de USD; CNE: Custo nivelado de energia em USD por Mega-Watt.hora; PR: período de retorno em anos; Passado BR: baseado no passado no Brasil; CA: comportamento abrupto; CI: comportamento intermediário; CL: comportamento lento

Tabela 12: Detalhamento dos resultados da análise de sensibilidade dos parâmetros taxa de desconto e custo de investimento

Taxa de desconto-Custo de investimento	Pessimista (Atual)			Otimista			Realista			Audacioso-CA			Audacioso-CI			Audacioso-CL			Passado no BR-CA			Passado no BR-CI			Passado no BR-CL				
	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE	PR	VPL	CNE
5%-70%	18	39	11	22	33	10	21	35	11	22	29	10	21	31	10	22	34	10	28	37	11	21	39	11	18	39	11		
10%-77%	2	68	18	5	58	16	4	61	16	7	50	14	6	53	15	5	60	16	4	66	18	2	70	19	2	70	18		
15%-83%	-6	116	30	-3	97	25	-4	104	27	-1	83	21	-2	90	23	-4	103	26	-9	116	30	-8	123	32	-7	120	31		
20%-90%	-11	194	50	-9	161	41	-10	173	44	-6	135	34	-7	148	37	-10	172	44	-16	200	52	-14	209	55	-12	201	52		
25%-97%	-15	313	83	-12	258	66	-13	278	72	-9	214	53	-10	237	60	-13	278	72	-21	331	89	-18	343	94	-16	325	87		
30%-103	-17	483	133	-15	395	103	-16	428	114	-11	326	82	-13	363	93	-16	430	115	-25	526	149	-21	538	154	-18	503	141		
35%-110%	-19	730	210	-17	594	160	-18	645	178	-13	487	125	-15	546	144	-18	653	181	-28	817	247	-24	825	251	-20	762	223		
40%-117%	-21	1073	324	-18	870	242	-20	948	272	-15	710	186	-16	801	217	-20	964	278	-30	1231	400	-26	1227	398	-22	1122	347		
45%-123%	-22	1527	483	-20	1234	354	-21	1349	402	-16	1006	270	-17	1138	317	-21	1378	414	-32	1791	625	-27	1762	608	-24	1599	519		
50%-130%	-24	2145	713	-21	1728	514	-23	1895	589	-17	1408	388	-19	1598	461	-23	1943	611	-34	2568	971	-29	2496	922	-25	2249	771		

VPL: Valor presente líquido em milhões de USD; CNE: Custo nivelado de energia em USD por Mega-Watt.hora; PR: período de retorno em anos; Passado BR: baseado no passado no Brasil; CA: comportamento abrupto; CI: comportamento intermediário; CL: comportamento lento