

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE FEIRA DE
SANTANA-BA: DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO**

HENRIQUE SANTOS JUNQUEIRA

FEIRA DE SANTANA

NOVEMBRO DE 2020

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA
DEPARTAMENTO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE FEIRA DE
SANTANA-BA: DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO

HENRIQUE SANTOS JUNQUEIRA

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental (PPGECEA) da Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS), como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Engenharia Civil e Ambiental

Orientador: Prof. Dr. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva

Coorientador: Prof. Dr. Diego Lima Medeiros

FEIRA DE SANTANA

NOVEMBRO DE 2020

Ficha catalográfica - Biblioteca Central Julieta Carteado - UEFS

Junqueira, Henrique Santos
J94g Gerenciamento de resíduos sólidos urbanos de Feira de Santana-Ba:
demanda energética e pegada de carbono / Henrique Santos Junqueira. –
2020.
104f. : il.

Orientador: Eduardo Henrique Cohim Silva
Coorientador: Diego Lima Medeiros

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual de Feira de Santana.
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2020.

1. Resíduos sólidos urbanos - Gestão. 2. Avaliação do ciclo de vida
(ACV). 3. Resíduo zero. 4. Recuperação energética. 5. Logística reversa.
I. Silva, Eduardo Henrique Cohim, orient. II. Medeiros, Diego Lima,
coorient. III. Universidade Estadual de Feira de Santana. IV. Título.

CDU: 628.4

Rejane Maria Rosa Ribeiro – Bibliotecária CRB-5/695

FEIRA DE SANTANA, BA – BRASIL

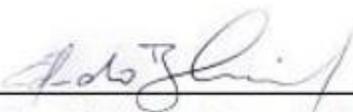
NOVEMBRO DE 2020

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE FEIRA DE
SANTANA-BA: DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO

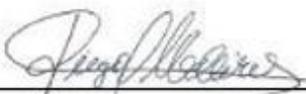
Henrique Santos Junqueira

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

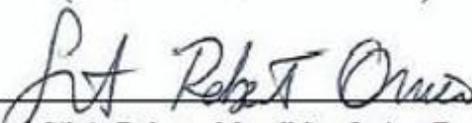
Aprovada por:



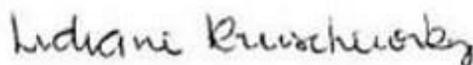
Prof. Eduardo Henrique Borges Cohim Silva, Doutor
(Universidade Estadual de Feira de Santana)



Prof. Diego Lima Medeiros, Doutor
(Universidade Federal da Bahia)



Prof. Silvio Roberto Magalhães Orrico, Doutor
(Universidade Estadual de Feira de Santana)



Prof. Lidiane Mendes Kruschewsky Lórdelo, Doutora
(Universidade Federal do Recôncavo Bahia)



Prof. João Luiz Calmon Nogueira da Gama, Doutor
(Universidade Federal do Espírito Santo)

FEIRA DE SANTANA, BA – BRASIL

NOVEMBRO DE 2020

AGRADECIMENTOS

A Deus, com toda honra e glória por ter me permitido chegar até aqui.

Aos meus pais, Maria e Gilton, pelo apoio e encorajamento.

Aos meus irmãos, Bruno e Amanda pela amizade e companheirismo.

A Rafaela Viana, por todo suporte e incentivo.

Ao orientador, Dr. Eduardo Cohim e coorientador Dr. Diego Medeiros por serem meus guias na concretização da pesquisa e pela valiosa contribuição no meu desenvolvimento.

A todas as amigas que fiz durante o período do mestrado, especialmente Monique, Luan e Tailan que me ajudaram e incentivaram ao longo dessa jornada.

Aos professores e colaboradores do PPGECEA que muito contribuíram para minha formação humana e acadêmica.

Resumo

GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DE FEIRA DE SANTANA-BA: DEMANDA ENERGÉTICA E PEGADA DE CARBONO

Henrique Santos Junqueira

Novembro/2020

O Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (GRSU) com disposição do material em aterro sanitário é uma prática amplamente adotada no Brasil. A quantificação do desempenho ambiental do GRSU apoia a proposição de práticas otimizadas. A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) foi aplicada nesse estudo para avaliar o GRSU, tendo como unidade funcional 1 tonelada de material gerenciado em Feira de Santana, estado da Bahia, Brasil. A fronteira do sistema do GRSU incluiu o material gerenciado nas etapas de coleta, transporte, tratamento, disposição e manejo do lixiviado. O cenário base (C1) considerou a disposição de material em aterro sanitário, com queima de metano em flare. O Cenário 2 (C2) adotou uma evolução do C1, em que o biogás passou a ser utilizado para gerar eletricidade. O Cenário 3 (C3) considerou a recuperação de recursos com a reciclagem da fração total de material seco como: Papel, Plástico, Metal e Vidro (41 % da massa total de RSU) e a compostagem da fração orgânica úmida (49% da massa total de RSU). No Cenário 4 (C4), foi adotada a reciclagem idêntica ao C3 e a digestão anaeróbia da fração orgânica com aproveitamento do biogás (49% da massa total de RSU) seguida da compostagem do material digerido. O inventário de primeiro plano utilizou dados representativos para os cenários avaliados, enquanto o inventário de segundo plano utilizou a base de dados ecoinvent™ no software Simapro® com os métodos de Demanda de Energia Acumulada (DEA) e IPCC-2013 de 100 anos. O C1 apresentou os maiores valores das categorias avaliadas, tanto de DEA ($215 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$) quanto das emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) ($449 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$). O C1 apresentou a maior contribuição da DEA na coleta e transporte, e de GEE no aterro sanitário. C3 e C4 apresentaram melhores desempenhos tanto da DEA ($-22\,550$ e $-22\,578$) $\text{MJ} \cdot \text{t}^{-1}$ quanto de GEE (-645 e -622) $\text{kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$, respectivamente, devido aos produtos evitados principalmente oriundos dos materiais recuperados. Portanto, os cenários propostos com a recuperação dos recursos apresentaram potenciais de redução da DEA e das emissões de GEE do GRSU e apoiam a transição para uma economia circular.

Palavras-chave: Avaliação do Ciclo de Vida (ACV). Resíduo Zero. Recuperação de Recurso. Logística Reversa.

Abstract

MUNICIPAL SOLID WASTE MANAGEMENT FROM FEIRA DE SANTANA: ENERGY DEMAND AND CARBON FOOTPRINT

Henrique Santos Junqueira

Novembro/2020

Municipal Solid Waste Management (MSWM) with disposal of material in landfills is a practice widely adopted in Brazil. The environmental performance quantification in MSWM supports the proposition of optimized practices. The Life Cycle Assessment (LCA) was applied in this study to evaluate the MSWM, having as functional unit 1 tonne of material managed in Feira de Santana, state of Bahia, Brazil. The system boundary of the MSWM in this study included the material managed in collection, transportation, treatment, disposal and leachate handling stages. The base scenario (C1) considered the disposal of material in a landfill, with flare methane burning. Scenario 2 (C2) adopted an evolution from C1, in which biogas started to be used to generate electricity. Scenario 3 (C3) considered the recovery of resources by recycling the total fraction of dry material such as: Paper, Plastic, Metal and Glass (41 % of the total mass of MSW) and the composting of the wet organic fraction (49 % of the mass total MSW). In Scenario 4 (C4), recycling identical to C3 was adopted and anaerobic digestion of the organic fraction with biogas collection (49 % of the total MSW mass) followed by composting of the digested material. The foreground inventory used representative data for the evaluated scenarios, while the background inventory used the ecoinvent™ database in the Simapro® software with the Cumulative Energy Demand (CED) and 100 year IPCC-2013 methods. C1 presented the highest values of the evaluated categories, both for CED ($215 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$) and for Greenhouse Gas (GHG) emissions ($449 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$). The C1 presented the greatest contribution of the DEA in the collection and transport, and of GHG at the sanitary landfill. C3 and C4 showed better performances of both CED ($-22\ 550 \text{ e } -22\ 578 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$) and GHG ($-645 \text{ e } -622 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$), respectively, due to avoided products mainly from recovered materials. Therefore, the scenarios proposed with the recovery of resources showed potential for reducing the CED and GHG emissions of the MSWM and support the transition to a circular economy.

Keywords: Life Cycle Assessment (LCA). Zero Waste. Resource Recovery. Reverse Logistics.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Modelo da Economia Circular.	18
Figura 2. Escalas de atuação do Desenvolvimento Sustentável e Ecologia Industrial... 20	
Figura 3. Objetivos da Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável.....	21
Figura 4. Cenários de emissão de CO ₂ ao longo do tempo, caso não haja mudança na forma como os negócios são conduzidos e adotando as medidas propostas na Conferência de Paris.....	22
Figura 5. Emissões de gases de efeito estufa do Brasil entre 1990 e 2018 (Mt CO ₂ eq).24	
Figura 6. Evolução das emissões no setor de resíduos no Brasil (Mt CO ₂ eq).....	24
Figura 7. Eco-eficiência na busca pelo consumo sustentável.....	31
Figura 8. Rotas de tratamento de resíduos sólidos.	32
Figura 9. Esquema de uma usina de geração de energia elétrica em um aterro sanitário.	37
Figura 10. Panorama da reciclagem, compostagem e recuperação energética de RSU no mundo.	41
Figura 11. Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.....	42
Figura 12. Modelo de digestor anaeróbio com a tecnologia Kompogas.	45
Figura 13. Localização do aterro sanitário de Feira de Santana.	56
Figura 14. Complexo de aterros sanitários de Feira de Santana.....	56
Figura 15. Cenários e rotas tecnológicas do GRSU avaliados, com o fluxo de materiais em toneladas por dia.	59
Figura 16. Sistema de produto dos cenários avaliados de GRSU de Feira de Santana. .	60
Figura 17. Desenho esquemático do método do Cone-Invertido na estrutura da ACV. 65	
Figura 18. Procedimento de aplicação do método Cone-Invertido.	66

Figura 19. Demanda de Energia Acumulada no GRSU dos cenários avaliados (DEA do RSU em $\text{MJ}\cdot\text{t}^{-1}$).	69
Figura 20. Pegada de Carbono no GRSU dos cenários avaliados (GEE do RSU em $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$).	70
Figura 21. Pegada de carbono no GRSU do C1 e C2 com a análise de sensibilidade das emissões de GEE em $\text{kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$ de RSU.	73
Figura 22. Energia elétrica gerada no aterro sanitário do C2 com a análise de sensibilidade do aproveitamento do biogás em $\text{MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ de RSU.	74
Figura 23. Pegada de carbono no C1 e C2 ao longo da vida útil projetada para o aterro sanitário de Feira de Santana.	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Concentração de metano e dióxido de carbono em biogás proveniente de aterro sanitário.	35
Tabela 2. Quantidade e Composição Gravimétrica do RSU de Feira de Santana em 2018 com o Poder Calorífico Inferior dos Materiais.	57
Tabela 3. Demanda energética e pegada de carbono da produção de insumo primário e da recuperação de recurso por componente do RSU.	62
Tabela 4. Parâmetros de diferentes aterros sanitários com recuperação energética no Brasil.	78

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Resumo das características de plantas de digestão anaeróbia.	43
Quadro 2. Resumo dos estudos de ACV de GRSU da literatura consultada.....	49
Quadro 3. Demanda de Energia Acumulada (DEA) e Pegada de Carbono (emissões de GEE) da literatura consultada de ACV de GRSU.	76

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	OBJETIVOS.....	16
2.1	OBJETIVO GERAL	16
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	PERSPECTIVA CIRCULAR E ECOLÓGICA PARA OS RESÍDUOS	17
3.2	DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E RESÍDUOS SÓLIDOS	19
3.2.1	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)	20
3.2.2	Mudança do Clima	21
3.3	ENERGIA A PARTIR DE RESÍDUOS	25
3.4	GERENCIAMENTO DE RSU NO BRASIL.....	29
3.5	OPÇÕES DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE RSU	30
3.5.1	Aterro Sanitário.....	33
3.5.2	Aterro Sanitário com Recuperação Energética	35
3.5.3	Compostagem.....	38
3.5.4	Reciclagem.....	39
3.5.5	Digestão Anaeróbia.....	42
3.6	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA do GRSU	47
3.6.1	Definição e Fases da ACV	47
3.6.2	Estado da Arte da ACV de GRSU	48
4	MÉTODOS.....	55
4.1	DESCRIÇÃO DO SISTEMA E CENÁRIOS PROPOSTOS	55
4.2	DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO.....	60
4.2.1	Coleta e Transporte (CT)	61
4.2.2	Cenário 1 (C1): Disposição em Aterro Sanitário (AS)	61

4.2.3	Cenário 2 (C2): Disposição em Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe).....	62
4.2.4	Cenário 3 (C3): Tratamento com Reciclagem de Material (RE) e Compostagem (CO).....	63
4.2.5	Cenário 4 (C4): Tratamento com Reciclagem de Material (RE), Digestão Anaeróbia (DA) e Compostagem (CO).....	64
4.3	INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV).....	65
4.3.1	Aplicação do Método do Cone – Invertido.....	65
4.4	AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV).....	66
4.5	ANÁLISE DE SENSIBILIDADE.....	67
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	68
5.1	ANÁLISE DE COMPARAÇÃO E CONTRIBUIÇÃO DOS CENÁRIOS AVALIADOS.....	68
5.1.1	Cenário 1 (C1): Disposição em Aterro Sanitário (AS).....	70
5.1.2	Cenário 2 (C2): Disposição em Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe).....	71
5.1.3	Cenário 3 (C3): Tratamento com Reciclagem de Material (RE) e Compostagem (CO).....	71
5.1.4	Cenário 4 (C4): Tratamento com Reciclagem de Material (RE), Digestão Anaeróbia (DA) e Compostagem (CO).....	72
5.2	INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS.....	73
5.2.1	Análise de Sensibilidade.....	73
5.2.2	Comparação dos Resultados de ACV de GRSU.....	75
5.2.3	Comparação de aterros sanitários com recuperação energética.....	78
6	CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	79
	Referências.....	81
	Apêndice A.....	98

1 INTRODUÇÃO

A geração anual de resíduos sólidos no mundo foi 2,0 Gt em 2016 e projeta-se 3,4 Gt em 2050 (KAZA et al., 2018). No Brasil, esses números também são altos, dado que a perda de materiais na forma de resíduos sólidos urbanos (RSU) aumentou 33 % entre 2008 e 2017 (ABRELPE, 2009, 2019), enquanto a população aumentou 8% no mesmo período (IBGE, 2018), um crescimento de 23% na taxa de geração per capita. Tal desempenho resulta em maior impacto na geração de gases de efeito estufa.

As emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) do Brasil em 2018 somaram 1,9 Gt de dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq), 2,9 % das emissões globais (SEEG, 2019). Excluindo as Mudanças de Uso da Terra cuja principal emissão deve-se ao desmatamento (SEEG, 2019), o setor de Resíduos no Brasil foi a 4ª maior fonte de emissão de GEE com 91,9 Mt CO₂ (5 % do total), dos quais 52 % são atribuídos à Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos.

Face esse quadro, o desempenho ambiental das formas convencionais de gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos, baseada em coleta e aterramento, deve ser comparado às opções tecnológicas de recuperação de recurso, sobretudo aquelas que produzem energia. Segundo Istrate et al., (2020), a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é uma ferramenta utilizada na avaliação dos aspectos e impactos ambientais de diversas atividades. A ACV do Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos (GRSU) identifica as atividades mais relevantes nas categorias ambientais avaliadas e auxilia na comparação com rotas tecnológicas melhoradas.

Muitos estudos de ACV de GRSU identificam a destinação em aterro sanitário como a etapa de maior emissão de GEE (Istrate et al., 2020; Wen et al., 2019; Icbal et al., 2019; Zhou et al., 2018; Rajcoomar e Ramjeawon, 2017), apesar desse consenso, as emissões de GEE e a demanda de energia acumulada das fases de coleta e transporte, manejo de lixiviado e equipamentos necessários para a operação foram desconsiderados na maioria dos estudos da literatura consultada.

As rotas tecnológicas com reciclagem de materiais secos, aproveitamento da energia química e compostagem da fração orgânica biodegradável predominam como práticas que, quando comparadas com a disposição de materiais em aterros sanitários, apresentam potencial para economia de energia e redução das emissões de GEE (Paes et

al., 2019; Coelho e Lange, 2018; Sarostina et al., 2018; Liikanen et al., 2018; Mersoni e Reichert, 2017).

O tratamento através da digestão anaeróbia tem aumentado em diversos países no esforço de reduzir a destinação de resíduos orgânicos biodegradáveis em aterros (WEC, 2016). Esta rota tecnológica é utilizada para recuperar a energia da fração orgânica úmida do RSU e aproveitar os nutrientes provenientes do composto orgânico gerado, como nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K), com ganhos na demanda de energia acumulada e na pegada de carbono. Além do aproveitamento dos materiais sólidos secos para a reciclagem com a disposição final apenas de uma pequena parcela de rejeitos em aterro sanitário (Istrate et al. 2020; Mancini et al. 2019; Coelho e Lange. 2018; Soares et al. 2017).

Nesse sentido, o objetivo desse trabalho foi avaliar a demanda energética e pegada de carbono do ciclo de vida do GRSU do município de Feira de Santana, estado da Bahia, Brasil. O estudo se diferencia da literatura de ACV de GRSU devido aos cenários propostos, análise de sensibilidade dos parâmetros relevantes e dos coprodutos do sistema.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar o desempenho energético e pegada de carbono do ciclo de vida do GRSU de uma cidade de grande porte.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar a demanda energética e pegada de carbono do GRSU do cenário base;
- Identificar opções de rotas tecnológicas para o GRSU avaliado;
- Analisar o desempenho energético e pegada de carbono das opções tecnológicas do GRSU dos cenários propostos;
- Analisar a sensibilidade dos parâmetros relevantes dos cenários avaliados.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 PERSPECTIVA CIRCULAR E ECOLÓGICA PARA OS RESÍDUOS

A Ecologia Industrial (EI) é compreendida como uma ciência de sustentabilidade que propõe a efficientização de recursos e prevenção da poluição em sistemas de produção e consumo (TREVISAN et al., 2016). Dessa maneira, a EI parte da metáfora da natureza para analisar e otimizar os complexos industriais, logísticos e de consumo, bem como seus fluxos de energia e materiais. A aplicação da EI no manejo dos RSU, é imprescindível para melhorar os modelos vigentes de GRSU com a recuperação de recursos materiais e energéticos.

A EI é, portanto, o estudo da física, química e das interações biológicas e inter-relações entre os sistemas industriais e ecológicos. Pereira (2017) ressalta que colocar os resíduos sólidos sob a perspectiva da EI envolve a identificação e a implementação de estratégias de biomimetismo onde se procura aprender com a natureza para desenvolver estratégias e soluções de sistemas mais harmoniosos e sustentáveis.

Nesse contexto, um modelo de Ecologia Industrial em um órgão governamental incentiva a formação de um parque ecoindustrial, por atores motivados pela troca de recursos para alcançar metas como redução de custos, crescimento de receita, e expansão dos negócios (PAULA E ABREU, 2019). A EI dos RSU, deve considerar o envolvimento do poder público, responsável direto pelo gerenciamento e fiscalização do setor. Dessa maneira, deve-se garantir que os materiais retornem ao processo produtivo.

Pereira (2017) ressalta que a partir da década de 50 foram abordadas as causas da poluição advinda dos sistemas industriais, tanto que as primeiras legislações sobre poluição focavam nas consequências desta no meio natural. Desta maneira, as soluções técnicas surgiram a partir da abordagem chamada de soluções fim de tubo, consistindo em processos de remediação, tratamento e disposição de poluentes. Apesar de mitigarem os efeitos da poluição, as práticas de fim de tubo foram insuficientes para controlar o aumento da poluição industrial e resultou na intensificação dos problemas ambientais e aumento da pressão social.

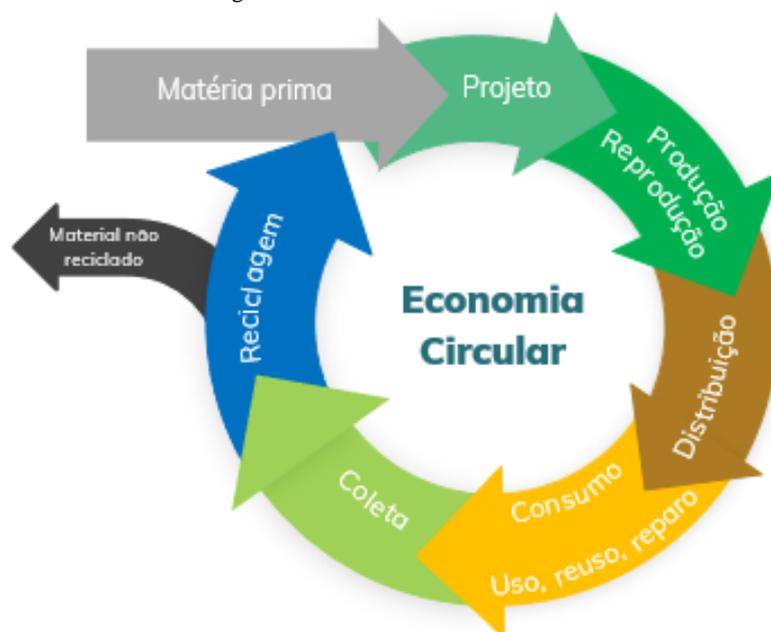
Nesse sentido foram desenvolvidos os conceitos de Produção Mais Limpa (P+L) e Ecologia Industrial sendo o primeiro uma ferramenta do segundo para promoção do controle da insustentabilidade do atual processo industrial (PEREIRA, 2017). Deste

modo, a P+L se contrapõe às soluções de fim de tubo, visto que a P+L é uma estratégia econômica para aumentar o desempenho ambiental por meio do uso eficiente de materiais, água e energia.

P+L incentiva à eficiência do uso de matérias-primas, água e energia por meio da não geração ou minimização da geração de resíduos. No entanto, vale ressaltar, que a sua abordagem integrada considera as soluções produtivas dentro de uma indústria, o que deve ser considerado. O manejo ambientalmente correto de GRSU, passando de um modelo de fim de tubo para um modelo de P+L, prioriza a não geração de RSU (PEREIRA, 2017). No entanto, quando o resíduo é gerado se pressupõe um tratamento menos oneroso energeticamente com recuperação de recursos.

A Fundação Ellen MacArthur (2014) define a Economia Circular (EC) como um modelo que se inspira no funcionamento da natureza, baseado no princípio de “fechar o ciclo de vida” dos produtos, que promove a redução das perdas de matéria-prima, energia e água. O conceito de Economia Circular, representado na Figura 1, é indissociável da inovação no projeto de produtos e sistemas (Ecodesign). A EC promove novas relações entre as empresas que passam a ser simultaneamente consumidoras e fornecedoras de materiais que são reincorporados no ciclo produtivo (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2014).

Figura 1. Modelo da Economia Circular.



Fonte: Adaptado de Comissão Europeia, 2014a.

Diante da perspectiva da Economia Circular e Ecologia Industrial, as cidades devem promover a recuperação de recursos do GRSU, minimizando a destinação destes para os aterros. Nesse sentido, deve-se avaliar as técnicas e tecnologias disponíveis para reduzir os impactos ambientais provocados pela gestão ineficiente dos RSU, onde os recursos são aterrados sem uma abordagem circular e ecológica.

3.2 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E RESÍDUOS SÓLIDOS

O desenvolvimento sustentável envolve o uso de métodos, disciplinas e ferramentas integradoras e sinérgicas. Devido a sua composição multidimensional, a sustentabilidade provoca alterações em vários campos de pesquisa e de ação das organizações e dos indivíduos (TREVISAN ET AL., 2016).

De acordo com Chertow (2000), o Desenvolvimento Sustentável é um conceito anterior à Ecologia Industrial. A EI é composta por três escalas de atuação conforme Figura 2. A primeira classificação refere-se às atividades internas à organização (intraorganizacional) e correspondem a ações como ecodesign, prevenção da poluição e contabilidade verde. No nível intermediário (meso), estão as iniciativas envolvem relações (inter organizacionais), tais como Simbiose Industrial, Ecoparques Industriais (EPI) e Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) dos produtos. Por fim, no âmbito regional e global (macro), encontram-se a Análise do Fluxo de Materiais e de Energia, bem como Políticas e Planos de Desenvolvimento.

Figura 2. Escalas de atuação do Desenvolvimento Sustentável e Ecologia Industrial.



Fonte: Adaptado de Chertow (2000, p.315).

O Desenvolvimento Sustentável deve priorizar a não geração de RSU a partir da escala micro até as interações entre os geradores e os meios urbanos, o que culmina em planejamentos de escala regional e global, a exemplo das iniciativas internacionais para debater o tema e desenvolver planos de ação.

3.2.1 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)

As negociações iniciadas em 2013, na Conferência Rio+20 para estabelecimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), foram encerradas em 2015, por ocasião da Cúpula das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável., os ODS deverão orientar as políticas nacionais e as atividades de cooperação internacional de 2015 a 2030, sucedendo e atualizando os Objetivos de Desenvolvimento do Milênio (BRASIL, 2015).

O Brasil participou de todas as sessões da negociação intergovernamental dos ODS, chegando a um acordo que contempla 17 objetivos e 169 metas (BRASIL, 2015), envolvendo temáticas diversificadas (Figura 3).

Figura 3. Objetivos da Organização das Nações Unidas para o Desenvolvimento Sustentável.



Fonte: Ministério das Relações Exteriores, 2019.

A maioria dos ODS estão ligados ao gerenciamento ambientalmente adequado dos resíduos sólidos e os impactos causados sobre os ecossistemas naturais quando este não é feito adequadamente. Nesse sentido, o GRSU alinhado com os conceitos da Ecologia Industrial e Economia Circular promovem a recuperação de recursos materiais, energia, e diminuição dos impactos ambientais e sociais. O desenvolvimento do setor de GRSU, gera empregos e proporciona bem-estar social.

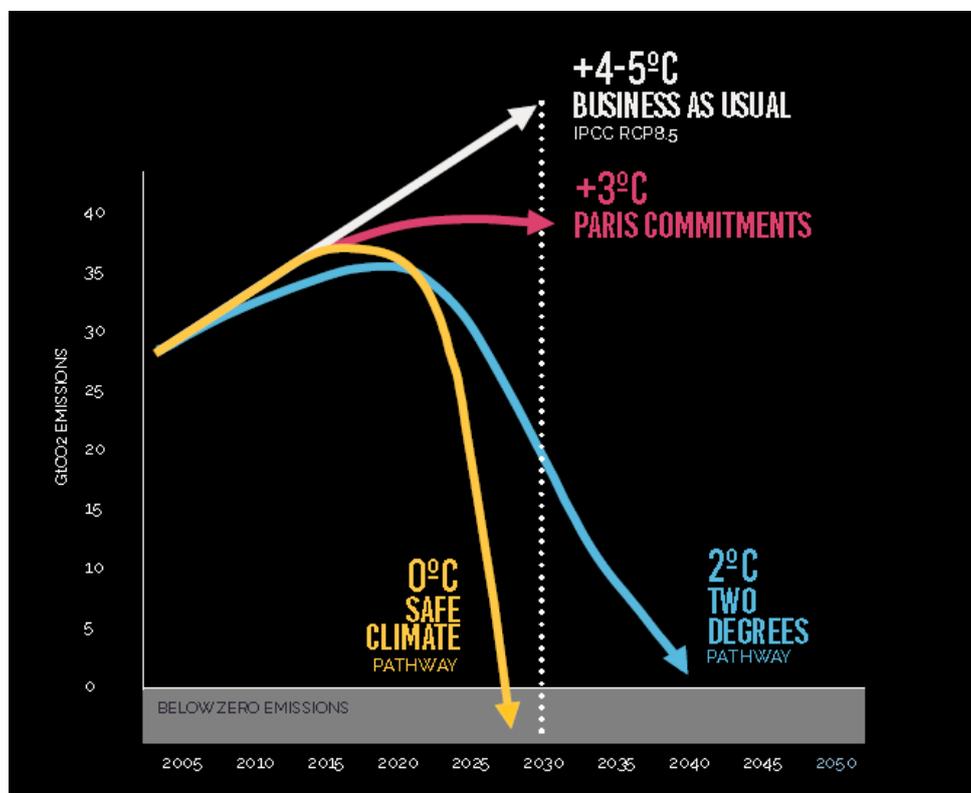
3.2.2 Mudança do Clima

De acordo com Spratt (2016) a civilização humana sofrerá graves consequências até 2050 devido aos problemas causados pelas mudanças climáticas, se ações para redução das emissões de GEE não forem tomadas a sociedade estará à beira de uma catástrofe global. O estudo prevê o aumento da temperatura do planeta e suas consequências para a civilização. Segundo o relatório, essas mudanças climáticas poderiam fazer com que as maiores cidades do mundo ficassem parcialmente abandonadas ou deixassem de existir devido ao aumento do nível dos oceanos proveniente do derretimento de geleiras. O trabalho aponta que é preciso correr contra o tempo para evitar uma queda na produção de alimentos.

Spratt (2016) ressalta que enfrentaremos uma situação sem precedente histórico, com temperaturas altas provenientes do aumento da produção de CO₂ de origem antrópica. Para evitar o pior, o autor se refere à Conferência Climática de Paris, realizada em 2015 como um encontro entre os países do mundo como uma última tentativa de mobilização de emergência com o objetivo de reduzir as emissões de carbono não renovável a zero para proteger a humanidade.

A temperatura média do planeta pode aumentar entre (4 a 5) °C caso se mantenham os padrões de consumo e produção (Figura 4), o que representaria uma catástrofe sem precedentes, como o aumento dos níveis dos oceanos e o comprometimento das espécies de vida na Terra (IPCC, 2014; NOBRE, 2019). Esse contexto, reforça a necessidade de mudança dos padrões de consumo e, por consequência, das tecnologias adotadas para promoção do bem estar social, dentre elas o gerenciamento dos resíduos.

Figura 4. Cenários de emissão de CO₂ ao longo do tempo, caso não haja mudança na forma como os negócios são conduzidos e adotando as medidas propostas na Conferência de Paris.



Fonte: WBGU special report 200p, Boyd, Stetn & Waid (2015), IPCC (2014), Climate Action Tracker, Philip Sutton.

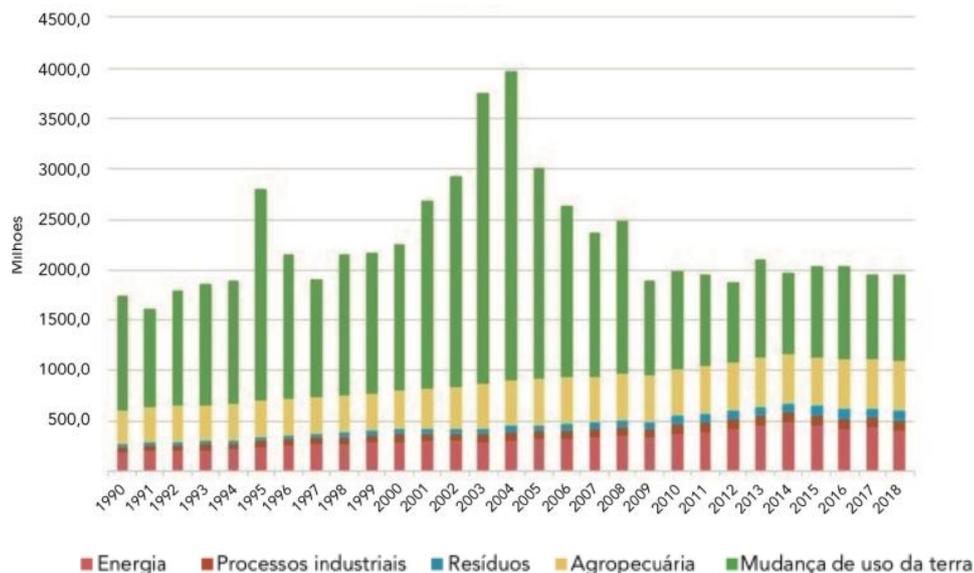
De acordo com o 5º Relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2015), entre 1951 a 2015, houve significativo aumento nos níveis de CO₂ na

atmosfera terrestre, totalizando 40 bilhões de toneladas de CO₂ em 2018 (IPCC, 2019). Freitas e Ximenes (2015) e o Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas (PBMC, 2016) ressaltam que os centros urbanos são os principais causadores do aumento da emissão de GEE.

Nesse contexto, Sathler, Paiva e Brant (2016) afirmam que há uma pressão internacional por parte da gestão pública para o enfrentamento desse problema, no qual se destacam alguns países da Europa. Nesse papel unificador, destaca-se o IPCC, que em 2018 relatou impactos referentes ao aquecimento global de 1,5 °C acima dos níveis pré-industriais e projetou cenários de emissão de gases de efeito estufa, propondo cenários de desenvolvimento sustentável e erradicação da pobreza.

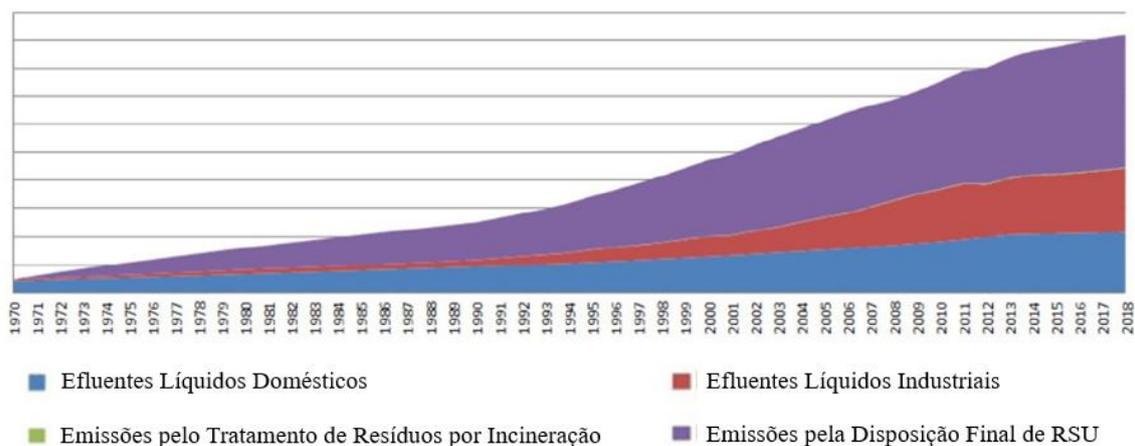
O Brasil emitiu 1,9 bilhão de toneladas de gases de efeito estufa, medidas em gás carbônico equivalente (CO₂eq) em 2018, o que representa 2,9 % das emissões globais. Deve-se ressaltar que apesar do aumento das emissões entre 2017 e 2018 ter sido de 0,3 %, o Brasil ainda é o 7º país que mais contribui para o aquecimento global devido à emissão de GEE e as áreas urbanas são uma das principais causadoras do aumento dessas emissões (FREITAS E XIMENES, 2015; PBMC, 2016; SEEG, 2019).

O maior potencial para a redução das emissões de GEE do Brasil está concentrado em cinco setores principais, a saber: Mudança de uso da terra (44 %), Agropecuária (25 %), Energia (21 %), Gestão de resíduos (5 %) e Processos industriais (5 %) (PBMC, 2016; SEEG, 2019). Entretanto, deve-se salientar a falta de comprometimento dos setores Processos Industriais e Tratamento de Resíduos que não apresentaram metas de redução das emissões de GEE.

Figura 5. Emissões de gases de efeito estufa do Brasil entre 1990 e 2018 (Mt CO₂ eq).

Fonte: SEEG, 2019.

O Gerenciamento de RSU juntamente com o Tratamento de Efluentes, unificados como o setor de “Resíduos” emitiram 91,9 milhões de t CO₂ eq no Brasil em 2018 (SEEG, 2019). Essa cifra representa um crescimento das emissões devidas à geração de RSU de 600 % entre 1970 e 2018 e 95 % entre 2000 e 2018, sendo que entre 2017 e 2018, o aumento foi de 1,3 % (Figura 6). Observa-se um crescimento de 0,05 t CO₂ eq para 0,44 tCO₂eq nas emissões per capita do setor de resíduos no Brasil considerando a população entre 1970 e 2018 (IBGE, 1970, 2018) e os dados de emissões do SEEG (2019), um aumento que tende a se manter se as ações de sustentabilidade demorarem de serem implementadas.

Figura 6. Evolução das emissões no setor de resíduos no Brasil (Mt CO₂ eq).

Fonte: SEEG, 2019.

O setor de “Resíduos”, que equivale a 5 % das emissões totais de GEE no Brasil em 2018, apresenta uma subdivisão entre Tratamento de Efluentes Líquidos Domésticos (24 %), Tratamento de Efluentes Líquidos Industriais (24 %), Incineração de Resíduos (0,3 %) e a Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (52 %) (SEEG, 2019). Deve-se salientar que a disposição de RSU destina 40 % do material em Lixões das 79 milhões de toneladas geradas no Brasil em 2018, somados a operação inadequada de aterros controlados e sanitários (ABRELPE, 2019).

A coleta de RSU no país em 2018 foi de 92 %, sendo coletados 73 milhões de toneladas de RSU das 79 milhões de toneladas geradas, um aumento de aproximadamente 2 % em relação a 2017. A coleta de RSU no Brasil em 2018 aumentou numa taxa maior que a geração com 1 % de aumento, saindo de 214 868 t·dia⁻¹ para 216 629 t·dia⁻¹ (ABRELPE, 2019; SEEG, 2019). A geração de RSU deve ser avaliada considerando as etapas de coleta, transporte e disposição, que contribuem nas emissões de GEE do setor (SEEG, 2019; PAES et al., 2018; LIIKANEN et al., 2018; GOMES et al., 2015).

A taxa de atendimento do serviço de coleta de RSU no Brasil em 2017 foi de 91 % e uma parte do material coletado que foi destinado em aterro sanitário (59 %), enquanto o restante (41 %) foi despejado em locais inadequados (ABRELPE, 2017). Deste modo, a estimativa dos aspectos e impactos ambientais do GRSU, como a demanda energética e pegada de carbono, apoiam a identificação de opções mais favoráveis para implementação. As tecnologias de aproveitamento energético, “*Waste to Energy*”, são uma opção de tratamento dos materiais antes da destinação final (USEPA, 2013).

3.3 ENERGIA A PARTIR DE RESÍDUOS

As tecnologias *Waste to Energy* (WtE) recuperam energia em forma de calor, energia elétrica ou combustíveis alternativos como o biogás. De acordo com Whiteman et al. (2016) WtE é um grupo de tecnologias utilizadas no tratamento térmico ou não térmico de resíduos e subprodutos do processamento de resíduos. Existe tecnologia WtE de diversas formas e nomes como incineração, combustão em leito fluidizado, co-incineração, digestão anaeróbia, recuperação do biogás de aterro sanitário, combustível derivado de resíduos, combustível sólido recuperado, gaseificação por plasma e pirólise.

Segundo Tan et al., (2014), algumas tecnologias mais amplamente difundidas perpassam por processos térmicos, como a incineração, pirólise, gaseificação e processos biológicos, dentre os quais se destacam a digestão anaeróbia e a recuperação de gás de aterro que a partir do aproveitamento do CH₄ também podem gerar eletricidade e calor por meio de turbinas.

De acordo com a USEPA (2013), as tecnologias de recuperação energética de resíduos devem ser priorizadas em relação à destinação final em aterro sanitário sem recuperação energética, de acordo com Finnveden (2005), observa-se a limitação dos aterros em termos de benefícios econômicos e ambientais. Nesse sentido, Mutz et al., (2017) reiteram que apesar do avanço em relação à disposição de resíduos a céu aberto, os aterros sanitários têm impacto ambiental de longo prazo, como a emissão atmosférica de gás metano com alto potencial de aquecimento global, perda de valiosos recursos naturais e a emissão de compostos odoríferos e tóxicos.

Oliveira et al. (2012) ressaltam que aproveitar energeticamente os resíduos sólidos tem sido uma estratégia do setor energético europeu para reduzir a demanda da construção de novas usinas com benefícios socioambientais e financeiros.

Conforme a ANEEL (2016), 22 usinas produziram 77.075 kWh de energia elétrica a partir da produção de biogás no Brasil, a maior contribuição (75.151 kWh) foi a partir de 12 usinas termelétricas em aterros sanitários. As maiores usinas termelétricas movidas a biogás de aterro controlado se encontram em Salvador no estado da Bahia e em Itajaí no estado de Santa Catarina. Observado o sucesso de projetos implantados no país, o governo pretende estimular o aproveitamento de biogás de aterros para fins energéticos, com aporte de recursos para estudos de viabilidade técnica e econômica da implantação de novos projetos.

De acordo com Bogner et al. (2007), é notória a vantagem econômica apresentada pelos materiais residuais comparados a outras fontes de biomassa devido principalmente à coleta regular às custas de recursos públicos, com cobrança pelo seu tratamento. No entanto, Whiteman et al. (2016) afirmam que a eficiência da conversão energética do RSU depende da composição da matéria-prima e tipo de tecnologia utilizada. A eficiência de conversão energética do RSU é geralmente mais baixa que aquelas de sistemas a partir de combustíveis fósseis.

O metano do biogás de aterro sanitário é formado pela digestão anaeróbia da matéria orgânica ali presente, funcionando como um enorme biodigestor (MUTZ ET AL. 2017). Para reduzir as emissões de GEE, é essencial captar o gás metano. Mais de 200 projetos de captação de biogás de aterro já foram implementados no mundo, até 2019, sob o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo do Protocolo de Kyoto para a mitigação das emissões dos gases de efeito estufa (MUTZ ET AL. 2017).

Segundo Mutz et al. (2017) foram realizados muitos projetos de captação de biogás de aterro com geração de energia em países em desenvolvimento sob o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Muitos projetos que propõem o aproveitamento de biogás de aterro provavelmente não teriam sido implementados por razões econômicas, sem a receita adicional das reduções certificadas de emissões de CO₂. O aproveitamento do biogás de aterro deve ser considerado como uma tecnologia WtE compulsória para aquelas cidades que operam aterros sanitários ao invés de novos projetos WtE.

Digestão anaeróbia em biodigestor, semelhante ao aterro sanitário, é a degradação de matéria orgânica por microrganismos sem a presença de oxigênio livre. Esse processo ocorre naturalmente em condições sem oxigênio e de forma controlada pode ser utilizada para a produção de biogás. Neste caso, um reator estanque chamado de biodigestor anaeróbio é utilizado para oferecer as condições para que microrganismos transformem a matéria orgânica em biogás e material digerido. O material digerido pode ser utilizado como fertilizante orgânico quando a matéria-prima não contiver resíduos orgânicos contaminados (MUTZ et al. 2017).

Segundo Mutz et al. (2017), a fração orgânica dos RSU separada na fonte como os resíduos domésticos, de mercado ou de jardins é considerada uma matéria-prima adequada para digestão anaeróbia. A codigestão de RSU com resíduos agrícolas, lodo de estações de tratamento de esgotos, resíduos orgânicos industriais ou comerciais podem aumentar a disponibilidade de matéria-prima e, portanto, a viabilidade econômica.

O rendimento de metano e energia de digestão anaeróbia varia consideravelmente a depender da matéria-prima (MUTZ et al. 2017). O uso de resíduos orgânicos domiciliares no biodigestor é mais adequado do que o uso de outras matérias primas como resíduos industriais ou comerciais, ou derivados animais ou vegetais. Isto se deve

à variação da composição da matéria-prima ao longo do ano e à possibilidade de grande quantidade de impurezas (MUTZ et al. 2017).

Mutz et al. (2017) ressaltam o potencial de rendimento de metano entre (40 a 100) Nm³ de CH₄ por tonelada úmida de resíduo de cozinha, jardim ou matadouro e o seu rendimento energético na ordem de (1510 a 3780) MJ/t de resíduos em base úmida, valores que estão acima do potencial dos Esgotos, Estrume de gado e Pastagem. Esses valores referidos em m³ CH₄ (Nm³, a 0 °C, 1.01325 bar e umidade relativa de 0 %) por tonelada (t) de matéria-prima e 37,8 MJ por Nm³ CH₄ (poder calorífico inferior). Esses dados demonstram o potencial do aproveitamento energético dos resíduos em relação a outras fontes por meio da digestão anaeróbia.

Segundo Whiteman et al. (2016) um dos principais desafios para a operação do reator de Digestão Anaeróbia em larga escala é assegurar o fornecimento regular da fração orgânica de resíduos bem segregados. Os resíduos orgânicos são misturados com matéria seca como plásticos, metais e outros contaminantes em muitos países, que tendem a prejudicar o funcionamento da Digestão Anaeróbia em larga escala.

Segundo Mutz et al. (2017) a conversão de resíduos orgânicos em biogás pode gerar uma série de benefícios ambientais. O biogás geralmente substitui outra forma de energia, em muitos casos um combustível fóssil ou madeira. O biogás de resíduos orgânicos reduz a emissão adicional de gases de efeito estufa para a atmosfera, quando um combustível fóssil é substituído, uma vez que o carbono contido na biomassa é derivado do CO₂ atmosférico.

O vazamento de biogás em biodigestores operados de forma inadequada é uma fonte de risco de acidentes e causador de impacto ambiental, portanto deve ser controlado. O potencial de aquecimento global do metano é vinte e oito vezes maior que o do CO₂. O vazamento de material digerido para corpos d'água também deve ser evitado para não prejudicar ecossistemas locais (MUTZ et al., 2017). Oliveira, Henriques e Pereira (2010), demonstraram que a produção de energia elétrica proveniente da fração orgânica do resíduo sólido, na biodigestão anaeróbia foi mais barata que a geração de energia de fonte eólica, com benefícios socioambientais além da redução de CO₂.

3.4 GERENCIAMENTO DE RSU NO BRASIL

Foi sancionada a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) em 2010, regulamentada pela Lei Federal nº 12.305 (BRASIL, 2010). A PNRS apoia a ampliação e o avanço da gestão de resíduos no País com o combate aos principais problemas ambientais, sociais e econômicos relacionados ao manejo inadequado dos resíduos sólidos.

A PNRS estabelece a prevenção e a redução na geração de resíduos, propondo o consumo sustentável, e um conjunto de instrumentos para propiciar o aumento da reciclagem e reutilização dos resíduos sólidos com algum valor econômico de acordo com o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2010), podendo ser reciclado ou reaproveitado e a destinação ambientalmente adequada dos rejeitos que não foram aproveitados.

A PNRS incentiva práticas de não geração de resíduos, reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação e aproveitamento energético e responsabilidade compartilhada no ciclo de vida dos produtos. Apesar do arcabouço legal de RSU no Brasil, em 2019, as práticas não condizentes com a legislação ainda predominavam, como a destinação de resíduos para lixões (ABRELPE, 2019). Ademais, coexistem práticas de queima não controlada de materiais residuais e falta de incentivo à práticas como a coleta seletiva, reciclagem, compostagem e o aproveitamento energético (ABRELPE, 2019).

A criação de estratégias e planos, tanto por parte do poder público quanto do setor privado, é fundamental para a gestão dos resíduos sólidos após a PNRS. Percebe-se que a geração total de RSU cresceu 33 % em dez anos no Brasil quando confrontamos os dados apresentados pela ABRELPE entre 2008 e 2017, o que reforça a necessidade de práticas que reduzam a geração de RSU e aproveitem os seus recursos (ABRELPE, 2009; ABRELPE, 2018).

O manejo adequado dos resíduos sólidos urbanos, definidos pela NBR 10.004 (ABNT, 2004) como sendo aqueles oriundos de atividade doméstica e comercial de centros urbanos, é essencial para manter condições mínimas que garantam o bem da sociedade, visto que a Constituição Federal (BRASIL, 1988) garante a proteção do meio ambiente por várias instâncias do governo.

De acordo com Campos (2012), os fatores principais que resultam em uma maior geração de resíduos são: aumento de emprego e a progressão salarial, facilidade na obtenção de crédito para consumo, falta de cobrança pelos serviços de coleta e manejo dos RSU, uso excessivo de produtos descartáveis e o estímulo ao consumo imposto pela mídia. Deve-se, portanto, aproveitar o potencial energético, agrícola e industrial dos RSU, reinserindo-os no processo produtivo, saindo de um modelo linear de economia e passando a adotar um modelo circular, para mitigar os impactos ambientais.

Nesse contexto, são estabelecidos como um dos objetivos da PNRS a não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos materiais não aproveitados. Além disso, é definido que o Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos (PMGIRS) seja abrangente para abarcar ações e programas de educação ambiental que promovam o alcance desses objetivos.

Segundo Tavares e Tavares (2014), os impactos causados pelo aumento da geração de resíduos sólidos afetam de maneira mais incisiva a sociedade civil. Ainda segundo os autores, quando não há uma gestão eficiente dos resíduos sólidos por parte do poder público, exigindo das diferentes instâncias os seus respectivos planejamentos para reduzir o volume de resíduos gerados, há uma tendência de aumento da intoxicação, contaminação e poluição ambiental.

Os efeitos gerados pela degradação ambiental originada no gerenciamento inadequado de resíduos sólidos, geram um aumento de gastos por parte do Estado para controle de endemias, limpeza urbana e soluções de fim de tubo. Esse cenário apresenta a necessidade de sair de um modelo não sustentável de padrão de consumo e GRSU para um modelo alinhado com os conceitos de Desenvolvimento Sustentável, Ecologia Industrial e Economia Circular.

3.5 OPÇÕES DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE RSU

O GRSU estudado nessa pesquisa se concentra após a geração do RSU. Porém, sabe-se que estes processos são tecnologias de fim de tubo (KIPERSTOK E MARINHO, 2001), devendo-se priorizar a não geração dos resíduos, alinhada com os princípios da

Ecologia Industrial, no qual os materiais são projetados em acordo com o conceito de Ecodesign, o que facilita a sua gestão e aproveitamento após o uso (Figura 7).

O consumo sustentável deve ser a prioridade na sociedade, apoiada pelas ferramentas como a Análise de Fluxo de Materiais e Energia e Avaliação do Ciclo de Vida. Por exemplo, uma vez que o resíduo foi gerado, define-se qual o melhor aproveitamento, objetivando a sua reinserção no ciclo produtivo.

Figura 7. Eco-eficiência na busca pelo consumo sustentável.



Fonte: Kiperstok e Marinho (2001).

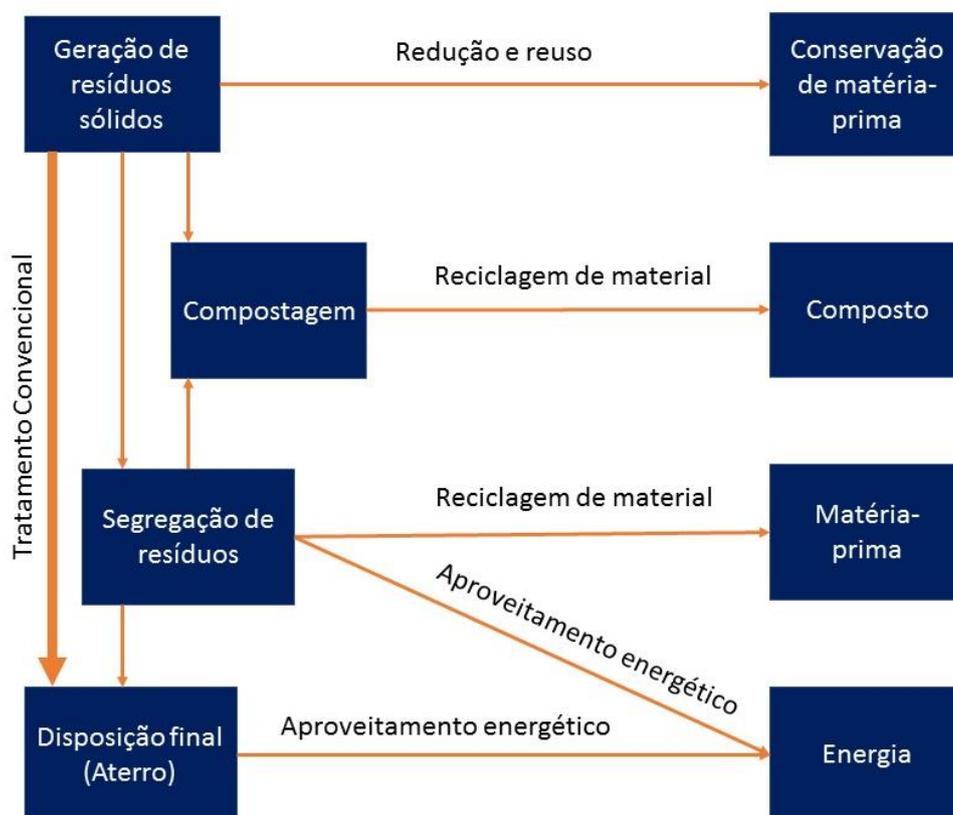
A Política Nacional de Resíduos Sólidos, Lei nº 12.305 (BRASIL, 2010), em seu artigo 3º, inciso VII, define uma Disposição Final Ambientalmente Adequada como a distribuição ordenada de rejeitos em aterros, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos e riscos à saúde pública com segurança e minimizar os impactos ambientais adversos. A legislação considera os aterros sanitários como única forma permitida de disposição final, embora ainda existam, lixões e aterros controlados de forma irregular.

O aumento da geração de RSU pressiona a sociedade na direção de adotar práticas mais limpas de gestão de resíduos sólidos. O resultado dessa adaptação, segundo Pereira (2017) foi a expansão do poder público na gestão de resíduos sólidos durante as últimas décadas a fim de proteger a saúde pública, a partir de um quadro legislativo mais rigoroso. O planejamento do RSU destacado na Seção V da PNRS é a principal ferramenta para a redução da geração de resíduos sólidos em seus vários níveis da

sociedade, da União até as empresas e instituições públicas que sejam grandes geradores de RSU.

A Ecologia Industrial (EI) fornece uma perspectiva e critérios úteis para a redução de resíduos ao assumi-los como matéria prima para outro processo. Podem-se identificar produtos ineficientes e processos que resultem em resíduos e poluição por meio do rastreamento dos fluxos de materiais e energia bem como determinar passos para reduzi-los com a EI. A abordagem predominante da gestão dos resíduos no Brasil encaminha os resíduos sólidos para o aterro sanitário, enquanto a EI promove o reaproveitamento e a reciclagem dos materiais. A Figura 8 apresenta os principais tipos de tratamento de RSU, considerando os convencionais e os não convencionais.

Figura 8. Rotas de tratamento de resíduos sólidos.



Fonte: Adaptado de Pereira, 2017.

Segundo a PNRS, o tratamento de resíduos é um conjunto de métodos e operações, que atende as legislações aplicáveis, desde a sua produção até o destino para possibilitar a diminuição do impacto negativo na saúde humana e meio ambiente. Os aterros sanitários são a tecnologia amplamente adotada no Brasil para destinação final dos

RSU, representando aproximadamente 59 % (ABRELPE, 2019). As opções consideradas ambientalmente adequadas para a destinação de resíduos sólidos segundo a PNRS são: reutilização, reciclagem, compostagem, recuperação, aproveitamento energético e disposição em aterro (BRASIL, 2010).

3.5.1 Aterro Sanitário

O aterro sanitário, de acordo com Boscov (2008), é uma forma de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, por meio do seu confinamento em camadas cobertas com terra e impermeabilização de fundo, atendendo às normas operacionais, de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, minimizando os impactos ambientais.

De acordo com Figueiredo (2007), são realizados estudos geológicos e topográficos durante a fase de projeto do aterro para selecionar a área operacional, de forma que o meio ambiente não seja prejudicado com a sua instalação. O local da instalação do aterro deve ser cuidadosamente escolhido, abrangendo grandes dimensões e, devido a alguns inconvenientes como mau cheiro e tráfego de caminhões de lixo, deve estar localizado distante das concentrações urbanas. A impermeabilização do solo é feita por meio de camadas de argila e uma geomembrana de polietileno de alta densidade (PEAD) para evitar a infiltração dos líquidos percolados (chorume) no solo. Os gases liberados durante a decomposição dos resíduos são captados e podem ser queimados em flare ou ainda utilizados como fonte de energia.

Williams (2005) estima que em toda a vida útil de um aterro é possível gerar entre (150 a 250) m³ de biogás por tonelada de resíduo depositado, Audibert e Fernandes (2012) afirmam que essa geração pode chegar até 270 m³, que devem ser recolhidos em gasodutos perfurados ao longo do aterro para que sejam recuperados posteriormente na forma de energia. A conversão do metano em dióxido de carbono no processo de queima mitiga as emissões de GEE.

Os aterros sanitários são grandes reatores anaeróbios onde entram resíduos sólidos e saem biogás e chorume (BRASIL, 2020). A deposição de resíduos em aterro sanitário é considerada uma tecnologia WtE quando o metano produzido é captado e transformado

em energia. Deve-se ressaltar que a recuperação energética é mais indicada para aterros que possuem RSU com alto percentual de matéria orgânica e umidade.

A NBR 8849 (ABNT, 1985) reforça que os aterros sanitários são uma técnica de disposição de RSU no solo que causa poucos danos e riscos à saúde pública com segurança quando operados adequadamente, reduzindo os impactos ambientais, por meio da utilização de técnicas de engenharia para confinar os resíduos sólidos, cobrindo-os com uma camada de material inerte no final de cada jornada de trabalho.

O metano gerado em aterros, quando não é devidamente aproveitado ou queimado em sistema de flare, contribui para a potencialização do efeito estufa. A utilização do biogás proveniente de aterro ajuda a mitigar as mudanças climáticas, além da capacidade de geração de energia de forma descentralizada, visto que a molécula de CH_4 é vinte e oito vezes mais eficiente do que a molécula de CO_2 na retenção de calor na atmosfera da terra em um período de tempo de 100 anos (IPCC, 2014).

As emissões geradas em um aterro dependem da temperatura e umidade do local em que o empreendimento está localizado. Candiani e Viana (2017) ressaltam que a geração de gases em um aterro passa por três fases. Na primeira, o aterro não recebeu cobertura final, nessa etapa o material enterrado sofre ação de microrganismos, emitindo CO_2 e CH_4 como produto. Na segunda fase, a célula é selada, e uma quantidade maior de metano é gerada. Na última, vários materiais com diferentes processos de degradação continuam a produzir metano por mais um período (IPCC, 2006).

Segundo Barros (2012), a operação de um aterro envolve a compactação dos resíduos sólidos, recobrimento diário dos resíduos com solo compactado, manutenção de acessos, manutenção de instalações e equipamentos, monitoramento de águas subterrâneas, análise do resíduo em conformidade com as normas e legislação para evitar a disposição inadequada de resíduo perigoso, ou incompatibilidade entre resíduos aterrados.

Os aterros sanitários são muito criticados devido a não objetivarem o tratamento e recuperação dos RSU, sendo uma prática de armazenamento dos resíduos no solo que demanda grandes áreas que por sua vez estão se tornando escassas (CETESB, 2015). Na Europa, segundo Ribeiro e Kruglianskas (2014) já ocorre uma redução da destinação de resíduos sólidos para aterro. Segundo os autores, existem instrumentos econômicos para

impedir tal destinação em muitos países como taxas para aterrar, vigente na Inglaterra desde 1996.

Apesar dessa tendência mundial do não aterramento dos resíduos, a construção de aterros sanitários está em crescimento no Brasil, devido ao programa Brasil sem lixões, que proíbe o lançamento a céu aberto como forma de destinação ou disposição final de resíduos sólidos segundo a PNRS.

3.5.2 Aterro Sanitário com Recuperação Energética

Os aterros sanitários podem ser compreendidos como uma fonte alternativa de energia (SOUZA et al. 2019), seja ela térmica a partir da queima do biogás ou elétrica a partir de tecnologias como microturbinas, motores a pistão, turbinas a gás e vapor, bem como sistemas de ciclo combinado. Os aterros com potencial de aproveitamento energético são sedimentados e fechados, com pouca aeração favorável para o desenvolvimento de microrganismos, responsáveis pela produção do biogás. Esse biogás, por sua vez, pode ser de baixo, médio ou alto teores de metano (Tabela 1), sendo coletado por tubulações, processado e aproveitado (BARROS, 2013).

Tabela 1. Concentração de metano e dióxido de carbono em biogás proveniente de aterro sanitário.

Autor (es)	País (es)	CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
Dublein Steinhauser (2008)	Diversos	55 - 70	30 - 45
USEPA (2005)	Estados Unidos	50	50
Lang et al., (1987)	Estados Unidos	45 - 60	40 - 60
Tchobanoglous (1993)	Estados Unidos	45 - 60	40 - 60
Gandolla et al., (1997)	Itália	45 - 60	40 - 60
EIA (1996)	Estados Unidos	35 - 60	35 - 55
Real (2005)	Brasil	64 - 72	<10
Bianek et al., (2018)	Brasil	50	50
Gomes et al., (2015)	Brasil	50	50
Ozkaya (2007)	Turquia	55	45

Os estudos de Jucá et al. (2001), Real (2005) e Borba (2006) ressaltam que a concentração dos gases CO₂ e CH₄ no biogás são muito variáveis dependendo das características dos resíduos aterrados, condições operacionais e da região de implantação do sistema. Segundo Melo (2016), o principal componente energético do biogás é o metano (CH₄). As curvas de potência disponível no aterro são elaboradas a

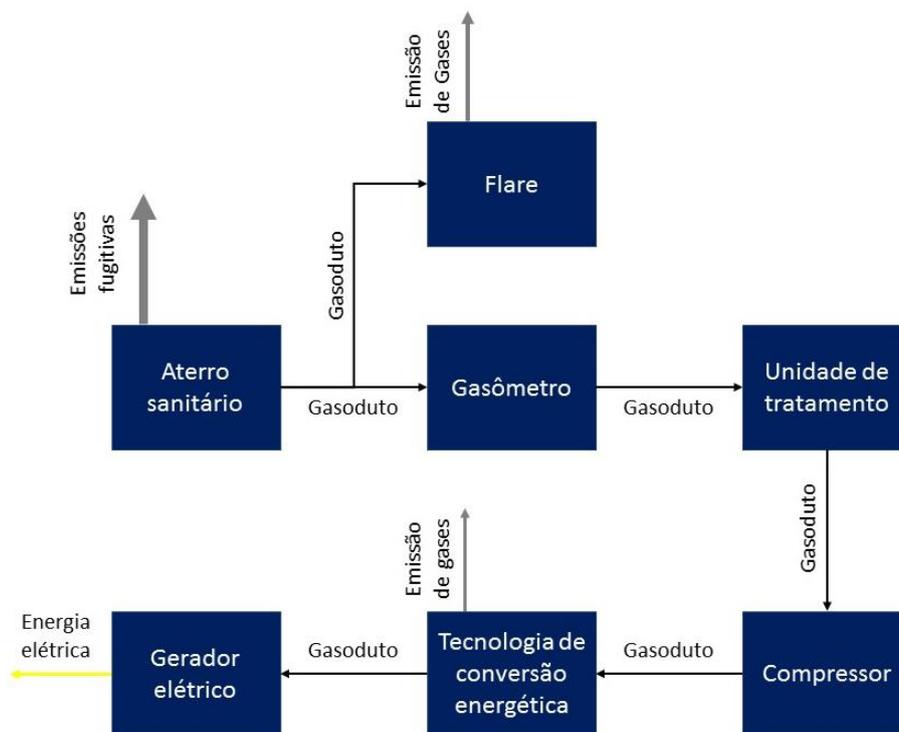
partir da concentração de metano no biogás, eficiência de captação de gases, Poder Calorífico Inferior (PCI) para o metano e eficiências dos grupos geradores para Motores de Combustão Interna (BOVE, 2005).

O desafio da produção de energia em aterro é a captura do metano (IPCC, 2006), principalmente durante a fase metanogênica. Uma das equações utilizadas para calcular as emissões de GEE de aterro considera o modelo de Decaimento de Primeira Ordem (IPCC, 2006), por meio da qual as emissões produzidas dependem da quantidade de material orgânico aterrado, condições climatológicas e operacionais ao longo do tempo.

Segundo Parker et al. (2012), 1 % do gás produzido em aterro sanitário é composto por 120 a 150 substâncias diferentes, algumas destas com impacto toxicológico. Por consequência, as emissões fugitivas em um aterro representam um risco potencial à saúde humana e da fauna em que está inserido o empreendimento.

De acordo com Muylaert (2000) e Willumsen (2001), o sistema de coleta de biogás de um aterro, dispõe de condutos verticais perfurados ou canais. Além disso, os aterros sanitários com sistema de recuperação energética possuem flare para a queima do excesso do biogás ou uso durante a manutenção dos equipamentos. Santos (2015) e CETESB (2006), ressaltam que um sistema padrão de coleta do biogás de aterro tem três componentes centrais: poços de coleta e tubos condutores, compressor e sistema de purificação do biogás (Figura 9).

Figura 9. Esquema de uma usina de geração de energia elétrica em um aterro sanitário.



Fonte: Adaptado de Santos (2015) e CETESB (2006).

O número de aterros sanitários no Brasil quase duplicou entre 2000 e 2008 (IPEA, 2012), saindo de 931 para 1723, a maior parte dos novos aterros sanitários foram implantados em pequenos municípios, que podem aproveitar o biogás na geração descentralizada de energia. O Brasil duplicou o volume de resíduos destinados para aterros sanitários nesse período, saindo de 50 para 110 mil toneladas diárias, o que reforça a necessidade de recuperar recursos para aumentar a vida útil dos aterros em operação e reduzir a demanda de construção de novos aterros (IPEA, 2012).

O potencial de aproveitamento energético do biogás de aterros no Brasil pode alcançar 5 TWh em 2040 para cenários mais otimistas (BARROS et al. 2014), correspondendo a $1,8 \cdot 10^{10}$ MJ, valor que pode suprir uma parte da demanda energética dos sistemas de GRSU, contudo, a viabilidade econômica desta forma de aproveitamento energético do biogás de aterros sanitários é assegurada somente para cidades com populações maiores que 200.000 habitantes (BARROS et al. 2014). Desta forma, o potencial de aproveitamento dessa fonte de energia ainda é grande e tende a crescer nos próximos anos no Brasil.

3.5.3 Compostagem

A compostagem, de acordo com Wen et al. (2019), é uma alternativa para o tratamento dos RSU devido ao alto percentual de matéria orgânica putrescível dos resíduos sólidos domésticos, viabilizando a recuperação de nutrientes contidos nos resíduos e reduz a parcela a ser encaminhada ao aterro sanitário, enquanto a diminui o lixiviado gerado e o processo aeróbio evita parte da emissão de GEE para a atmosfera.

A compostagem é um processo biológico e controlado de tratamento e estabilização de resíduos orgânicos, na presença de oxigênio, para a produção de condicionantes do solo (composto) rico em húmus (ELLEN MACARTHUR FOUNDATION, 2019). Tal composto fornece nutrientes para as plantas e age melhorando as propriedades físicas e biológicas do solo.

Segundo Kiehl (1985) a compostagem é um processo controlado de decomposição microbiana, de oxidação de uma massa heterogênea de matéria orgânica. Na compostagem ocorre uma aceleração da decomposição aeróbia dos resíduos orgânicos por populações microbianas, pois utilizam essa matéria orgânica como alimento e sua eficiência está baseada na relação entre: temperatura, umidade, aeração, pH, tipo de compostos orgânicos existentes e tipos de nutrientes disponíveis.

A compostagem, segundo Teixeira (2002), é caracterizada por fases de estabilização e maturação que variam de poucos dias a várias semanas, dependendo do ambiente, sendo utilizados como insumos os materiais vegetais disponíveis como: a fração úmida dos RSU, restos culturais, esterco animal, meio rico em nitrogênio e microrganismos (GOMES & PACHECO, 1988; SOUZA, 1998).

De acordo com Oliveira et al. (2004), o composto orgânico é o produto obtido da compostagem, com cor escura, rico em húmus e constituído de (50 a 70) % de matéria orgânica. O composto é classificado como adubo orgânico, preparado a partir de esterco de animais e restos de vegetais em estado natural. O composto recebe esse nome pela forma como é preparado: montam-se pilhas compostas de diferentes camadas de materiais orgânicos. Dessa forma, a composição final do composto orgânico depende da natureza da matéria-prima utilizada.

Para fabricar o composto orgânico, há necessidade de: microrganismos como fungos e bactérias (GOMES & PACHECO, 1988), aeração para promoção da fermentação com a

oxidação da matéria orgânica, que não deve sofrer compactação excessiva para evitar a perda de nitrogênio pela ausência do ar (OLIVEIRA et al., 2004), umidade entre os limites de (30 a 70) %, visto que valores inferiores impedem a fermentação e superiores expulsam o ar do ambiente, e temperatura adequada entre (60 a 70) °C que auxilia na esterilização do composto (GOMES & PACHECO, 1988).

Segundo Teixeira (2002), o local para montagem das pilhas de matérias-primas para a compostagem deve ser limpo e ligeiramente inclinado para facilitar o escoamento de águas de chuva, assim como próximo à fonte de água, das matérias-primas e da destinação final onde o composto será aplicado. O local de compostagem deve ter área suficiente para a construção das pilhas e espaço para seu revolvimento e circulação de tratores ou caminhões. O processo em condições naturais, segundo Oliveira et al., (2004), ocorre em uma faixa de (90 a 120) dias, a depender do tipo de material, condições climáticas, instalações e métodos operacionais.

De acordo com Oliveira et al. (2004), as instalações para a produção de composto devem ser divididas em três áreas: pátio de matérias-primas (armazenagem dos materiais que serão compostados), pátio de compostagem (materiais que serão oxidados) e pátio para armazenagem do composto (composto pronto que poderá ser levado diretamente à lavoura ou ser armazenado). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2010), o que mais motiva a compostagem não é o produto, mas o desvio dos resíduos que seriam aterrados.

Pujara et al. (2019) e Mancini et al. (2019) atestam que a compostagem é uma alternativa viável para sistemas de produção orgânica, devido a sua elevada qualidade nutricional e biológica. Além disso, a elevação dos teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, pH e saturação por bases permite se obter um elevado grau de fertilidade dos solos.

3.5.4 Reciclagem

A reciclagem contribui para a conservação ambiental com o aproveitamento dos resíduos como matéria-prima para confecção de novos produtos (POLZER, 2017). Esse processo apresenta benefícios, como a diminuição da quantidade de rejeitos

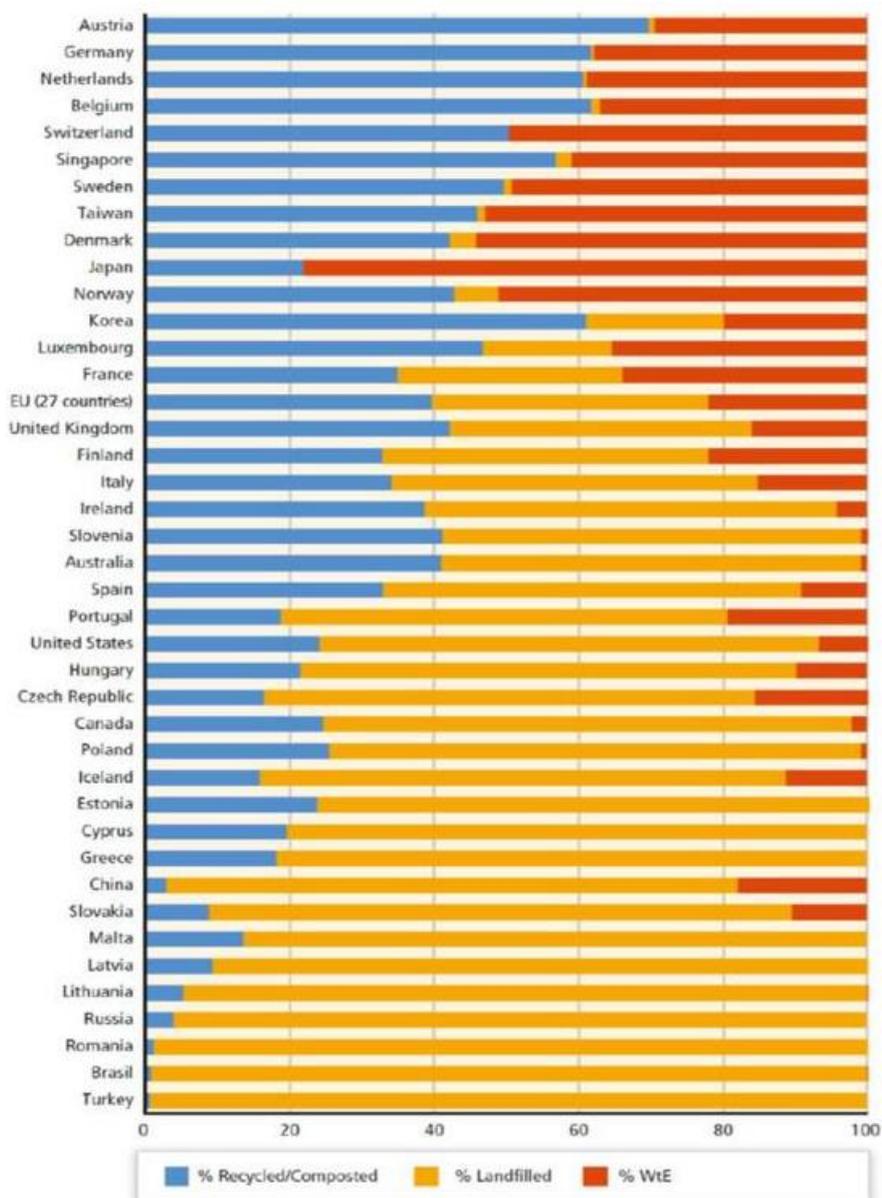
encaminhada para aterros sanitários, redução da extração de recursos naturais, melhoria da limpeza das cidades e sensibilização dos cidadãos a respeito do destino dos resíduos.

Quando é feita a reciclagem de materiais, ocorre uma transformação destes em produtos com potencial para comercialização. O ganho de eficiência energética e redução das emissões de GEE da reciclagem ocorre pela diminuição do consumo de recursos naturais pelas indústrias e necessidade de menores áreas destinadas como depósito de resíduos (ISTRATE et al. 2020; PAES et al. 2019; COELHO e LANGE, 2018).

Os materiais primários passíveis de recuperação, encontrados nos resíduos, demandam muitos recursos naturais, minerais, florestais e energia para suprir a produção. Em termos gerais, a reciclagem traz como potenciais benefícios: diminuição da quantidade de resíduos a ser aterrada (o que conseqüentemente aumenta a vida útil dos aterros sanitários), preservação de recursos naturais, economia de energia na produção de novos produtos, diminuição dos impactos ambientais, novos negócios e geração de empregos diretos e indiretos através da criação de indústrias recicladoras (ISTRATE et al. 2020; RANA et al. 2019, PAES et al. 2019; STAROSTINA et al. 2018; KING GUTBERLET, 2013).

Conforme a Figura 10 observa-se que os maiores percentuais de reciclagem e compostagem no mundo atingem aproximadamente 70 %, em países europeus, como a Áustria, Alemanha e Bélgica em 2013, deve-se ressaltar que em 2018 esses países ampliaram as suas taxas de reciclagem (CEWEP, 2019). O Brasil, de acordo com a ABRELPE (2019), recicla menos de 4 % de todo o resíduo gerado.

Figura 10. Panorama da reciclagem, compostagem e recuperação energética de RSU no mundo.

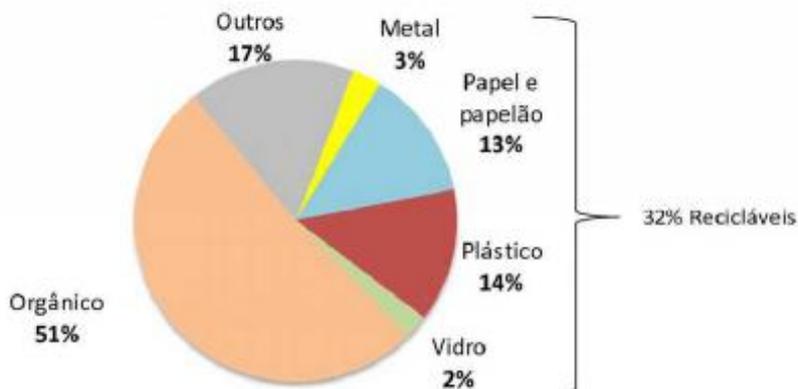


Fonte: Themelis e Bourtsalas, 2013.

No Brasil, 1055 municípios têm programa de coleta seletiva, o que representa 18 % do total, sendo que a maioria está situada na região Sudeste e Sul. A população atendida pela coleta seletiva representa 31 milhões de habitantes, 15 % do total (CEMPRE, 2016). Apesar desses valores, é notado que as iniciativas de coleta seletiva no país ainda são incipientes e passam por diversas dificuldades operacionais, falta de incentivo por parte do poder público e uma quase ausência de participação social (ABRELPE, 2019; BRASIL, 2012; BRASIL, 2018). A Figura 11 apresenta a composição gravimétrica média encontrada nos resíduos sólidos dos municípios brasileiros, nota-se que a maior

parcela dos RSU gerados no país é orgânica e a existência de um potencial de reciclagem de 32 % da fração seca.

Figura 11. Composição gravimétrica dos RSU no Brasil.



Fonte: BRASIL, 2012.

A fração de materiais recicláveis tende a aumentar em áreas de poder aquisitivo mais alto, assim como a parcela orgânica cresce em regiões mais pobres. O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), referente ao ano de 2018, estimavam que menos de 7 % dos materiais recicláveis descartados foram destinados à coleta seletiva e menos de 2 % dos resíduos domésticos e públicos foram recuperados (BRASIL, 2018).

O estímulo ao desenvolvimento sustentável em vários países do mundo é uma estratégia de negócios. Na Europa, a chamada economia circular movimentava mais de 350 bilhões de euros por ano (POLZER, 2017), no Brasil, a devida aplicação da Lei 12.305 (BRASIL, 2010) pode fomentar a busca pela economia circular em várias cidades. A aplicação e fiscalização das leis que promovam o desenvolvimento sustentável contribui para o setor de resíduos aumentar os negócios e geração de emprego (MACHADO, 2016).

3.5.5 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é outra forma de tratar os RSU que vem se difundindo no país, a partir de uma abordagem WtE que segundo Mancini et al. (2019) e Pujara et al. (2019), pode ser definida como um processo anaeróbio de decomposição biológica da matéria orgânica e tem como resultado a formação de biogás e composto orgânico.

O biogás gerado é formado na sua maior parcela por metano e dióxido de carbono, e pequenas quantidades de outros gases traços, conferindo ao biogás um alto poder calorífico. A quantidade e a qualidade do biogás formado são influenciadas principalmente pelo substrato utilizado, condições do meio e a atividade microbiológica (CESARO; BELGIORNO; NADDEO, 2015).

Os fatores que mais influenciam a digestão anaeróbia são: a matéria orgânica a ser digerida, Temperatura, pH., disponibilidade de nutrientes (relação C:N:P), tempo de retenção e presença de substâncias tóxicas aos diferentes microrganismos atuantes no processo. A Digestão Anaeróbia e seus insumos podem se diferenciar nos aspectos de porcentagem de sólidos secos, digestão seca (25 a 45) % de sólidos secos e digestão úmida (4 a 15) % de sólidos secos, reator contínuo ou em batelada, temperatura da reação, número de estágios de reações e fluxo completo ou parcial (WALTENBERGER & KIRCHMAYR, 2013).

Tecnologias e sistemas de Digestão Anaeróbia são disponíveis no mercado e segundo Coelho e Lange (2018) é possível dar diferentes usos ao biogás gerado nesse processo, dependendo do mercado local e regional. No caso da purificação do biogás, há a possibilidade de utilizá-lo como combustível veicular ou injeção na rede de gás natural. Gomes et al., (2012) catalogaram as principais tecnologias para a biodigestão anaeróbia de RSU, elencando quatro sistemas de biometanização seca bem sucedidos no mundo que possuem aplicabilidade no Brasil. Os autores elencaram as seguintes tecnologias hoje disponíveis em escala comercial: Laran, Valorga, Dranco e Kompogas. No estudo foram avaliados trinta e dois indicadores de eficiência das tecnologias (Quadro 1).

Quadro 1. Resumo das características de plantas de digestão anaeróbia.

Características por tecnologia	Kompogas^a	Dranco^a	Valorga^a	Laran^a
Teor de sólidos totais (%)	20 a 30	20 a 50	30 a 34	15 a 45
Tempo de retenção (dias)	20 a 25	20 a 30	18 a 30	Não Informado
Tipo de reator	Fluxo pistão com alimentação semicontinua	Vertical, com alimentação pelo topo	Fluxo semicontínuo, vertical de formato cilíndrico	Fluxo pistão, semicontínuo horizontal retalgular
Produção de biogás (Nm³·tRSU⁻¹)	100 a 150	100 a 200	86 a 120	100

Características por tecnologia	Kompogas^a	Dranco^a	Valorga^a	Laran^a
Sistema de mistura do resíduo no interior do reator	Rotação de pás fixadas transversalmente a um único eixo longitudinal ao reator	Recirculação da massa de sólido em digestão	Agitação pneumática por injeção de biogás comprimido na parte inferior	Agitação mecânica interna ao reator com recirculação por meio de bombeamento
Temperatura	Mesofílica ou Termofílica	Termofílica	Mesofílica	Mesofílica ou Termofílica
Temperatura de operação média (°C)	55	55	37	35
Existe representante no Brasil?	Sim	Não	Não	Não
Custo médio para implantação (R\$)	30.000.000,00	23.290.000,00	51.000.000,00	21.875.000,00
Quantidade média de material processado (t·dia⁻¹)	117	162	297	40
Geração de energia elétrica (MJ·t⁻¹)	613	317	492	426
Demanda interna de energia elétrica (%)	25	Não informada	59	Não informada
Geração de resíduos da planta (%)	60	63	50	61

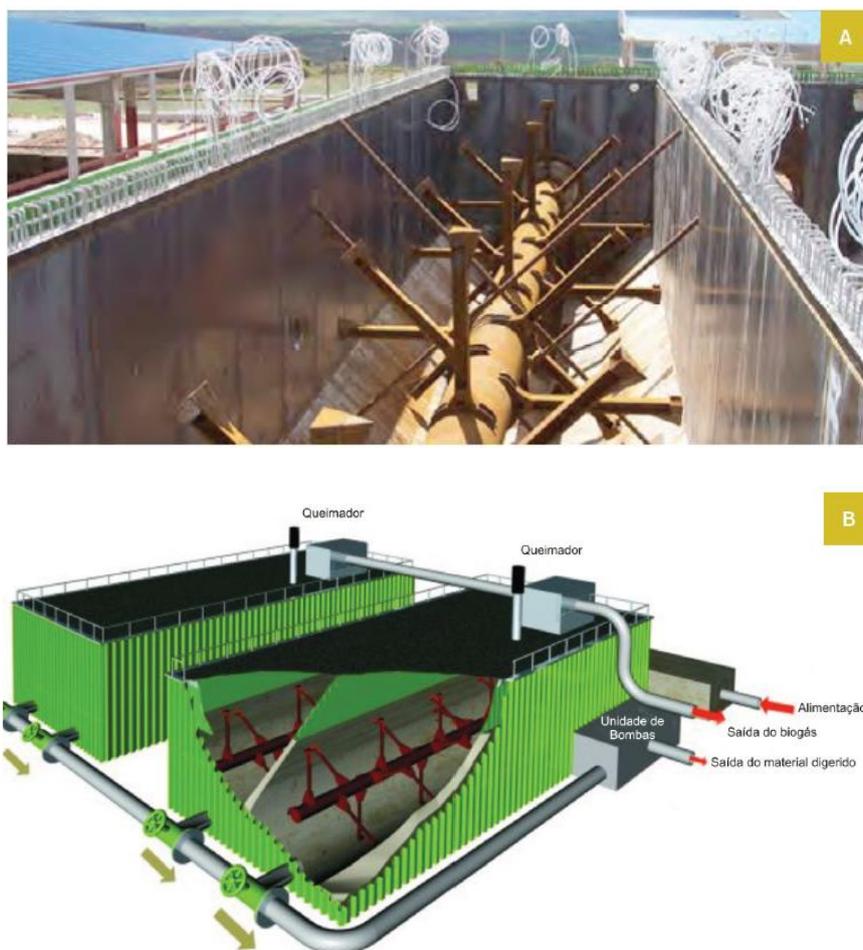
^aTecnologias de metanização em base seca, de único estágio, operando com a fração orgânica biodegradável dos resíduos sólidos urbanos após a triagem. Fonte: Adaptado de Ministério das Cidades (BRASIL, 2015) e Gomes et al., (2012).

Segundo Gomes et al., (2012) a tecnologia Kompogas obteve o melhor desempenho dentre as avaliadas, destacando o seu projeto, a sua operação, eficiência e o fato de ter representante comercial no Brasil. Deve-se ressaltar que a tecnologia Kompogas tem potencial para expandir no Brasil, conforme destacado pelo Ministério das Cidades no programa de incentivo à implantação de tecnologias de digestão anaeróbia PRÓBIOGÁS (BRASIL, 2015).

De acordo com o Ministério das Cidades (BRASIL, 2015), o processo Kompogas é uma tecnologia amplamente difundida para digestão anaeróbia que pode ser mesofílica ou termofílica por via seca, majoritariamente operado na faixa termofílica (55 a 60) °C. O reator é de único estágio, fluxo em pistão com alimentação semicontínua, horizontal de

formato retangular e fundo (cilíndrico ou totalmente cilíndrico), construído em concreto armado ou aço (Figura 12). Essa tecnologia é de propriedade da Axpo, empresa da Suíça. Licenciada em diversas partes do mundo, inclusive no Brasil, pela empresa alemã Kuttner. O primeiro reator em escala-piloto foi construído em 1989, em Rümlang, Suíça, e em 1994, em Bachenbülach, também na Suíça, foi construído o primeiro reator em escala industrial.

Figura 12. Modelo de digestor anaeróbio com a tecnologia Kompogas.



Fonte: Ministério das Cidades (BRASIL, 2015).

O material que alimenta o reator, após ser triado e triturado, é armazenado em um tanque intermediário por dois dias, no qual é aquecido e o teor de matéria seca ajustado a 28 % com a adição do efluente líquido do processo de desaguamento do material digerido (lodo). O material do tanque é direcionado ao reator com o auxílio de uma bomba de pistão. O material digerido é desaguado via prensas ou centrífugas até atingir um teor de matéria seca de 50 %, o sólido resultante necessita ser estabilizado

aerobicamente por aproximadamente duas semanas (numa compostagem, por exemplo) e o líquido, com elevadas concentrações de matéria orgânica e amônia, necessita de tratamento posterior sendo direcionado para armazenamento. A destinação do material digerido e do efluente do processo de desaguamento é definido em cada unidade (INTERNATIONAL, 2005).

Segundo o Ministério das Cidades (BRASIL, 2015), são utilizados reatores pré-fabricados em aço, com dimensões padrão de 25 m de comprimento e 4 m de diâmetro em plantas de menor escala. Para unidades de maior capacidade, os reatores são construídos em concreto armado. A agitação do material em digestão é utilizada a rotação de pás fixadas transversalmente a um único eixo longitudinal ao reator.

Os reatores com tecnologia Kompogas são projetados especificamente para a fração orgânica biodegradável dos resíduos sólidos urbanos, mas podem operar também com resíduos de poda, de indústrias processadoras de alimentos, entre outros. Em termos de área, uma planta de 50.000 t·ano⁻¹ necessita de 12.000 m² (INTERNATIONAL, 2005).

Segundo Liikanen et al. (2018), o material digerido é um produto da digestão anaeróbia que pode ser aplicado no solo agrícola, substituindo adubos sintéticos e agindo como um meio de armazenamento de carbono. A qualidade do lodo, segundo o autor, depende das características dos resíduos orgânicos utilizados para produzi-lo. Supõe-se que a perda de nutrientes durante o processo de digestão anaeróbia é desprezível, portanto, o conteúdo total de nutrientes do lodo é o mesmo que nos materiais que entram no reator.

De acordo com Melo (2016), a quantidade de nitrogênio nos resíduos é um fator crucial para a produção de biogás, visto que os organismos vivos precisam de nitrogênio para formar as proteínas das células. Desta forma, a relação de carbono e nitrogênio deve atender a demanda de bactérias anaeróbias. O carbono é utilizado para a produção de energia e o nitrogênio para a estrutura celular. A literatura recomenda uma faixa de operação C:N para o crescimento bacteriano anaeróbio em um sistema de digestão anaeróbia na proporção de 20:1 a 30:1, onde a relação ideal é de 25:1.

3.6 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DO GRSU

De acordo com a ISO 14.040 (ABNT, 2009) Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) é a “compilação de avaliação das entradas, saídas e dos impactos ambientais potenciais de um sistema de produto ao longo do seu ciclo de vida”.

Como instrumento de gestão, segundo Melo (2016), a ACV permite ao responsável pela decisão escolher uma alternativa considerando seus aspectos técnicos e seu desempenho ambiental, além de auxiliar na identificação de oportunidades de melhoria no ciclo de vida em estudo.

Duas abordagens utilizadas na ACV são a atribucional e a consequential. A metodologia atribucional descreve os fluxos físicos ambientalmente relevantes de um ciclo de vida, enquanto a metodologia consequential descreve a forma como os fluxos físicos ambientalmente relevantes mudam em resposta a possíveis alterações do ciclo de vida (CURRAN et al., 2005).

A ACV pode ser feita em todos os estágios do ciclo de vida do produto ou processo, estendendo-se da aquisição da matéria-prima até sua disposição final. A ACV pode ser utilizada para analisar cenários de um produto em si e comparar o impacto ambiental de produtos distintos com função similar, assim como processos diferentes.

3.6.1 Definição e Fases da ACV

De acordo com a ISO 14.040 (ABNT, 2009), a ACV é composta por fases que são interdependentes. As fases são elencadas a seguir tomando como base as normas ISO 14.040 (ABNT, 2009) e ISO 14.044 (ABNT, 2009):

- 1) Definição de objetivo e escopo: Define o projeto em estudo, explicitando para quem os resultados serão anunciados.
- 2) Análise de inventário: Envolve a organização e compilação de um inventário de fluxos elementares (material ou energia retirados do meio ambiente) e intermediários (material ou energia entre processos) de um sistema de produto.

Os estudos de ACV usam bases de dados como apoio, constituídas por informações de caráter ambiental que podem ser de demanda de energia e materiais, emissões

atmosféricas, efluentes líquidos e de resíduos sólidos. A compilação das informações perfaz o Inventário de Ciclo de Vida, ou ICV.

Segundo Vigon et al. (1995), um dos critérios mais importantes para que uma ACV seja confiável é que a mesma seja realizada a partir de ICV que possua informações regionalizadas dos sistemas e subsistemas associados ao objeto de estudo.

Gutierrez (2014) ressalta que é necessário observar as características locais, que devem ser consideradas na análise dos resultados obtidos pela ACV.

3) Avaliação do impacto: Quantifica a significância dos impactos potenciais ao meio ambiente, a partir dos dados do ICV e métodos de impacto definidos.

4) Interpretação: Técnica sistemática para identificar, quantificar, checar e avaliar a informação dos resultados da análise de inventário e da avaliação de impacto, onde são sumarizados para elaborar as conclusões e recomendações do estudo.

3.6.2 Estado da Arte da ACV de GRSU

Segundo Lima (2007), a preocupação com os impactos ambientais, inclusive aqueles causados pelo GRSU, em aterros controlados ou aterros sanitários, motiva a aplicação de instrumentos e metodologias que auxiliem na compreensão e controle desses impactos. Nesse contexto, a ACV apresenta-se como uma ferramenta de apoio ao gerenciamento ambiental e ao desenvolvimento sustentável.

Souza e Rubinger (2005) relatam que apesar da padronização para a aplicação de ACV, diversas questões desafiadoras ainda persistem, principalmente na sua utilização em processos de GRSU. Nesse sentido, a aplicação da ACV auxilia na escolha da alternativa mais favorável, em impactos ambientais e eficiência energética.

No Quadro 2 observa-se que maioria dos estudos de ACV de GRSU consideram a solução de destinação de RSU em aterros sanitários como uma alternativa de alto impacto ambiental. Deve-se salientar que 100 % dos estudos apresentados no Quadro 2 avaliaram a categoria de impacto de Aquecimento Global. As conclusões dos estudos avaliados dependem de fatores locais como a distância percorrida para coleta de RSU, coleta seletiva e central recicladora, quantidade de recicláveis coletados, composição gravimétrica dos RSU, aspectos culturais e incentivos governamentais.

Quadro 2. Resumo dos estudos de ACV de GRSU da literatura consultada.

Referência	Fronteira Geográfica	Unidade Funcional	Rotas Tecnológicas	Conclusões Principais
Coventry et al., 2016	Austin, US	1 t RSU	CT, AS, ASe, TM, RE, PI	A gaseificação obteve melhor desempenho ambiental. A melhor performance também se deve à recuperação de materiais recicláveis.
Friedrich e Trois, 2016	eThekwini, África do Sul	t RSU por ano	CT, AS, TM, RE, CO, DA	A diminuição do envio de RSU para aterros sanitários seguida de ampliação da reciclagem e inserção da digestão anaeróbia melhorou consideravelmente o desempenho ambiental do sistema.
Sharma e Chandel, 2016	Mumbai, Índia	1 t RSU	DCA, AS, ASe, IN, TM, RE, CO, DA, IN	Um gerenciamento integrado de RSU contemplando aterro sanitário, reciclagem, compostagem e digestão anaeróbia apresentou menor impacto ambiental.
Turner et al., 2016	Cardiff, Reino Unido	t RSU por ano	CT, AS, TM, RE, CO, DA, IN	Todas as rotas tecnológicas investigadas apresentaram menor impacto ambiental do que o cenário base composto por aterro sanitário e uma reciclagem de 52,2 %.
Cremito et al., 2017	Caserta Province, Itália	1 t RSU	CT, AS, TM, RE, CO, DA, IN	A coleta seletiva de materiais recicláveis utilizados como substitutos de matérias-primas e de bioresíduos utilizados para a produção de energia renovável ajudam a mitigar os encargos diretos e indiretos ligados ao ciclo de vida geral da produção de bens de consumo.
Deus et al., 2017	Pequenos Municípios, Brasil	N/A	AS, ASe, TM, RE, CO	O melhor cenário integra compostagem e reciclagem, reduzindo 72 % para emissões de CO ₂ eq, e economizando 410 % em energia. Reciclar reintegra as matérias-primas ao ciclo de vida e evita extrações de novos materiais que consomem mais energia.

CT: Coleta e Transporte, DCA: Destinação a Céu Aberto, AS: Aterro Sanitário, ASe: Aterro Sanitário com Recuperação Energética, ML: Manejo de Lixiviado, TM: Triagem de Materiais, RE: Reciclagem, CO: Compostagem, DA: Digestão Anaeróbia, IN: Incineração, PI: Pirólise.

Referência	Fronteira Geográfica	Unidade Funcional	Rotas Tecnológicas	Conclusões Principais
Ibáñez-Forés et al., 2017	João Pessoa, Brasil	1 t RSU	CT, AS, TM, RE	O comportamento ambiental da gestão de resíduos em programa de coleta seletiva porta a porta melhora significativamente a gestão de resíduos para todas as categorias de impacto exceto Depleção da Camada de Ozônio.
Mersoni e Reichert, 2017	Garibaldi, Brasil	t RSU por ano	CT, AS, TM, RE, CO, DA, IN	Os cenários que contemplaram a reciclagem associada à compostagem, a reciclagem associada à digestão anaeróbia seguida por compostagem e a reciclagem com a incineração de rejeitos e com recuperação de energia apresentaram o melhor desempenho ambiental.
Rajcoomar e Ramjeawon, 2017	Ilhas Maurício	t RSU por ano	CT, ASe, RE, CO, IN	O cenário base que adota o aterro sanitário com recuperação energética é o cenário mais indesejável, pois gera os piores impactos ambientais em comparação com os outros cenários de resíduos.
Soares et al., 2017	Caieiras, Brasil	1 t RSU	AS, ASe, TM, DA, IN	A geração de energia elétrica por intermédio dos processos combinados de tratamento mecânico biológico e incineração é a mais atraente em termos de impactos ambientais.
Stanisavljevic et al., 2017	Novi Sad, Sérvia	t RSU por ano	AS, DA, CO, RE, IN	A recuperação de recicláveis levou à diminuição impactos ambientais. A coleta e recuperação recicláveis levaram a um aumento ambiental impactos atribuídos ao aumento das emissões do transporte para a coleta de recicláveis, o que se deve à distância do centro de coleta para os recicladores.

CT: Coleta e Transporte, DCA: Destinação a Céu Aberto, AS: Aterro Sanitário, ASe: Aterro Sanitário com Recuperação Energética, ML: Manejo de Lixiviado, TM: Triagem de Materiais, RE: Reciclagem, CO: Compostagem, DA: Digestão Anaeróbia, IN: Incineração, PI: Pirólise.

Referência	Fronteira Geográfica	Unidade Funcional	Rotas Tecnológicas	Conclusões Principais
Coelho e Lange, 2018	Rio de Janeiro, Brasil	t RSU por ano	CT, AS, TM, RE, CO, DA, IN	Quanto ao desempenho ambiental e emissões de GEE, o cenário base que utiliza majoritariamente a disposição em aterro sanitário apresentou o pior resultado, enquanto a iniciativa que contempla a recuperação de materiais recicláveis e digestão anaeróbia apresentou menores impactos ambientais.
upt et al., 2018	Suíça	t RSU por ano	RE	Destaca-se a importância das frações dominantes na avaliação geral dos impactos ambientais; enquanto a fração de metal tem o maior impacto em uma base por quilograma, papel, papelão, vidro e RSU mistos dominam os impactos ambientais do sistema de gestão de resíduos suíço devido a sua massa.
Liikanen et al., 2018	São Paulo, Brasil	t RSU por ano	AS, TM, RE, CO, DA	Os impactos ambientais da gestão de RSU em São Paulo podem ser diminuídos de maneira mais eficaz pela digestão anaeróbia de resíduos orgânicos separados na fonte e tratamento mecânico biológico.
Starostina et al., 2018	Irkutsk, Rússia	t RSU por ano	CT, AS, RE, CO, IN	As melhores alternativas envolvem recuperação eficiente de energia a partir de resíduos e reciclagem por separação na fonte para resíduos comerciais e institucionais, o principal tipo de resíduo na região de Irkutsk. A reciclagem de lixo doméstico parece menos atraente e, portanto, é recomendável considerar esta opção apenas depois de adquirida experiência com o lixo comercial e institucional.

CT: Coleta e Transporte, DCA: Destinação a Céu Aberto, AS: Aterro Sanitário, ASe: Aterro Sanitário com Recuperação Energética, ML: Manejo de Lixiviado, TM: Triagem de Materiais, RE: Reciclagem, CO: Compostagem, DA: Digestão Anaeróbia, IN: Incineração, PI: Pirólise.

Referência	Fronteira Geográfica	Unidade Funcional	Rotas Tecnológicas	Conclusões Principais
Zhou et al., 2018	Hangzhou, China	1 t RSU	CT, AS, TM, RE, CO, DA, IN	É sugerido que a digestão anaeróbia pode ser considerada como uma opção primária para tratamento de resíduos orgânicos. Cenários de aterro tem o pior desempenho do Potencial de Aquecimento Global devido à elevada quantidade de CH ₄ emitido, que responde pelo alto nível do fator equivalente de emissões.
Iqbal et al., 2019	Hong Kong, China	1 t RSU	AS, TM, CO, DA, IN	Os resultados da linha de base revelaram que, em comparação com o aterro sozinho, a integração do aterro com digestão anaeróbia combinada e compostagem reduzida até 56 % das emissões de GEE líquidas.
Mancini et al., 2019	L'Aquila, Itália	t RSU por ano	CT, AS, ML, TM, CO, DA	A integração da digestão anaeróbia com a compostagem pode ter um melhor desempenho ambiental quando comparada à solução de compostagem única. A fase de transporte e aterro da fração reciclável tem um papel significativo nas categorias de impacto mais afetadas.
Paes et al., 2019	Sorocaba, Brasil	t RSU por ano	CT, AS, TM, RE, CO, IN	As reduções mais significativas nos impactos ambientais ocorreram nos cenários com maiores taxas de reaproveitamento de resíduos secos por meio de reciclagem (70 %), o que reduziu esses impactos em até 50 % em relação ao cenário em que os resíduos são majoritariamente aterrados.

CT: Coleta e Transporte, DCA: Destinação a Céu Aberto, AS: Aterro Sanitário, ASe: Aterro Sanitário com Recuperação Energética, ML: Manejo de Lixiviado, TM: Triagem de Materiais, RE: Reciclagem, CO: Compostagem, DA: Digestão Anaeróbia, IN: Incineração, PI: Pirólise.

Referência	Fronteira Geográfica	Unidade Funcional	Rotas Tecnológicas	Conclusões Principais
Rana et al., 2019	Chandigarh, Índia	1 t RSU	DCA, AS, TM, RE, CO, DA	A combinação de reciclagem, compostagem e aterro sanitário apresentou os menores impactos ambientais. Os resultados mostraram que o aumento da taxa de reciclagem reduzirá consideravelmente as emissões do ciclo de vida dos sistemas de gestão de GRSU. A reciclagem de recursos retorna uma significativa contribuição pela redução dos impactos ambientais.
Souza et al., 2019	Varginha, Brasil	N/A	AS, ASe, TM, RE, DA, IN	Os maiores benefícios ambientais foram obtidos da recuperação de materiais recicláveis, digestão anaeróbia e incineração dos RSU, reduzindo consideravelmente o volume de RSU destinados ao aterro. Dentre as práticas de gerenciamento dos cenários propostos, a reciclagem obteve os maiores ganhos energéticos e remoção de emissões de GEE.
Wen et al., 2019	China	N/A	AS, TM, CO, DA, IN	86 % a 98 % dos poluentes de carbono gerados através de aterros, compostagem e incineração acabaram no meio ambiente, enquanto a digestão anaeróbia atingiu uma taxa de remoção de poluição de 87 %.
Pujara et al., 2019	Índia	t RSU por ano	AS, TM, CO, DA, IN	As práticas WtE são fatores-chave para o gerenciamento integrado de RSU que contribuem para o equilíbrio ambiental e sustentabilidade econômica. As tecnologias WtE podem ajudar a minimizar impactos adversos associados aos RSU e cumprir as metas de desenvolvimento sustentável introduzidas pelas Nações Unidas.

CT: Coleta e Transporte, DCA: Destinação a Céu Aberto, AS: Aterro Sanitário, ASe: Aterro Sanitário com Recuperação Energética, ML: Manejo de Lixiviado, TM: Triagem de Materiais, RE: Reciclagem, CO: Compostagem, DA: Digestão Anaeróbia, IN: Incineração, PI: Pirólise.

Referência	Fronteira Geográfica	Unidade Funcional	Rotas Tecnológicas	Conclusões Principais
Ferronato et al., 2020	Viacha, Bolívia	t RSU por ano	CT, DCA, AS, TM, RE	Com o aumento da cobertura de coleta de RSU de 51 % para 94 % e coleta seletiva de zero para 6,7 % cerca de 75 % das emissões de CO ₂ -eq são reduzidas, assim como a eutrofização potencial (cerca de 55%). A reciclagem reduz o potencial de toxicidade humana em 260 % e depleção de recursos abióticos em 30 %.

CT: Coleta e Transporte, DCA: Destinação a Céu Aberto, AS: Aterro Sanitário, ASe: Aterro Sanitário com Recuperação Energética, ML: Manejo de Lixiviado, TM: Triagem de Materiais, RE: Reciclagem, CO: Compostagem, DA: Digestão Anaeróbia, IN: Incineração, PI: Pirólise.

A categoria de aspecto ambiental mais avaliada nos estudos do Quadro 2 é a Demanda de Energia Acumulada, enquanto as categorias de impacto mais investigadas são: Aquecimento Global, Eutrofização, Acidificação, Depleção da Camada de Ozônio, Smog Fotoquímico e Toxicidade Humana. A escala geográfica dos estudos avaliados é majoritariamente local, enquanto a fronteira temporal em maior parte é anual.

Os softwares mais utilizados para as análises de impacto são o SimaPro© e GaBi© e ReCiPe©. Foi identificado o uso dos métodos de impacto LCA-IWM©, EASETECH© e o Waste Reduction Model (WARM©). As bases de dados mais utilizadas são: Ecoinvent, GaBi, EASETECH, dados da literatura, documentais, dados de fabricantes e comunicação pessoal.

Os estudos consultados no Quadro 2, apresentam análises de sensibilidade quanto às rotas tecnológicas avaliadas nas seguintes variáveis:

- Taxas de reciclagem (FRIEDRICH e TROIS, 2016; SHARMA e CHANDEL, 2016; HAUPT et al. 2018; ZHOU et al. 2018; RANA et al. 2019)
- Eficiência de coleta de biogás nos aterros sanitários (FRIEDRICH e TROIS, 2016)
- Composição gravimétrica dos RSU (STANISAVLJEVIC et al. 2017)

- Eficiência de recuperação energética por meio de incineração (STAROSTINA et al., 2018)
- Emissões diretas e taxas de tratamento de lixo (WEN et al., 2019; IQBAL et al. 2019).

Os estudos consultados no Quadro 2, focam as análises de sensibilidade majoritariamente na variação das taxas de reciclagem e emissões das tecnologias estudadas. Há um consenso de que a disposição de RSU a céu aberto, em aterros controlados ou aterros sanitários ocasionam os maiores impactos ambientais. A indicação de que alternativas WtE, bem como a reciclagem e compostagem apresentam potencial de redução dos impactos ambientais ocasionados pelo gerenciamento de resíduos sólidos urbanos é outro ponto em comum nos estudos consultados.

Percebe-se que dos estudos consultados, nos últimos cinco anos, os países do BRICS, especialmente Brasil, Índia e China, apresentaram os maiores números de publicações de estudos de ACV de GRSU no mundo (IBÁÑEZ-FORÉS et al. 2018; ISTRATE et al. 2020). O avanço econômico do BRICS nos últimos anos, contribui para uma maior preocupação da academia com a evolução do consumo, geração de resíduos sólidos e gerenciamento ambientalmente adequado.

4 MÉTODOS

4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA E CENÁRIOS PROPOSTOS

O estudo avaliou o sistema de GRSU de Feira de Santana município localizado no estado da Bahia (BA), região nordeste do Brasil, com uma população de 610 mil habitantes (IBGE, 2018). Foram utilizados os dados de geração e operação referentes ao ano de 2018, que registrou uma geração média de 430 t de RSU por dia. O sistema é administrado pela Prefeitura Municipal, com coleta e destinação em aterro sanitário operado por duas empresas terceirizadas (SMSP-FSA, 2018).

Nas Figuras 13 e 14 é possível observar respectivamente a localização do município estudado, sua área urbana e localização do complexo de aterros sanitários que atende às demandas do GRSU investigadas nessa pesquisa.

Figura 13. Localização do aterro sanitário de Feira de Santana.

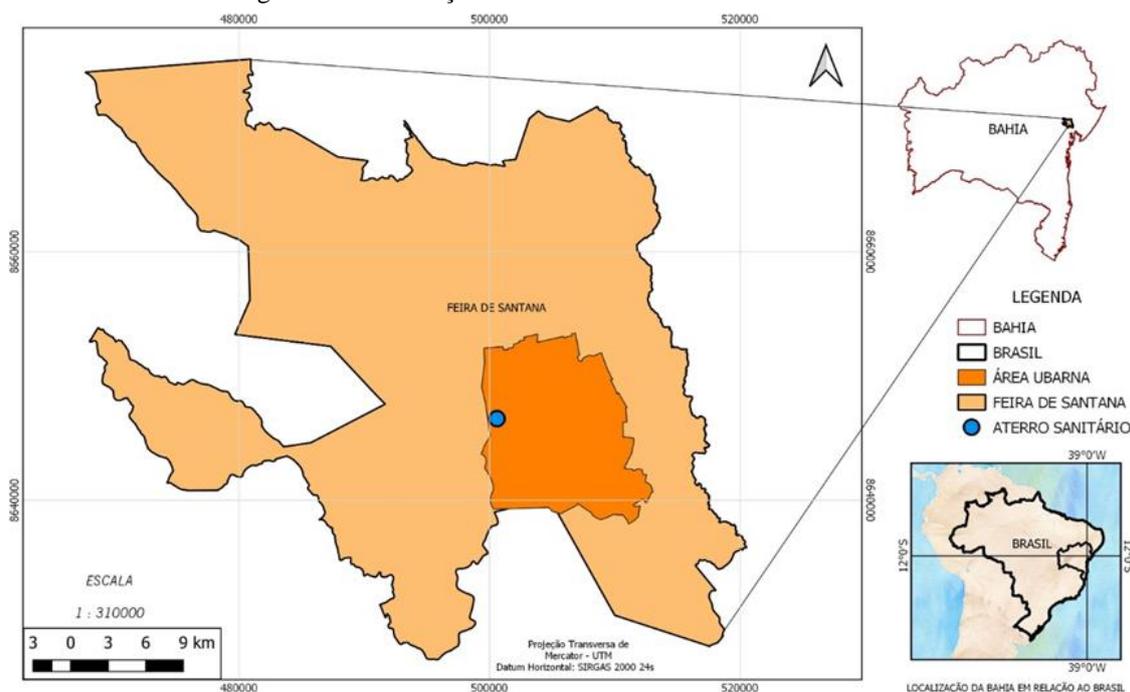
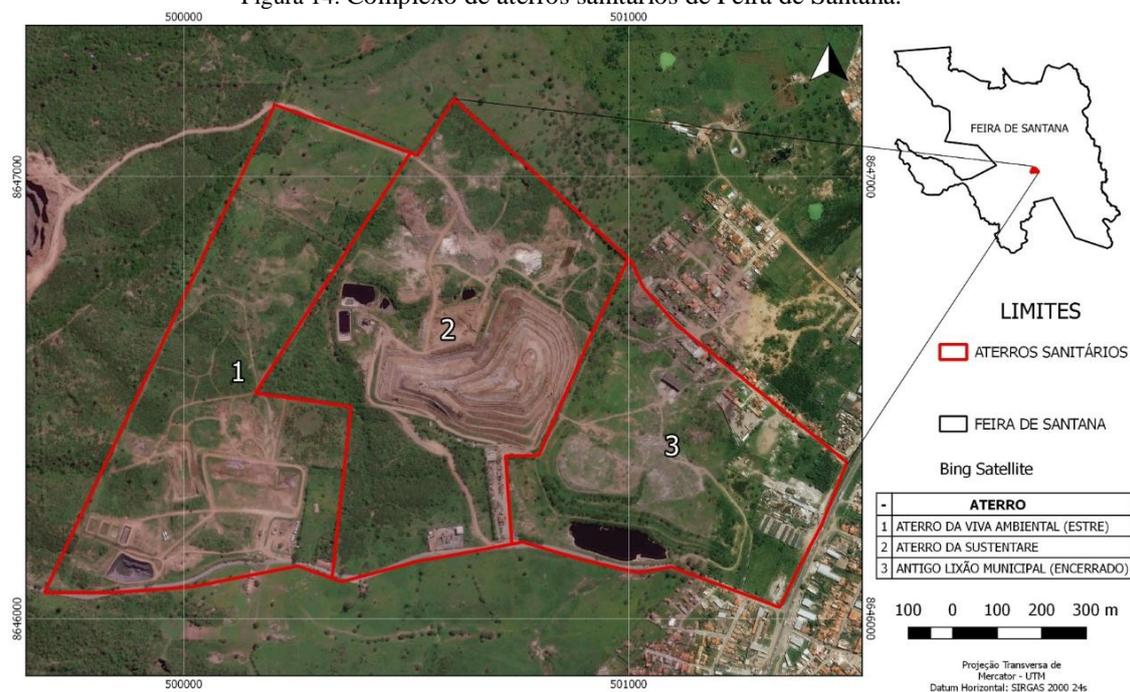


Figura 14. Complexo de aterros sanitários de Feira de Santana.



A coleta e transporte do RSU é feita porta a porta e em áreas públicas utilizando-se caminhões compactadores e basculante. No aterro sanitário, uma retroescavadeira distribui e uniformiza o material na superfície da célula e um trator de esteira compacta o material aterrado e espalha o solo de cobertura, o aterro tem uma estrutura de coleta e queima de biogás em flare. O lixiviado do aterro é encaminhado para a lagoa de

armazenamento e é coletado duas vezes por dia por caminhão tanque e destinado a tratamento em estação de tratamento de efluentes de empresa especializada em outro município.

A Tabela 2 apresenta a quantidade e a composição gravimétrica do RSU, cuja maior fração é de material orgânico biodegradável e poder calorífico inferior das frações do RSU.

Tabela 2. Quantidade e Composição Gravimétrica do RSU de Feira de Santana em 2018 com o Poder Calorífico Inferior dos Materiais.

Materiais do RSU	Quantidade ^a / t·ano ⁻¹	Composição Gravimétrica ^b	Poder Calorífico Inferior ^c
		/ %	/ MJ·kg ⁻¹
Orgânicos ^d	76 972	49	5 a 18
Papel	31 417	20	15 a 17
Plástico	29 846	19	26 a 43
Madeira	6283	4	10 a 15
Têxtil	4713	3	14 a 18
Borracha	3142	2	28 a 41
Metal	1571	1	N/A
Vidro	1571	1	N/A
Cerâmica	1571	1	N/A
Demais materiais	-	-	-
<i>Total</i>	157 086	100	9 a 21

Fonte: Adaptado de ^a SMSP–FSA (2018), ^b PMGIRS–FSA (2016) e ^c Meystre (2016). ^d Fração orgânica do RSU composta de resíduos úmidos biodegradáveis.

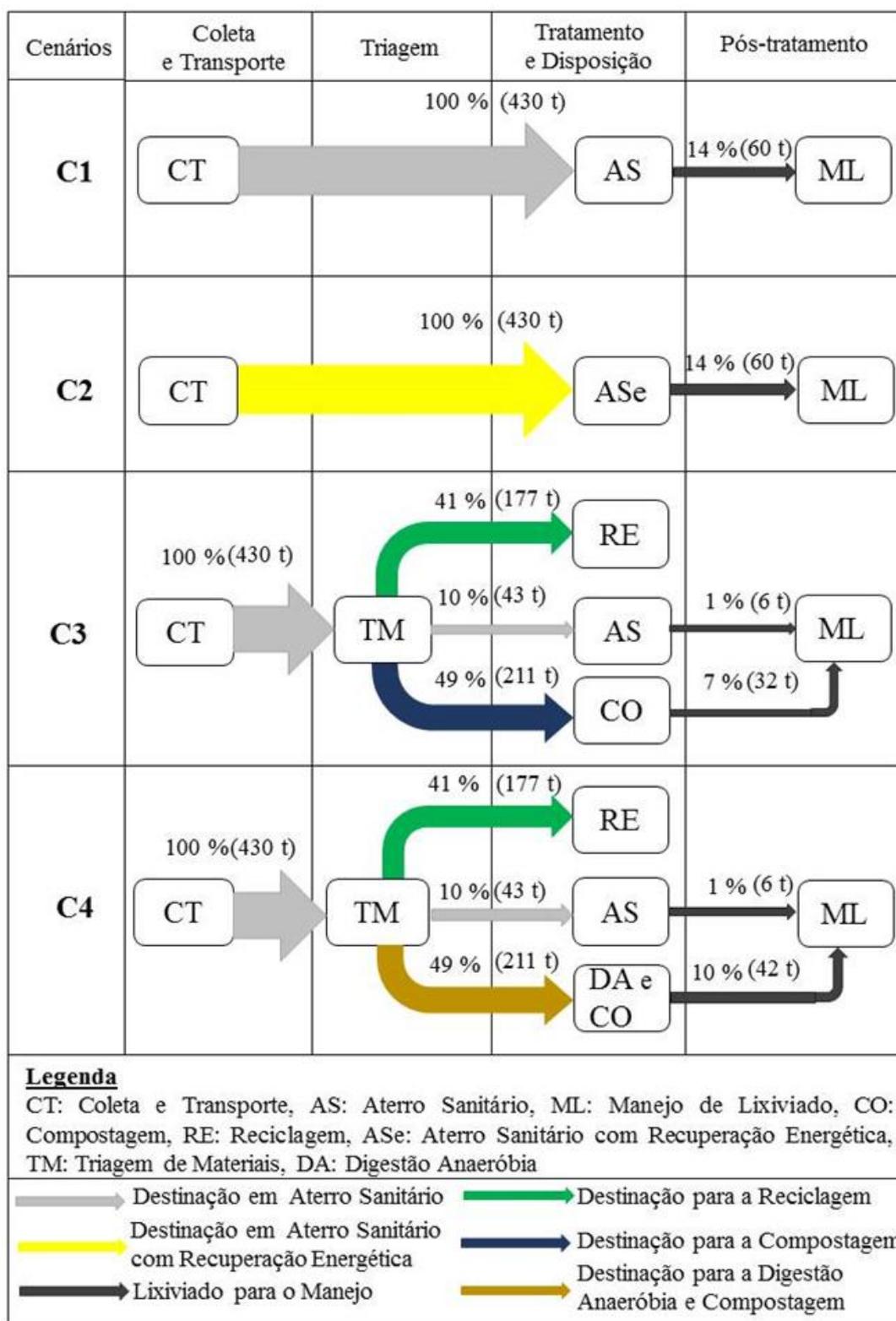
O método utilizado para avaliar o desempenho ambiental do GRSU foi a ACV (ABNT, 2009a, 2009b), composta por quatro fases: definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impactos e interpretação do estudo.

Foram avaliados quatro cenários, onde o primeiro cenário representou a linha de base da situação predominante do município em estudo e os demais cenários consideraram rotas tecnológicas de recuperação de recurso do RSU (Figura 15):

- Cenário 1 (C1): cenário base, correspondente à situação predominante de Feira de Santana em 2018, considerando 100 % do RSU destinado em aterro sanitário com coleta do biogás e queima em *flare*.
- Cenário 2 (C2): aprimoramento do C1, com a recuperação energética do biogás do aterro sanitário para a geração de eletricidade.
- Cenário 3 (C3): reciclagem da fração de material seco (papel, plástico, metal e vidro) em 41 % da massa de RSU coletada e compostagem do material orgânico biodegradável em 49 % da massa de RSU coletada.
- Cenário 4 (C4): reciclagem idêntica àquela do C3 e digestão anaeróbia do material orgânico biodegradável (49 % da massa de RSU coletada) em digestor do tipo Kompostogas®, tecnologia recomendada por Brasil (2015), seguida de compostagem.

A Figura 15 ilustra e sumariza os quatro cenários avaliados nesse estudo.

Figura 15. Cenários e rotas tecnológicas do GRSU avaliados, com o fluxo de materiais em toneladas por dia.



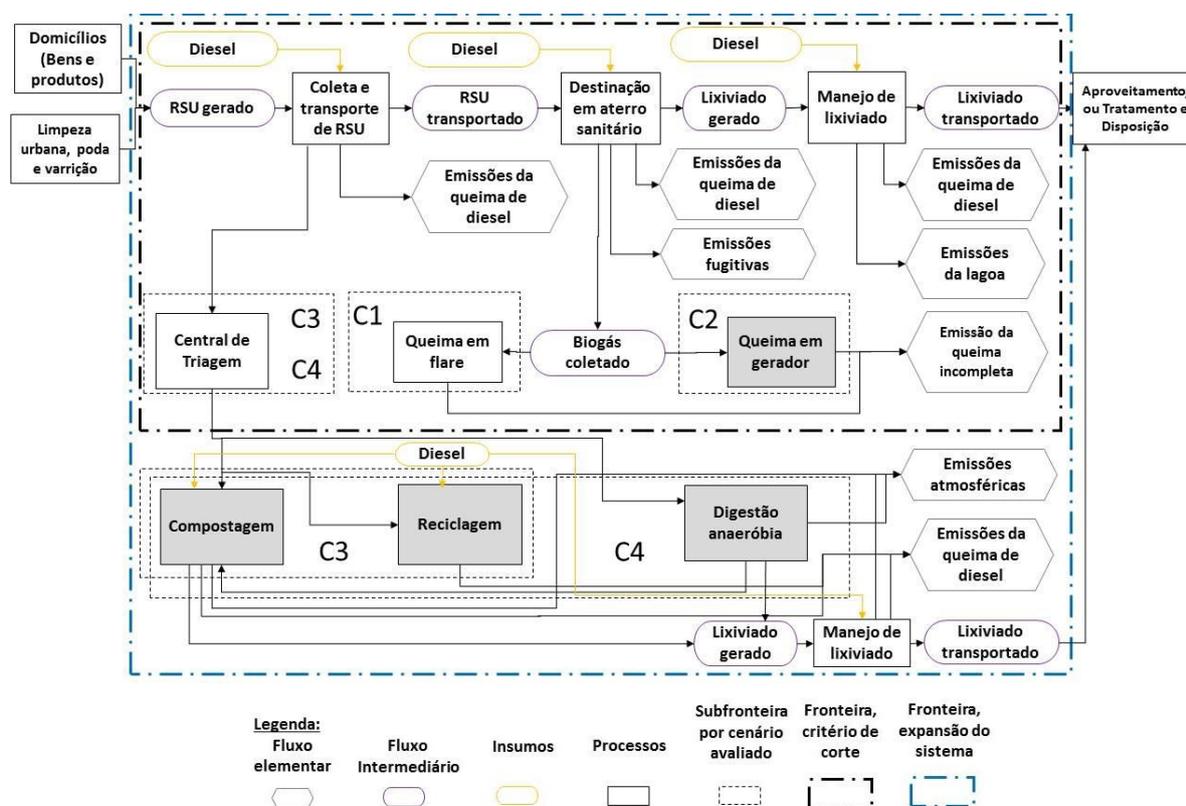
Os cenários avaliados nesse estudo representam diferentes realidades de GRSU. A recuperação de materiais do RSU foi 2,9 % no município de Feira de Santana (PMGIRS-FSA, 2016) e 4,0 % na média nacional (ABRELPE, 2019) em 2018, assim essas realidades são mais semelhantes ao

C1 e C2. A média europeia de recuperação de materiais do RSU foi 54 % em 2018, entretanto países como a Itália, Bélgica, Dinamarca e Eslovênia apresentaram taxas acima de 80 % (EUROSTAT, 2020) e, portanto, são mais semelhantes ao C3 e C4.

4.2 DEFINIÇÃO DE OBJETIVO E ESCOPO

O objetivo deste trabalho foi avaliar a demanda energética e pegada de carbono do ciclo de vida do GRSU do município de Feira de Santana-BA, abrangendo as seguintes etapas: coleta e transporte, triagem, tratamento e disposição, e pós-tratamento com o manejo do lixiviado. O público-alvo desse estudo é a comunidade acadêmica e os gestores e administradores de instituições e organizações públicas e privadas de GRSU. A unidade funcional do estudo foi 1 t de RSU gerenciado. O sistema de produto do GRSU do cenário base (C1) e cenários propostos (C2, C3 e C4) é apresentado na Figura 16.

Figura 16. Sistema de produto dos cenários avaliados de GRSU de Feira de Santana.



Bens e produtos: alimentos, itens constituídos de papel, plástico, metal, vidro, madeira, têxtil, cerâmicos, borracha, entre outros materiais.

Foi considerado o procedimento de alocação de subdivisão de processo com o critério de corte (ABNT, 2009b) para os coprodutos dos cenários propostos. No entanto, considerou-se adicionalmente o procedimento de alocação da expansão do sistema de produto (ABNT, 2009b) para contabilizar os insumos primários a serem substituídos (denominados de produtos evitados) pelos coprodutos dos cenários propostos de recuperação de recurso. A seguir, são descritos os processos de cada etapa que compõe as rotas tecnológicas dos cenários avaliados e os respectivos critérios de modelagem adotados nesse estudo.

4.2.1 Coleta e Transporte (CT)

A coleta e transporte do RSU utilizou 19 caminhões compactadores e 1 caminhão basculante que percorreram, em média, 2500 km·mês⁻¹ cada um. O caminhão compactador (tipo VW-17 230) e caminhão basculante (tipo *rollon-rolloff*) são movidos a diesel com desempenho médio de 1,34 km·L⁻¹. Os caminhões operaram 8 horas por dia, em média, durante 312 dias·ano⁻¹ e percorreram cerca de 30 000 km cada um em 2018. Foi considerado o mesmo sistema de coleta e transporte nos cenários avaliados.

4.2.2 Cenário 1 (C1): Disposição em Aterro Sanitário (AS)

O C1 representa a situação predominante de Feira de Santana em 2018, na qual o RSU é destinado em aterro sanitário com queima do biogás em *flare*. A eficiência de coleta do biogás do aterro sanitário é 65 %, enquanto a eficiência da queima do metano contido no biogás é 90 % no *flare* (DNV, 2007). As emissões de metano do aterro sanitário foram estimadas no software Biogás™ versão 1.0 (CETESB, 2006). Utilizou-se a densidade de 0,717 kg·Nm⁻³ CH₄ (FERRER e ALVES, 2006; TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993) e a vazão anual, levando-se em conta as eficiências de coleta e queima do gás, para obter a massa de metano emitida na atmosfera.

O trator de esteira (tipo CAT-D6) do aterro sanitário operou por 1790 h·ano⁻¹ e a retroescavadeira operou por 2426 h·ano⁻¹ com um consumo de diesel de 22 L·h⁻¹ e

10 L·h⁻¹, respectivamente (SMSP-FSA, 2018). O consumo total do maquinário do aterro sanitário foi 63 640 L de diesel em 2018.

O lixiviado da lagoa de armazenamento foi retirado a uma taxa de 60 m³·dia⁻¹ e transportado de caminhão, em duas viagens de ida e volta, até o local de tratamento à 97,8 km do aterro sanitário (comunicação pessoal). Considerou-se um consumo de diesel de 1,5 km·L⁻¹ e 2,5 km·L⁻¹ para o caminhão carregado de lixiviado e vazio, respectivamente, totalizando um consumo de 76 154 L de diesel em 2018.

4.2.3 Cenário 2 (C2): Disposição em Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe)

O C2 é um aprimoramento do C1 com a utilização do biogás para gerar eletricidade. Admitiu-se a mesma eficiência de coleta de biogás do aterro sanitário do C1 com uma eficiência de queima de 99 % do biogás no gerador (USEPA, 2011).

O software BiogásTM versão 1.0 (CETESB, 2006) foi usado para converter a vazão de metano do biogás em potência disponível (Apêndice, Figura A1 e Figura A2) na forma de combustível com o Poder Calorífico Inferior do metano de 35,8 MJ·m⁻³ (TCHOBANOGLOUS *et al.*, 2002). Foi considerada uma eficiência de 33 % na conversão de energia térmica do biogás coletado em energia elétrica (CETESB, 2006). O C2 considerou o produto evitado da substituição da energia elétrica de baixa tensão da matriz brasileira (Tabela 3) pela energia elétrica gerada no aterro sanitário.

Tabela 3. Demanda energética e pegada de carbono da produção de insumo primário e da recuperação de recurso por componente do RSU.

Tipo de Insumo		Componente no RSU / %	DEA dos Insumos Primários / MJ	DEA da Recuperação dos Recursos / MJ	GEE dos Insumos Primários / kgCO ₂ eq	GEE da Recuperação dos Recursos / kgCO ₂ eq
Fração seca	Plástico / kg	19	81	4,1	2,3	0,3
	Papel / kg	20	37	0,7	1,3	0,1
	Vidro / kg	1	17	0,1	1,0	0,0
	Aço ^a / kg	0,94	21	1,0	1,7	0,1
	Alumínio ^a / kg	0,06	197	0,0	18,2	0,0

Tipo de Insumo		Componente no RSU / %	DEA dos Insumos Primários / MJ	DEA da Recuperação dos Recursos / MJ	GEE dos Insumos Primários / kgCO ₂ eq	GEE da Recuperação dos Recursos / kgCO ₂ eq
Fração úmida	Nitrogênio (N) ^b / kg	0,81	61	*n/a	9,9	*n/a
	Fósforo (P) ^b / kg	0,12	80	*n/a	4,2	*n/a
	Potássio (K) ^b / kg	0,24	4,8	*n/a	0,4	*n/a
	Energia elétrica ^c / MJ	n/a	1,7	*n/a	0,0736	*n/a

Não se aplica (n/a) *A DEA e GEE da recuperação de recurso do NPK na Compostagem e energia elétrica do aterro sanitário e digestor anaeróbio foram considerados nos cenários avaliados. ^a Considerou-se 94 % de aço e 6 % de alumínio dos metais (KING e GUTBERLET, 2013). ^b 2,7 % de Nitrogênio (N), 0,4 % Fósforo (P) e 0,8 % de Potássio (K) no composto orgânico (SILVA *et al.*, 2002). ^c A geração e distribuição de energia elétrica considerou a matriz elétrica do Brasil conformeecoinvent™ 3.5 (MORENO-RUIZ *et al.*, 2018) substituída pela energia elétrica do biogás.

4.2.4 Cenário 3 (C3): Tratamento com Reciclagem de Material (RE) e Compostagem (CO)

A reciclagem do C3 considerou a Central de Tratamento de Resíduos (CTR) com a triagem dos materiais secos de forma manual e mecanizada e envio dos materiais triados para o processamento e comercialização. O transporte dos materiais triados considerou uma distância de 100 km, usando caminhões com capacidade de 24 t e movidos a diesel com desempenho de 1,5 km·L⁻¹ e 2,5 km·L⁻¹ quando carregados e vazios, respectivamente.

A compostagem dos materiais orgânicos biodegradáveis do C3 (a exemplo de um pátio de compostagem com área de 8,4×10⁴ m²) considerou uma retroescavadeira para revirar as 120 leiras com um consumo médio de diesel de 10 L·h⁻¹ durante 1190 h·ano⁻¹, totalizando um consumo anual de 11 900 L de diesel. Considerou-se a geração de 0,15 m³ de lixiviado por tonelada de material orgânico biodegradável processado em área aberta (MCDUGALL *et al.*, 2001). O tipo de transporte e o destino desse lixiviado considerou as mesmas especificações daquele apresentado no C1. Considerou-se que o composto orgânico foi transportado a uma distância média de

100 km (GOMES *et al.*, 2015; MCDOUGALL *et al.*, 2001) por caminhões com as mesmas especificações de capacidade de carga e desempenho daqueles definidos para o material triado da reciclagem.

Os produtos evitados da substituição de insumos de origem primária (Tabela 3) consideraram as massas dos recursos recuperados da reciclagem (Papel, Plástico, Metal e Vidro) e compostagem (Composto orgânico com NPK – Nitrogênio, Fósforo e Potássio) a partir da composição gravimétrica do RSU. Os inventários de segundo plano dos insumos primários considerados como produtos evitados são apresentados no (Apêndice A, Tabela A2).

4.2.5 Cenário 4 (C4): Tratamento com Reciclagem de Material (RE), Digestão Anaeróbia (DA) e Compostagem (CO)

O C4 considerou a reciclagem idêntica àquela do C3. A digestão anaeróbia do material orgânico biodegradável, 49 % do RSU (Tabela 1), considerou uma planta de biometanização do tipo Kompogas®. O volume de biogás produzido no digestor anaeróbio foi $125 \text{ Nm}^3 \cdot \text{t}^{-1}$ de material orgânico biodegradável (BRASIL, 2015). Adotou-se uma concentração volumétrica de metano de 58 % do biogás produzido, valor este intermediário a faixa de (40 a 75) % determinada por Salomon e Lora (2009). O Poder Calorífico Inferior adotado para o metano e a eficiência de conversão de energia térmica do biogás coletado em energia elétrica foram iguais àquelas apresentadas no C2. O digestor anaeróbio do tipo Kompogas® demandou 25 % da energia elétrica total produzida na sua operação (BRASIL, 2015). Considerou-se 2 % de perda da vazão total de biogás produzido no digestor anaeróbio com a emissão direta do CH_4 na atmosfera (FRUERGGAARD e ASTRUP, 2011; IPCC, 2006).

Após a digestão anaeróbia, o material digerido seguiu para a compostagem e o composto orgânico foi transportado para o aproveitamento como fertilizante agrícola. Os produtos evitados da substituição de insumos de origem primária (Tabela A2) consideraram as quantidades dos materiais recuperados com a reciclagem e compostagem a partir da composição gravimétrica do RSU e energia recuperada com a digestão anaeróbia a partir da modelagem da energia elétrica produzida.

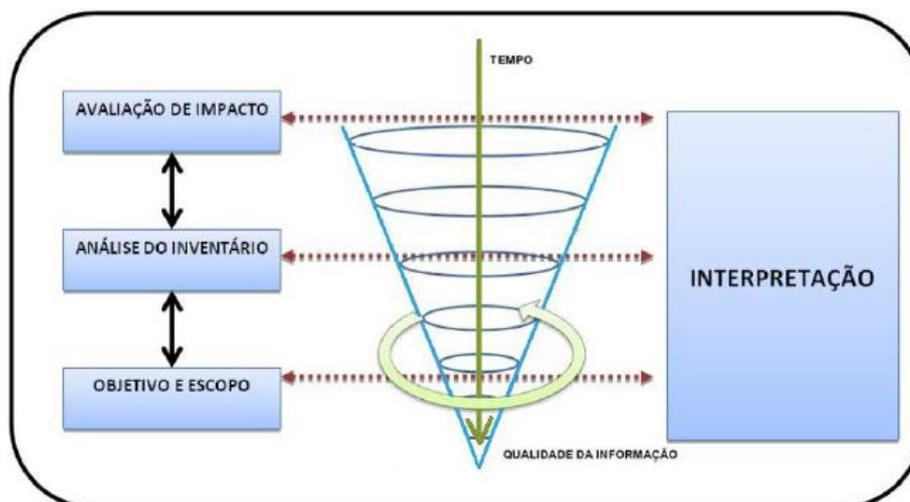
4.3 INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA (ICV)

O inventário de primeiro plano do cenário base foi elaborado a partir de dados do GRSU e modelagem com parâmetros do local. Nos cenários propostos, foram considerados dados obtidos da literatura e comunicação pessoal com operadores do sistema e fabricantes dos equipamentos estudados (Apêndice, Tabela A1).

4.3.1 Aplicação do Método do Cone – Invertido

O método do Cone-Invertido apoiou a elaboração do inventário de primeiro plano a partir da análise preliminar de contribuição dos aspectos e impactos ambientais para priorizar a melhoria da qualidade dos dados de maior relevância no estudo (MEDEIROS et al. 2018 apud TECLIM e COELBA 2009).

Figura 17. Desenho esquemático do método do Cone-Invertido na estrutura da ACV.



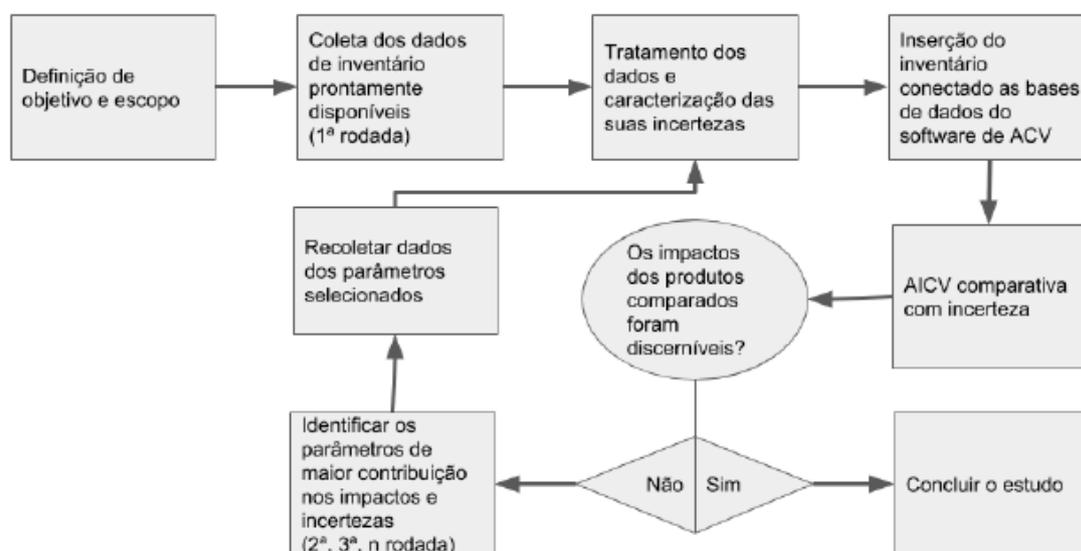
Fonte: Medeiros et al. (2018 apud TECLIM e COELBA 2009).

De acordo com Medeiros et al. (2018) o método do Cone-Invertido faz a consideração da primeira rodada de resultados a partir dos dados disponíveis, os primeiros dados encontrados, ainda que estes possuam baixa confiança quanto à sua qualidade. Durante a aplicação do método e o avanço dos estudos, os esforços de melhoria dos dados são priorizados para aqueles mais relevantes no impacto ambiental dos produtos ou cenários

em comparação. Deste modo, haverá uma interação contínua entre as fases de ICV e AICV até que os sistemas de produto estejam discerníveis para a tomada de decisão.

A aplicação dessa metodologia foi feita com o objetivo de validar a coleta de informações com transparência quanto às suposições e limitações de ICV da gestão de RSU em Feira de Santana em todas as etapas do processo, em todos os dados obtidos, aumentando, por meio dessa técnica a confiabilidade dos resultados. O método aplicado seguiu o fluxo proposto por Medeiros et al. (2018):

Figura 18. Procedimento de aplicação do método Cone-Invertido.



Fonte: Medeiros et al. (2018).

4.4 AVALIAÇÃO DE IMPACTO DO CICLO DE VIDA (AICV)

Os dados inventariados foram modelados no software SimaPro v.9.0.0.49 utilizando o banco de dados do Ecoinvent 3.5 (Tabela A2). A categoria de aspecto ambiental, Demanda de Energia Acumulada (DEA) (*Cumulative Energy Demand - CED*) versão 1.11 foi utilizada para avaliação da demanda energética do sistema, enquanto a categoria de impacto ambiental, representada pelo método (IPCC-2013 GWP 100a) versão 1.01 foi utilizado para avaliar as emissões de GEE. A interpretação do estudo incluiu a análise comparativa, análise de contribuição, análise de cenário e análise de sensibilidade.

4.5 ANÁLISE DE SENSIBILIDADE

A destinação de RSU em aterro apresentou a maior contribuição para a emissão de GEE em sistemas de GRSU (ISTRATE *et al.*, 2020; IQBAL *et al.*, 2019). Assim, foi analisada a sensibilidade de parâmetros associados à estimativa do metano produzido no aterro sanitário. O modelo de decaimento de primeira ordem (Equação 1) apresenta as variáveis que influenciam na geração de metano em um aterro sanitário. A Equação 1 foi modelada no software Biogás™ versão 1.0 (CETESB, 2006) que utiliza o modelo matemático da *United States Environmental Protection Agency* (USEPA, 2005).

$$Q_x := k \times R_x \times L_0 \times e^{-k \times (x-t)}, \quad (1)$$

Onde,

Q_x representa a Geração de Metano do Aterro no ano x ($\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{ano}^{-1}$);

k representa a Constante de Decaimento (ano^{-1});

R_x representa o Fluxo de RSU no ano x (kg);

L_0 representa o Potencial de Geração de Metano ($\text{m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{kg}^{-1}$);

x representa o ano de referência do estudo (ano);

t representa o ano de deposição do resíduo no aterro (ano).

Os parâmetros de k ($0,08 \text{ ano}^{-1}$) e L_0 ($87 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$) em C1 e C2 foram obtidos localmente e validados por uma empresa que operou o aterro sanitário (DNV, 2007). A primeira análise de sensibilidade considerou a produção de gás metano a partir de diferentes parâmetros de k ($0,13 \text{ ano}^{-1}$) e L_0 ($45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$) em C1-s1 e C2-s1 e k ($0,05 \text{ ano}^{-1}$) e L_0 ($170 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$) em C1-s2 e C2-s2 encontrados na literatura (Tabela A3). A pegada de carbono referente à análise de sensibilidade dos parâmetros de k e L_0 do aterro sanitário foram somadas às contribuições das demais etapas do GRSU do C1 e C2.

A segunda análise de sensibilidade considerou às emissões anuais de metano do aterro sanitário ao longo da sua vida útil, desde a abertura em 2002 com encerramento projetado para 2032 e monitoramento até 2062. A pegada de carbono referente à

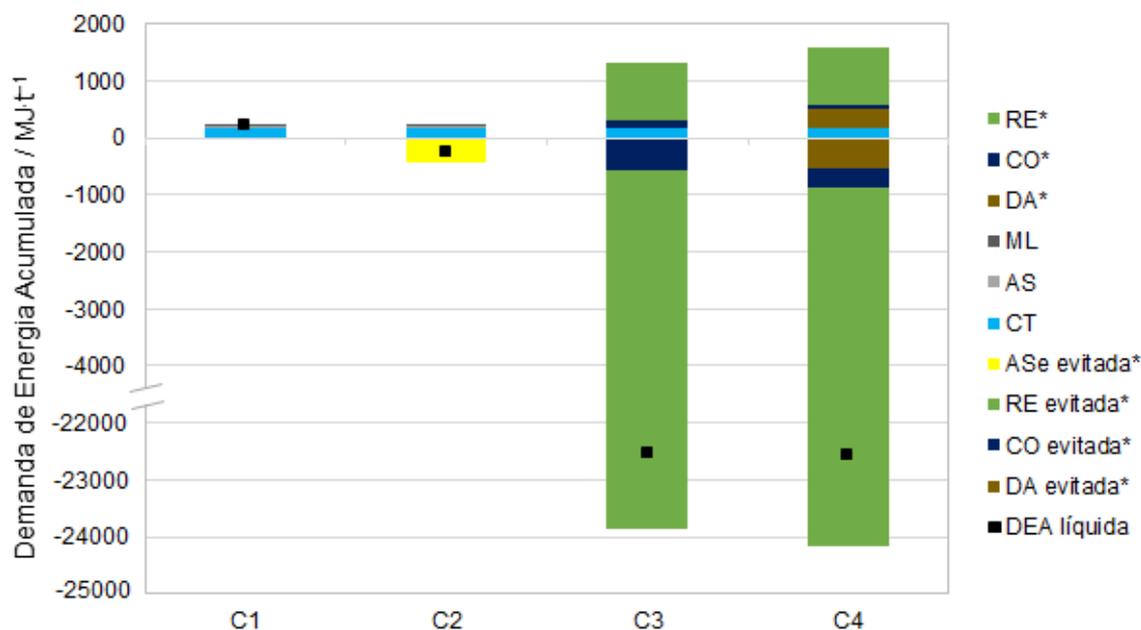
projeção das emissões de metano por ano do aterro sanitário foram somadas às contribuições das demais etapas do GRSU do C1 e C2.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 ANÁLISE DE COMPARAÇÃO E CONTRIBUIÇÃO DOS CENÁRIOS AVALIADOS

A DEA do C1 e C2 foi $215 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$, enquanto do C3 e C4 foi $180 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ com o critério de corte. A expansão do sistema de produto para incluir o transporte e processamento dos materiais recuperados do RSU aumentou a DEA para $1137 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ em C3 e $1092 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ em C4. A recuperação de recursos energéticos na forma de energia elétrica gerou $264 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ do aterro sanitário que representou $-449 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ de DEA do produto evitado no C2 e $308 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ do digestor anaeróbico que representou $-524 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ de DEA do produto evitado no C4. A recuperação de recursos materiais da reciclagem e compostagem resultou em $-23\,857 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ no C3 e $-23\,637 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ no C4 de DEA dos produtos evitados. Portanto, a DEA líquida foi $-234 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ no C2, $-22\,550 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ no C3 e $-22\,578 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ no C4 com a expansão do sistema de produto (Figura 19).

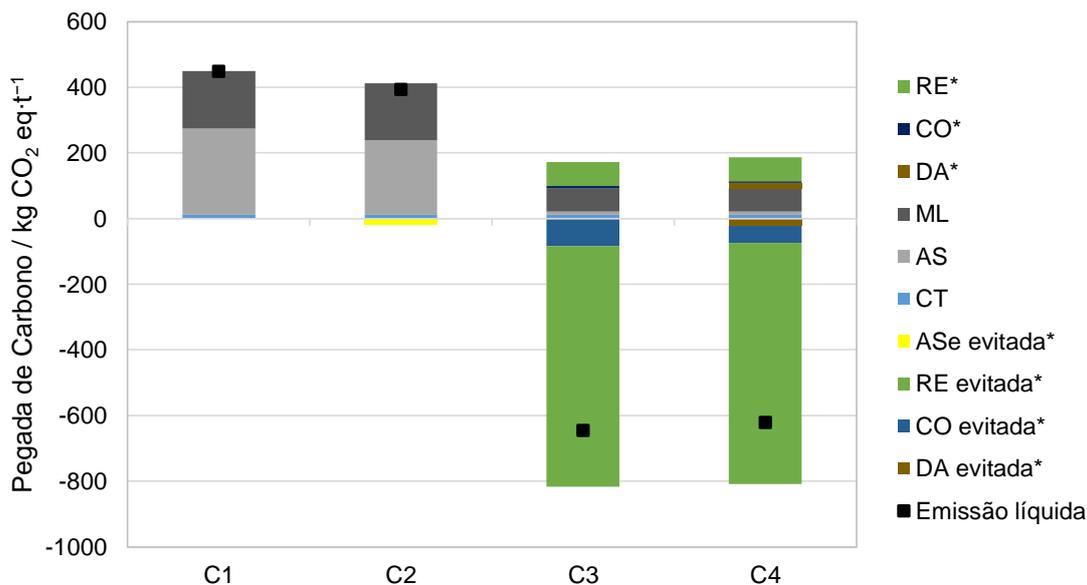
Figura 19. Demanda de Energia Acumulada no GRSU dos cenários avaliados (DEA do RSU em MJ·t⁻¹).



Siglas: Coleta e Transporte (CT), Aterro Sanitário (AS), Manejo de Lixiviado (ML), Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe), Reciclagem (RE), Compostagem (CO) e Digestão Anaeróbia (DA). *Utilizou-se a expansão do sistema de produto em RE, CO e DA para considerar o gerenciamento (transporte e processamento) dos materiais recuperados; enquanto os coprodutos do GRSU em ASe evitada, RE evitada, CO evitada e DA evitada substituíram os insumos materiais e energéticos de origem primária.

A pegada de carbono foi 449 kg CO₂eq·t⁻¹ no C1 e 412 kg CO₂eq·t⁻¹ no C2, enquanto esses valores diminuíram para 92 kg CO₂eq·t⁻¹ no C3 e C4 com o critério de corte. A expansão do sistema de produto para incluir o transporte e processamento dos materiais recuperados do RSU aumentou a pegada de carbono para 172 kg CO₂eq·t⁻¹ no C3 e 169 kg CO₂eq·t⁻¹ no C4. A recuperação de recursos energéticos na forma de energia elétrica do aterro sanitário resultou em -19 kg CO₂eq·t⁻¹ de pegada de carbono do produto evitado no C2 e do digestor anaeróbio resultou em -23 kg CO₂eq·t⁻¹ de pegada de carbono do produto evitado no C4. A recuperação de recursos materiais da reciclagem e compostagem resultou em -817 kg CO₂eq·t⁻¹ no C3 e -786 kg CO₂eq·t⁻¹ no C4 de pegada de carbono dos produtos evitados. Portanto, a pegada de carbono líquida foi 393 kg CO₂eq·t⁻¹ no C2, -645 kg CO₂eq·t⁻¹ no C3 e -622 kg CO₂eq·t⁻¹ em C4 com a expansão do sistema de produto (Figura 20).

Figura 20. Pegada de Carbono no GRSU dos cenários avaliados (GEE do RSU em kg CO₂eq.t⁻¹).



Siglas: Coleta e Transporte (CT), Aterro Sanitário (AS), Manejo de Lixiviado (ML), Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe), Reciclagem (RE), Compostagem (CO) e Digestão Anaeróbia (DA).

*Utilizou-se a expansão do sistema de produto em RE, CO, DA para considerar o gerenciamento (transporte e processamento) dos materiais recuperados. Os coprodutos do GRSU em ASe evitada, RE evitada, CO evitada e DA evitada substituíram os insumos materiais e energéticos de origem primária.

A maior quantidade de RSU encaminhado para o aterro sanitário do C1 e C2 reduziu a produção de eletricidade e o potencial de créditos de carbono do GRSU comparado ao digestor anaeróbio do C4 devido as maiores taxas de emissões fugitivas do aterro sanitário. Dessa forma, C3 e C4 apresentaram uma redução na emissão de GEE devido à redução da quantidade de RSU encaminhado para o aterro sanitário. Ademais, a recuperação de recurso com a reciclagem do material seco e aproveitamento dos nutrientes do composto orgânico contribuíram na redução das emissões de GEE líquidas do GRSU com valores negativos devido aos produtos evitados. Deste modo, C3 e C4 apresentam mais benefícios ambientais comparado ao C1 e C2 nas categorias analisadas com diferentes fronteiras do sistema de produto.

5.1.1 Cenário 1 (C1): Disposição em Aterro Sanitário (AS)

A etapa de Coleta e Transporte contribuiu com 78 % da DEA do C1 devido ao consumo de diesel dos caminhões, seguido do Manejo de Lixiviado 12 % e Aterro Sanitário com 10 %. A etapa de tratamento e disposição do RSU no Aterro Sanitário contribuiu com

59 % da pegada de carbono, seguido do Manejo de Lixiviado com 39 % e Coleta e Transporte com 2 %. A vazão de metano no aterro sanitário no software Biogás™ foi $4,5 \times 10^6 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{ano}^{-1}$, a qual foi multiplicada pela taxa de emissões fugitivas e pela densidade do metano que resultou em $1,4 \times 10^6 \text{ kg CH}_4 \cdot \text{ano}^{-1}$ emitidos para a atmosfera em 2018. A literatura de revisão sistemática de ACV em sistemas de GRSU, a exemplo de Istrate *et al.* (2020) e Dai-Prá *et al.* (2018), apresentaram as emissões fugitivas de metano do Aterro Sanitário como a maior contribuição da pegada de carbono do GRSU. A maior contribuição da pegada de carbono do Manejo de Lixiviado foi a emissão de metano (99 %) oriunda das lagoas de armazenamento de lixiviado (WANG *et al.*, 2017).

5.1.2 Cenário 2 (C2): Disposição em Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe)

As contribuições da DEA do C2 mantiveram-se iguais àquelas do C1, na qual, a maior contribuição foi a etapa de coleta e transporte. A pegada de carbono do C2 foi 8 % menor comparada àquela do C1 devido à queima mais eficiente do metano contido no biogás coletado para a produção de energia elétrica. Ademais, a expansão do sistema de produto do C2 incluiu o produto evitado da recuperação energética do biogás do aterro sanitário.

5.1.3 Cenário 3 (C3): Tratamento com Reciclagem de Material (RE) e Compostagem (CO)

A DEA do aterro sanitário e manejo de lixiviado do C3 diminuiu 91 % e 58 %, respectivamente, comparada àquela do C1 devido a menor quantidade de RSU destinado no aterro sanitário do C3. As maiores contribuições da DEA com a expansão do sistema de produto no C3 foram da etapa de reciclagem com $1020 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$, onde a maior contribuição foi oriunda da triagem mecanizada dos materiais, e compostagem com $117 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$. A DEA dos produtos evitados do C3 da reciclagem foi $-23\,276 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$, enquanto da compostagem foi $-582 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$. O plástico e papel recuperado do RSU representaram 96 % da DEA dos produtos evitados do C3. O plástico e o papel representaram a maior quantidade de material seco na composição gravimétrica do RSU e valores altos de DEA na produção dos insumos primários (Tabela A2).

A contribuição absoluta de coleta e transporte na pegada de carbono do C3 se manteve igual àquela do C1. A pegada de carbono do aterro sanitário do C3 diminuiu 96 % e do manejo de lixiviado diminuiu 40 % comparado àquela do C1. As reduções das emissões de GEE do aterramento de RSU e manejo de lixiviado do C3 foram oriundas da diminuição da quantidade de material encaminhado para o aterro sanitário, o que por consequência diminuiu a operação das máquinas, emissões fugitivas e geração de lixiviado do aterro sanitário. As maiores contribuições da pegada de carbono com a expansão do sistema de produto no C3 foram da etapa de reciclagem com $72 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$, seguido de manejo de lixiviado $70 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$, coleta e transporte com $11 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$, aterro sanitário com $11 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$ e compostagem com $8 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$. A pegada de carbono da reciclagem foi $-734 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$, enquanto da compostagem foi $-83 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$ devido à substituição de materiais primários por materiais reciclados e composto orgânico.

5.1.4 Cenário 4 (C4): Tratamento com Reciclagem de Material (RE), Digestão Anaeróbia (DA) e Compostagem (CO)

A geração de metano no digestor anaeróbio foi calculada em $5,6 \times 10^6 \text{ Nm}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{ano}^{-1}$ que representou uma geração de energia do biogás de $2,0 \times 10^4 \text{ MWh} \cdot \text{ano}^{-1}$ e potência bruta de 2,3 MW. As contribuições absolutas de DEA da reciclagem, aterro sanitário e manejo de lixiviado do C4 foram iguais àsquelas do C3, enquanto àquela da DA foi $312 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ e da CO foi $72 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$. A DEA do produto evitado do C4 apresentou a maior contribuição oriunda dos materiais recuperados da Reciclagem. A DEA do produto evitado da compostagem da fração orgânica do RSU do C4 foi $-361 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$, apresentando um benefício 39 % menor comparado àquela do C3 devido a menor quantidade de material compostado. A geração de energia elétrica do digestor anaeróbio foi $308 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$, contribuindo com $-524 \text{ MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ para a DEA do produto evitado do C4.

As contribuições absolutas da pegada de carbono da reciclagem, aterro sanitário e manejo de lixiviado do C4 foram iguais àsquelas do C3, enquanto àquela da DA foi $18 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$ e da CO foi $5 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$. A pegada de carbono dos produtos evitados do C4 foram oriundos da reciclagem com $-734 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$, compostagem com $-52 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$ e digestão anaeróbia com $-23 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{t}^{-1}$.

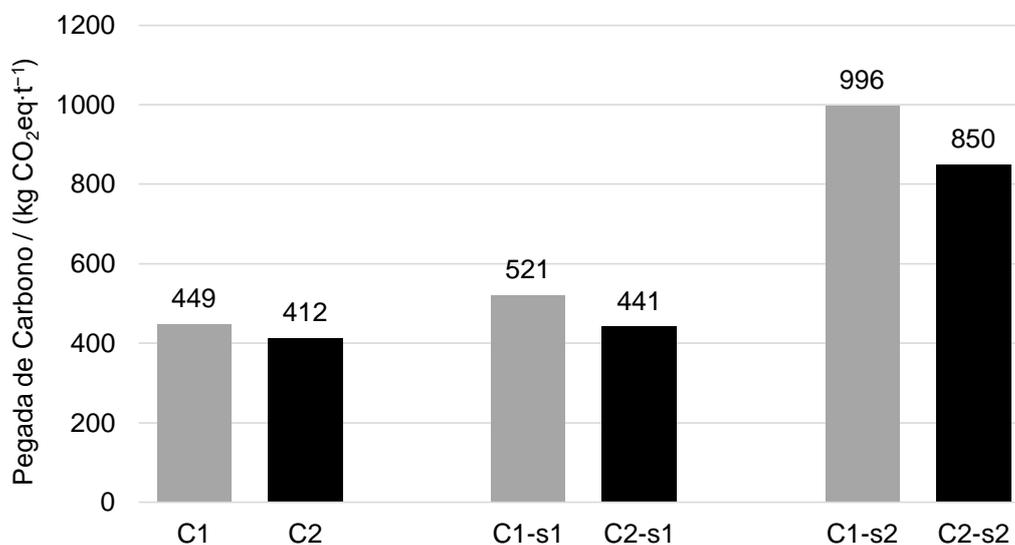
5.2 INTERPRETAÇÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS

5.2.1 Análise de Sensibilidade

A análise de sensibilidade dos cenários do aterro sanitário com diferentes parâmetros de k e L_0 no software Biogás™ resultou em (412 a 996) kg CO₂eq·t⁻¹ (Figura 21), com uma geração de energia elétrica de (264 a 395) MJ·t⁻¹ (Figura 22).

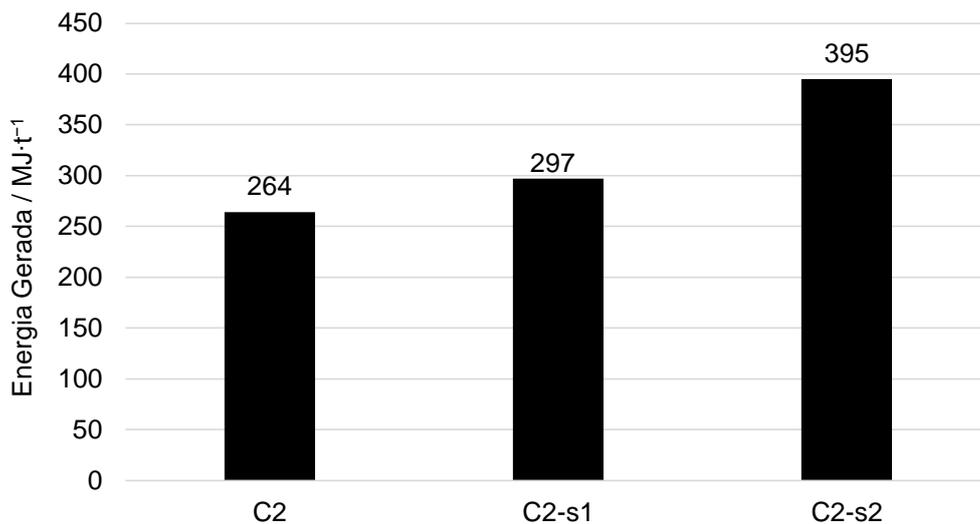
A pegada de carbono de C1 e C2 no ano base de 2018 foram menores que àquela com o valor médio estimado a partir da vida útil do aterro sanitário (Figura 5). Portanto, a análise das emissões de GEE ao longo da vida útil do aterro sanitário apresentou-se relevante para a estimativa da pegada de carbono do GRSU.

Figura 21. Pegada de carbono no GRSU do C1 e C2 com a análise de sensibilidade das emissões de GEE em kg CO₂eq·t⁻¹ de RSU.



Adotou-se $k = 0,08 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 87 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$ em C1 e C2, $k = 0,13 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$ em C1-s1 e C2-s1, e $k = 0,05 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 170 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$ em C1-s2 e C2-s2.

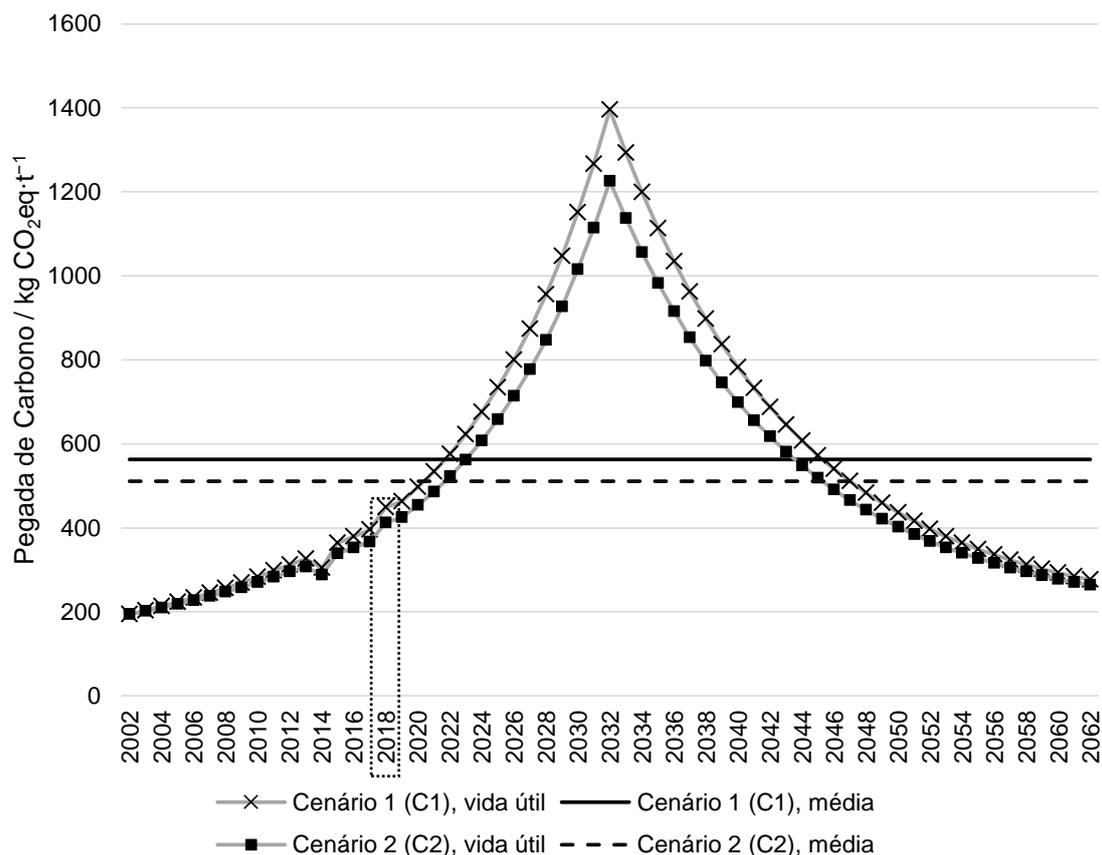
Figura 22. Energia elétrica gerada no aterro sanitário do C2 com a análise de sensibilidade do aproveitamento do biogás em $\text{MJ}\cdot\text{t}^{-1}$ de RSU.



Adotou-se $k = 0,08 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 87 \text{ m}^3 \text{ CH}_4\cdot\text{t}^{-1}$ em C2, $k = 0,13 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4\cdot\text{t}^{-1}$ em C2-s1, e $k = 0,05 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 170 \text{ m}^3 \text{ CH}_4\cdot\text{t}^{-1}$ em C2-s2.

As emissões de GEE dos cenários C1 e C2 calculadas para o ano base de 2018 (Figura 23), utilizando k ($0,08 \text{ ano}^{-1}$) e L_0 ($87 \text{ m}^3\text{CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$), foram menores do que o valor médio das emissões que ocorrem durante a vida útil do aterro desde a sua abertura em 2002, passando pelo seu encerramento projetado para 2032 e monitoramento após o encerramento até 2062. A análise das emissões de longo prazo dos aterros sanitários apresentou-se relevante para a estimativa da pegada de carbono do GRSU.

Figura 23. Pegada de carbono no C1 e C2 ao longo da vida útil projetada para o aterro sanitário de Feira de Santana.



5.2.2 Comparação dos Resultados de ACV de GRSU

Foram encontrados valores referentes à demanda energética e pegada de carbono na literatura consultada de ACV do GRSU. A DEA variou de (- 4695 a 2754) MJ.t⁻¹, enquanto as emissões de GEE variaram de (48 a 1620) kg CO₂eq.t⁻¹ (Quadro 3). As variações, principalmente com relação à DEA, devem-se a características e aspectos locais como a quantidade de RSU gerenciada, o arranjo tecnológico adotado, as frações de material recuperado e aspectos culturais. Os valores apresentados consideram o cenário base de cada local, os resultados mostram a recuperação energética a partir do RSU, ou a demanda energética do sistema com critério de corte.

Quadro 3. Demanda de Energia Acumulada (DEA) e Pegada de Carbono (emissões de GEE) da literatura consultada de ACV de GRSU.

Estudo		Local	Capacidade do GRSU / t·ano ⁻¹ de RSU	Etapas e processos do GRSU*	DEA / MJ·t ⁻¹ de RSU	GEE / kg CO ₂ eq·t ⁻¹ de RSU
Esse estudo	C1	Feira de Santana-BA, Brasil	1,57×10 ⁵	CT, AS, ML	215	449
	C2 (critério de corte)					412
	C3 e C4 (critério de corte)				180	92
Liikanen <i>et al.</i> (2018)		São Paulo-SP, Brasil	3,80×10 ⁶	CT, AS e ML	n/a	278
Mersoni e Reichert (2017)		Garibaldi-RS, Brasil	7,26×10 ³	CT, AS, ML, CO e RE	2754	408
Soares <i>et al.</i> (2017)		Caieiras-SP, Brasil	3,14×10 ⁶	AS	n/a	466
Iqbal <i>et al.</i> (2019)		Hong Kong, China	3,78×10 ⁶	CT, AS, ML, CO e RE	41	114 a 358
Zhou <i>et al.</i> (2018)		Hangzhou, China	3,68×10 ⁶	CT, AS, ASe, DA, IN e ML	- 733	502
Starostina <i>et al.</i> (2018)		Irkutsk, Russia	5,00×10 ⁵	CT e AS	n/a	160
Rajcoomar e Ramjeawon (2017)		Ilhas Maurício	4,28×10 ⁵	CT, AS, IN, ML, CO e RE	610	770
Sharma e Chandel (2016)		Mumbai, Índia	3,29×10 ⁶	CT, AS, ASe, DA, IN, CO, RE e ML	183	1012
Turner <i>et al.</i> (2016)		Cardiff, Wales	1,69×10 ⁵	CT, AS, IN, DA, ML, CO e RE	111	48
Friedrich e Trois (2016)		eThekwini, South Africa	8,44×10 ⁵	CT, AS e ML	n/a	145 a 1016
Coventry <i>et al.</i> (2016)		Austin, EUA	1,22×10 ⁵	CT, AS, ML, CO e RE	n/a	1620
Mengue <i>et al.</i> (2015)		Três Cachoeiras-RS, Brasil	6,12×10 ⁵	CT, AS, CO e RE	1216	n/a
Rajaeifar <i>et al.</i> (2015)		Teerā, Iran	2,72×10 ⁵	CT, DA, AS, ML, CO e RE	- 1099 a - 4695	835

*Siglas: Coleta e Transporte (CT), Aterro Sanitário (AS), Manejo de Lixiviado (ML), Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe), Reciclagem (RE), Compostagem (CO), Digestão Anaeróbia (DA), e Incineração (IN). Não se aplica (n/a).

Os maiores valores de DEA e emissão de GEE desse estudo foram do C1 e C2, enquanto os menores foram do C3 e C4, o que foi confirmado nos trabalhos de Iqbal *et al.* (2019) e Turner *et al.* (2016) que incluíram a reciclagem, compostagem e digestão anaeróbia no GRSU (Quadro 3). A maior DEA da recuperação de recurso na forma de produtos evitados desse estudo foi do C4, seguido do C3 (Figura 19).

O C3 e C4 apresentaram um alto potencial de DEA evitada pela substituição de insumos primários. No entanto, a taxa de recuperação de recurso adotada em C3 e C4 é encontrada em países europeus (EUROSTAT, 2020), devendo o Brasil avançar para alcançar esse patamar mais próximo do resíduo zero. A meta de recuperação de recurso do RSU de Feira de Santana foi 22 % dos materiais secos (11 % do RSU) e 7 % dos materiais orgânicos biodegradáveis (3 % do RSU) até 2019, totalizando 14 % de recuperação do RSU. No entanto, a recuperação total do RSU de Feira de Santana em 2018 foi 2,9 % (PMGIRS-FSA, 2016), o que demonstra a necessidade de governança e cumprimento de metas de recuperação de recurso do RSU, visto os benefícios de redução da demanda energética e emissões de GEE no GRSU.

As emissões de GEE *per capita* no mundo foram $9,7 \text{ t CO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$ em média e devem ser reduzidas para $1,5 \text{ t CO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$ de modo a estabilizar a temperatura média global até 2050 (IPCC, 2019). O setor de resíduos emitiu 5 % do GEE no Brasil, do qual 52 % foi oriundo da Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos (SEEG, 2019), que representa um limite de $38 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$ *per capita* referente ao GRSU até 2050 de acordo com IPCC (2019).

A taxa de atendimento da coleta de RSU no Brasil foi 91 % em 2017 (ABRELPE, 2017) com uma emissão de $47 \text{ Mt CO}_2\text{eq}$ no setor de GRSU em 2018 (SEEG, 2019), resultando em uma emissão *per capita* de $235 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$. As emissões de GEE *per capita* em Feira de Santana, estimadas a partir do C1 com uma geração de RSU *per capita* média de $0,26 \text{ t}\cdot\text{ano}^{-1}$, resultaram em $116 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$, valor menor que àquele do Brasil mas acima do limite das emissões de GEE até 2050. O limite *per capita* de $38 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$ é atendido com a redução de (67 e 64) % da massa de RSU

per capita no C1 e C2, respectivamente, e 59 % no C3 e C4 considerando o critério de corte. No entanto, com a expansão da fronteira do sistema de produto, apenas o C3 e C4 atendem o limite das emissões de GEE *per capita* até 2050 com $-167 \text{ kg CO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$ e $-161 \text{ kgCO}_2\text{eq}\cdot\text{ano}^{-1}$, respectivamente, valores estes que atende metas mais ambiciosas de neutralidade das emissões de GEE até 2050. Portanto, os planos municipais de GRSU devem considerar estratégias de redução da geração de RSU *per capita* e recuperação de recurso do RSU para atender o limite das emissões de GEE até 2050 e alcançar um cenário de resíduo zero.

5.2.3 Comparação de aterros sanitários com recuperação energética

O aterro sanitário no C2, C2-s1 e C2-s2 apresentou um potencial de recuperação energética (Tabela 4) maior que a demanda energética do GRSU nesses cenários. Os parâmetros das principais usinas de recuperação energética de aterros sanitários no Brasil foram comparados (Tabela 4).

Tabela 4. Parâmetros de diferentes aterros sanitários com recuperação energética no Brasil.

Usina	Média de RSU / t·dia ⁻¹	Potência Líquida / MW ^a	Energia Elétrica Gerada / MJ·t ⁻¹	Pluviosidade de Média Anual / mm ^b	Temperatura Média Anual / °C ^b	Fração Orgânica Biodegradável do RSU / %	Município
Esse estudo*	C2	430	1,5	264	664	23	49
	C2-s1	430	1,7	297	664	23	49
	C2-s2	430	2,4	395	664	23	49
Termoverde** ^{c, d, h}	2500	13,0	449	1781	25	42	Salvador-BA
Bandeirantes ^{c, e}	7500	22,2	256	1340	19	63	São Paulo-SP
Uberlândia ^c	600	2,6	376	1430	22	52	Uberlândia-MG
São João Biogás ^{c, e}	6000	22,4	323	1340	19	63	São Paulo-SP
Asja BH ^{c, f}	2000	4,3	188	1479	21	44	Belo Horizonte-MG
CTR Juiz de Fora ^{c, g}	780	1,4	158	1504	20	44	Juiz de Fora-MG

*Esse estudo considerou os seguintes parâmetros da Constante de Decaimento (k) e Potencial de Geração de Metano (L_0): $k = 0,08 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 87 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$ no C2 (DNV, 2007); $k = 0,13 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 45 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$ no C2-s1; e $k = 0,05 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 170 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$ no C2-s2. **A Termoverde considerou o $k = 0,24 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 61 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$ (CALDAS, 2017). Fonte: ^a ANEEL (2014), ^b INMET (2020), ^c Nascimento *et al.* (2019), ^d Caldas (2017), ^e Leite (2016), ^f PMGIRS-BH (2014), ^g Menezes (2019) e ^h Caldas (2011).

A usina Termoverde apresentou o maior valor de energia elétrica gerada por tonelada RSU, sendo que essa estimativa considerou os parâmetros de k e L_0 medidos em campo e laboratório. A energia elétrica gerada por tonelada RSU no aterro sanitário do C2 se aproximou daqueles valores da literatura consultada, apesar da diferença entre os parâmetros de precipitação, temperatura e fração orgânica biodegradável do RSU (Tabela 2). De acordo com Caldas (2017), Bianek *et al.* (2018) e Piñas *et al.* (2016), os parâmetros de precipitação, temperatura e fração orgânica biodegradável do RSU estão diretamente relacionados com as variáveis k e L_0 . Nesse sentido, os resultados de C2-s1 e C2-s2, utilizando o k e L_0 com valores da literatura, representam valores majorados de energia elétrica gerada e acima daqueles encontrados nos aterros sanitários em locais de maior pluviosidade e com maior fração orgânica biodegradável de RSU (Tabela 2). Portanto, recomenda-se a atualização da composição gravimétrica do RSU e dos parâmetros k e L_0 do aterro sanitário com análises em campo e laboratório.

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação do ciclo de vida foi utilizada nesse estudo para identificar a demanda de energia acumulada e pegada de carbono do GRSU de Feira de Santana. As maiores contribuições da demanda energética no cenário base foram da coleta e transporte, seguido do maquinário do aterro sanitário. As maiores contribuições das emissões de GEE no cenário base foram das emissões fugitivas do aterro sanitário, seguida das emissões da lagoa de armazenamento do lixiviado. Os cenários propostos de recuperação de recurso do RSU apresentaram vantagens de redução da demanda energética e pegada de carbono. Os cenários propostos mais vantajosos na demanda energética e pegada de carbono foram aqueles com a recuperação de materiais e energia a partir da reciclagem, compostagem e digestão anaeróbia do RSU, o que contribui para

a viabilidade de inserção de tecnologias para recuperação de recursos provenientes dos resíduos sólidos urbanos. A hierarquização das opções tecnológicas partindo do melhor para o pior desempenho ambiental avaliados e suas respectivas DEA e Pegada de Carbono foi: C4 com $-22\,578 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$ e $-645 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$, C3 com $-22\,550 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$ e $-645 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$, C2 com $-234 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$ e $393 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$ e C1 apresentando $215 \text{ MJ} \cdot \text{t}^{-1}$ e $449 \text{ kg CO}_2 \text{ eq} \cdot \text{t}^{-1}$.

A análise de sensibilidade revelou que a Constante de Decaimento (k) e o Potencial de Geração de Metano (L_0) são variáveis que interferem diretamente nos resultados das categorias de aspecto e impacto analisadas, sendo os valores estimados pela empresa que operou o sistema mais coerentes do que a utilização de dados da literatura, o que demonstra uma coerência dos dados obtidos localmente para composição do inventário. Além disso, a análise de sensibilidade mostrou que as emissões do aterro para o ano base da pesquisa ainda são menores do que a média emitida durante a sua vida útil, os resultados mostram uma tendência a um aumento dessas emissões nos anos que seguem.

Recomenda-se o uso de parâmetros representativos do local para avaliar o desempenho ambiental do GRSU em trabalhos futuros. Por exemplo, as emissões fugitivas do aterro sanitário devem considerar os dados oriundos de medições periódicas em campo e ensaios laboratoriais para a obtenção dos parâmetros da Constante de Decaimento (k) e Potencial de Geração de Metano (L_0). Ademais, deve-se atualizar a composição gravimétrica do RSU que representa o potencial dos recursos a serem recuperados no GRSU.

Referências

- ABNT. NBR 8849:1985. Apresentação de Projetos de Aterros Controlados de Resíduos Sólidos Urbanos, 9 p., 1985.
- ABNT. NBR ISO 14.040. Gestão ambiental: princípios e estruturas. Rio de Janeiro, 2009a, 10p.
- ABNT. NBR ISO 14.044. Gestão ambiental: requisitos e orientações. 2009b, 46p.
- ABNT. NBR 10004. Resíduos sólidos: Classificação. Rio de Janeiro, 2004.
- ABRELPE. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2009. 2009, 210p.
- ABRELPE. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2017. 2017, 74p.
- ABRELPE. Associação Brasileira das Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019. 2019. 68p.
- ANEEL. Matriz de energia elétrica, Banco de Informações de Geração (BIG) da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). Brasília: aneel. Disponível em: <<http://www.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacidadeBrasil.cfm>> . 2014.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). Micro e minigeração distribuída: sistema de compensação de energia elétrica. 2. ed. Brasília: ANEEL. 31 p. 2016.
- AUDIBERT, J.L. & FERNANDES, F. Avaliação qualitativa da emissão de biogás em aterro controlado de médio porte. Revista DAE, n. 190, p. 56-73. 2012.
- BARBOSA E. “A engenharia ambiental e suas tecnologias no bojo do capitalismo.”, Revista OIDLES, n. 24. 2018.
- BARROS, R.M. Tratado sobre Resíduos Sólidos: Gestão, uso e sustentabilidade. Rio de Janeiro: Interciência. 2013.
- BARROS, R. M., TIAGO, G., DA SILVA, T. The electric energy potential of landfill biogas in Brazil. Energy Policy. V. 65, p. 150-164, Ed. Elsevier, 2014.

BARROS, R. T. V. Elementos de gestão de resíduos sólidos. Belo Horizonte: Tessitura, 2012.

BIANEK, J.; SCHIRMER, W.; CABRAL, A.; MAYER, C.; EURICH, P.; MARTINS, E. Comparação entre metodologias USEPA e IPCC para estimativa teórica de produção de biogás em aterro municipal. Universidade Federal do Paraná. BIOFIX Scientific Journal v. 3, n.1, p. 34-40, 2018.

BOGNER, J.; ABDELRAFIE AHMED, M.; DIAZ, C.; FAAIJ, A.; GAO, Q.; HASHIMOTO, S.; MARECKOVA, K.; PIPATTI, R., ZHANG, T. Waste management, in climate change 2007: mitigation. In: Metz, B., Davidson, O.R., Bosch, P.R., Dave, R., Meyer, L.A. (Eds.), Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.

BORBA, S.M.P. Análise de Modelos de Geração de Gases em Aterros Sanitários – Estudo de Caso. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2006.

BOSCOV, M. E.G. Geotecnia Ambiental. São Paulo: Oficina de textos, 2008. 248p.

BOVE, R.; LUNGHI, P. Electric Power generation from landfill gas using traditional and innovative technologies. Energy Conversion and Management, vol.47, p.1391-1401, 2005.

BRASIL. Constituição (1988). Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 292 p. 1988.

BRASIL. Diretrizes Nacionais para Saneamento Básico (Lei nº 11.445/2007). Brasília: Diário Oficial da União, 2007.

BRASIL. Lei nº. 12.305, de 02 de agosto de 2010a. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei no 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Seção 1. Brasília, terça feira, 03 agosto 2010.

BRASIL. Plano Nacional de Resíduos Sólidos. Estabelece a situação do Brasil no momento de sua publicação no que se refere a resíduos sólidos, diretrizes, metas e dá outras providências. Diário Oficial da União, Seção 1. Brasília, 2012.

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS. Ministério das Cidades. Available in: <<http://www.snis.gov.br/aplicacao-web-serie-historica>>. Acesso em: 05 de outubro de 2020. 2018.

BRASIL. O ESTADO DA ARTE DA TECNOLOGIA DE METANIZAÇÃO SECA. Projeto Brasil – Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil, Ministério das Cidades. 97 p. 2015.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos. 2010.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Aproveitamento Energético do Biogás de Aterro Sanitário. Acesso em: 06 de julho de 2020. Disponível em:<<https://www.mma.gov.br/cidades-sustentaveis/residuos-solidos/politica-nacional-de-residuos-solidos/aproveitamento-energetico-do-biogas-de-aterro-sanitario.html>>. 2020.

BRASIL. Ministério das Relações Exteriores. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)., BRASIL, 2015. Acesso em: 06 de junho de 2019. Disponível em:<<http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/politica-externa/desenvolvimento-sustentavel-e-meio-ambiente/134-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-ods>>.

BRASIL. Ministério das Relações Exteriores. Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS). BRASIL, 2019. Acesso em: 15 de abril de 2020. Disponível em:<<http://www.itamaraty.gov.br/pt-BR/politica-externa/desenvolvimento-sustentavel-e-meio-ambiente/134-objetivos-de-desenvolvimento-sustentavel-ods>>.

CALDAS, Á. Produção de Metano em Aterro Sanitário: Influência das Técnicas Operacionais no Aterro Metropolitano em Salvador - BA. / Átila Caldas Santos. -- Salvador, 2017. 263 p.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. Engenharia Sanitária e Ambiental, Brasília - DF, v. 17, n. 2, p. 171-180, abr/jun 2012.

CANDIANI, G.; VIANA, E. Emissões fugitivas de metano em aterros sanitários. Geosp – Espaço e Tempo (Online), v. 21, n. 3, p. 845-857, dez. 2017. ISSN 2179-0892.

CARVALHO JR. F. H. C.; LOPES C. Y.; NETO J. M. S. Estudo Comparativo de Métodos Quantitativos para a Produção de Biogás com Aplicação no Aterro de João Pessoa – PB. Revista Técnico-Científica do Crea-PR - ISSN 2358-5420 – Edição especial – Outubro de 2018.

CEMPRE - Compromisso Empresarial para Reciclagem. Guia da coleta seletiva de lixo/texto e coordenação André Vilhena; ilustrações Sandro Falsetti — São Paulo, 2016.

CESARO, A.; BELGIORNO, V.; NADDEO, V. A comparative technology assessment of the anaerobic digestion of an organic fraction of municipal solid waste. In: Biomass to Biofuels, S. Syngellakis (ed). WIT Press, Southampton. 2015.

CEMIG GT – GERAÇÃO E TRANSMISSÃO S/A; FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE. Relatório Técnico CEMIG – FEAM 001/2009. Belo Horizonte, Relatório de 4 de agosto 2009. Termo de Cooperação Técnica e Operacional CEMIG – SEMAD – FEAM.

CETESB. Companhia de Tecnologia e Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo. Aterro Sanitário – Definições. BIG/ANEEL, Banco de informações de geração, 2015.

CETESB – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Biogás: geração e uso energético – versão 1.0/Cetesb. São Paulo, 2006. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/mudancasclimaticas/biogas/Softwares/16-Softwares#>>. Acesso em: 05 ago. 2019.

CETESB. Manual do usuário do programa de computador Biogás: geração e uso energético - versão 1.0. / CETESB, Secretaria do Meio Ambiente, Ministério da Ciência e Tecnologia. - São Paulo: SMA: CETESB: MCT, 2006.

CEWEP. Municipal waste treatment 2017. <http://www.cewep.eu/municipal-wastetreatment>. 2017. 2019.

CHERTOW, M. R. “Industrial symbiosis: literature and taxonomy”, Annual Review of Energy and the Environment, Vol.25, pp. 313-337. 2000.

COELHO, L; LANGE, L. Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil. Resources, Conservation and Recycling. Elsevier. 128 ed. 2016. p. 438–450.

COMISSÃO EUROPEIA (2014a). Rumo a uma economia circular. Revista Ambiente para os Europeus. Disponível em: Ellen MacArthur Foundation. (2014). Towards the circular economy: accelerating the scale-up across global supply chains. Presented at World Economic Forum, Geneva, Switzerland, 2014.

COVENTRY, Z.A.; TIZE, R.; KARUNANITHI, A.T. Comparative life cycle assessment of solid waste management strategies. *Clean Technol. Environ. Policy* 18, p. 1515–1524. 2016.

CREMIATO, R.; MASTELLONE, M. L.; TAGLIAFERRI, C.; ZACCARIELLO, L.; LETTIERI, P. Environmental impact of municipal solid waste management using Life Cycle Assessment: The effect of anaerobic digestion, materials recovery and secondary fuels production. *Renewable Energy*. 9p. 2017.

CURRAN, MARY ANN; MANN, MARGARET; NORRIS, GREGORY. The international workshop on electricity data for life cycle inventories. *Journal of Cleaner Production*, v. 13, n. 8, p. 853-862. 2005.

DAI-PRÁ, L. B.; MORAES, C. A. M.; GOMES, L. P.; MARQUES, V. M. Avaliação de ciclo de vida (ACV) aplicada à gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros: uma revisão. *R. bras. Planej. Desenv.*, Curitiba, v. 7, n. 3, Edição Especial Fórum Internacional de Resíduos Sólidos, p.353-364, ago. 2018.

DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction*. Mörelanbach: WILEY-VCH. ISBN 978-3-527-31841-4. 2008.

DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Scenario evaluation for the management of household solid waste in small Brazilian municipalities. *Clean Techn Environ Policy*, p.205–214. 2017.

DNV. RELATÓRIO DE VALIDAÇÃO. “Projeto de Gás de Aterro Sanitário Feira de Santana” no Brasil. DET NORSKE VERITAS, RELATÓRIO Nº 2007-1358 REVISÃO Nº 01. 49 p. 2007.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Rumo à economia circular: o racional de negócio para acelerar a transição. Brasil: Ellen Macarthur Foudation, 2014.

ELLEN MACARTHUR FOUNDATION. Cities and Circular Economy for Food. 66p. 2019.

ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION - EIA. U.S. Growth of the landfill gas industry. Department of Energy. 1996.

EUROSTAT. Waste treatment by type of recovery and disposal, 2018 (% of total treatment). Luxembourg:Statistical office of the European Union (online), 2020. Disponível em: <https://ec.europa.eu/eurostat/statisticsexplained/index.php?title=Waste_statistics#Waste_treatment>. Acesso em: 26 jan. 2021.

FEAM – FUNDAÇÃO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE. Relatório Técnico 002/2010. Belo Horizonte, Relatório de 10 de dezembro de 2010.

FERRER, J.T.V.; ALVES, J.W.S. Biogás: projetos e pesquisas no Brasil. São Paulo: CETESB/SMA. 2006. 184 p.

FERRONATO, N.; PORTUGAL ALARCÓN, G. P.; GUIBERT LIZARAZU, E. G.; TORRETTA, V. Assessment of municipal solid waste collection in Bolivia: Perspectives for avoiding uncontrolled disposal and boosting waste recycling options. Resources, Conservation and Recycling. 2020.

FIGUEIREDO, N. Utilização do Biogás de Aterro Sanitário para Geração de Energia Elétrica e Iluminação a Gás – Estudo de Caso. Trabalho de Graduação Interdisciplinar apresentado ao Curso de Engenharia Mecânica, da Escola de Engenharia da Universidade Presbiteriana Mackenzie, como requisito parcial para obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Mecânica. São Paulo, 2007.

FINNVEDEN, G. Life cycle assessment of energy from solid waste—part 1: general methodology and results. Journal of Cleaner Production. Suécia. 2005.

FREITAS, C. M.; XIMENES, E. F. Cidades e Desastres Naturais – da Vulnerabilidade à Resiliência. In.: FURTADO, Fátima; PRIORI, Luiz; ALCÂNTARA, Ednéa (Orgs.). Mudanças Climáticas e Resiliência de Cidades. Refice: Pickimagem, p. 235-253, 2015.

FRIEDRICH, E.; TROIS, C. Current and future greenhouse gas (GHG) emissions from the management of municipal solid waste in the eThekweni Municipality – South Africa. *Journal of Cleaner Production*, 112, 2016, 4071–4083.

FRUERGAARD, T.; ASTRUP, T. Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective. *Waste Manag.* 31, 572–582. 2011.

GANDOLLA, M.; ACAIA, C.; FISCHER, C. Formação, captação e aproveitamento de biogás em aterros, Seminário de Atualização, Collana Ambiente, Vol. 18, C.I.P.A. Milão, Itália. 1997.

GOMES F.; AQUINOS S.; COLTURATO L. Biometanização seca de resíduos sólidos urbanos: estado da arte e análise crítica das principais tecnologias. *Eng. Sanit. Ambient.* v17. n3. p. 295-304. 2012.

GOMES, L.; et al. Avaliação ambiental de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos precedidos ou não por unidades de compostagem. *EngSanitAmbient.* v.20 n.3. 2015. p.449-462.

GOMES, W.R. da; PACHECO, E. Composto orgânico. Lavras: Escola Superior de Agricultura de Lavras, Boletim Técnico.11p. 1988.

GUTIERREZ, Katia. Análise e Gerenciamento de Impactos Ambientais no Tratamento de Esgoto Doméstico Mediante Avaliação de Ciclo de Vida. 2014. 129 f. Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito à obtenção do título de Doutor em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Área de Concentração: Saneamento.

HAUPT, M.; KÄGI, T.; HELLWEG, S. Modular life cycle assessment of municipal solid waste management. *Waste Management.* 13p. 2018.

IBÁÑEZ-FORÉS, V.; BOVEA, M. D.; COUTINHO-NÓBREGA, C.; MEDEIROS-GARCÍA, H. R. BARRETO-LINS, R. Temporal evolution of the environmental performance of implementing selective collection in municipal waste management systems in developing countries: A Brazilian case study. *Waste Management.* 13p. 2017.

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

IBGE. População estimada: Para "dúvidas e contestações".2018. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/panorama>>. Acesso em: 27 nov. 2019.

IBGE. Censo demográfico, 1970: "Decenal". 2020. Disponível em: <<https://biblioteca.ibge.gov.br/biblioteca-catalogo.html?view=detalhes&id=769>>. Acesso em: 16 set. 2020.

INMET. Mapa das Estações "Precipitação" e "Temperatura". Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em: 21 set. 2020.

INTERNATIONAL, R. Feasibility of Generating Green Power through Anaerobic Digestion of Garden Refuse from the Sacramento Area - Final Report. Report to SMUD Advanced Renewable and Distributed Generation Program – Ris International Ltda. and MacViro Consultants Inc. Sacramento, EUA. 2005.

IPCC. Chapter 4: Biological Treatment of Solid Waste. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Volume 5: Waste. 2006. 8 p.

IPCC. Climate Change 2014: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Cambridge: Cambridge University Press, 2014.

IPCC. AR 5 Climate Change 2014. Mitigation of Climate Change. Chapter 10 – Industry. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_chapter10.pdf>. Acesso em 04 mar. 2019.

IPCC, Intergovernmental Panel On Climate Change. "Special report on global warming of 1.5 C (SR15)." 2019.

IPEA. Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. Acesso em: 10 de Abril de 2019. Brasília, Agosto de 2012.

IQBAL, A.; ZAN, F.; LIU, X.; CHEN, G. Integrated municipal solid waste management scheme of Hong Kong: A comprehensive analysis in terms of global

warming potential and energy use. *Journal of Cleaner Production*. 225 ed. p. 1079-1088. 2019.

ISTRATE, I-R.; IRIBARREN, D.; GÁLVEZ-MATOS, J-L.; DUFOUR J. Review of life-cycle environmental consequences of waste-to-energy solutions on the municipal solid waste management system. *Resources, Conservation & Recycling*. 14p. 2020.

JUCÁ, J.F.T; FUCALE, S.P.; MACIEL, F.J. (2001) Monitoramento Ambiental de Gases em Aterros de Resíduos Sólidos. In: 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

KAZA, S. et al. *WHAT A WASTE 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050*. Washington, 2018. 132p.

KIEHL, E.J. *Fertilizantes orgânicos*. São Paulo: Ceres, 482p. 1985.

KING, M. F.; GUTBERLET, J. Contribution of cooperative sector recycling to greenhouse gas emissions reduction: a case study of Ribeirão Pires, Brazil. *Waste Management*, v. 33, n. 12, p. 2771-2780, 2013.

KIPERSTOK, A.; MARINHO, M. B. O desafio desse tal de desenvolvimento sustentável: o programa de desenvolvimento de tecnologias sustentáveis da Holanda. *Bahia Análise & Dados, Bahia*, v.10, n.4, p.221-228, 2001.

LIMA, A.M.F. *Avaliação do Ciclo de Vida no Brasil – Inserção de Perspectivas*. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo, Universidade Federal da Bahia, Salvador, Bahia. 2007.

LANG, R. J.; HERRERA, T. A.; CHANG, D. P.Y.; TCHOBANOGLOUS, G.; SPICHER, R. G. *Trace Organic Constituents in Landfill Gas*, prepared for the California Waste Management Board. Department of Civil Engineering, University of California, Davis, Davis, CA. 1987.

LIIKANEN, M.; HAVUKAINEN, J; VIANA, E; HORTANAINEN, M. Stepstowards more environmentallysustainable municipal solidwaste management e A lifecycleassessmentstudyof São Paulo, Brazil. *JournalofCleanerProduction*, Elsevier. 196 ed. 2018. p. 150-162.

MANCINI, E.; ARZOUMANIDIS, I.; RAGGI, A. Evaluation of potential environmental impacts related to two organic waste treatment options in Italy. *Journal of Cleaner Production*. 214 ed. 2019. p. 927-938.

McDOUGALL, F.R.; WHITE, P.; FRANKE, M.; HINDLE, P. *Integrated solid waste management. A Life Cycle Inventory*. UK: Blackie Academic & Professional. 2001. 532 p.

MEDEIROS, D.; et al. Melhoria contínua da informação e apoio a tomada de decisão com o método cone-invertido. In: VI Congresso Brasileiro Sobre Gestão do Ciclo de Vida | GCV2018. Organização: IBICT e ABCV, Cooperação: UFSCar. Brasília, junho de 2018. p. 705-710.

MELO, H. A. I. Análise de ciclo de vida (ACV) de sistemas integrados de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos para cidades de médio porte. Dissertação de Mestrado em Engenharia de Energia da Universidade Federal de Itajubá, 142p. 2016.

MENGUE, D. M.; TRENTIN, A. W. S.; RODRIGUES, A. L.; LOPEZ, A. R.; WERMUTH, T. B. Diagnóstico e avaliação do ciclo de vida do gerenciamento integrado de resíduos sólidos urbanos do município de Três Cachoeiras – RS. *Revista Tecnológica*, v. 19, n. 2, p. 69-77. Santa Cruz do Sul, 2015.

MERSONI, C.; REICHERT, G. A. Comparação de cenários de tratamento de resíduos sólidos urbanos por meio da técnica da Avaliação do Ciclo de Vida: o caso do município de Garibaldi, RS. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 22(5), 2017. p. 863–875.

MEYSTRE, A. J. Análise do coprocessamento de resíduo sólido urbano na indústria de cimento portland no Brasil. Tese de Doutorado apresentada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica do Instituto de Engenharia Mecânica da Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, Minas Gerais, 2016. 215 p.

MORENO-RUIZ E.; VALSASINA L.; BRUNNER F.; SYMEONIDIS A.; FIRTZGERALD D.; TREYER K.; BOURGAULT G.; WERNET G. *Documentation of changes implemented in ecoinvent database v3.5*. Ecoinvent. Zürich, Switzerland. 2018.

MUTZ, D.; HENGEVOSS, D.; HUGI, C.; GROSS, T. Alternativas em Waste - to - Energy na Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos. Um Guia para Tomadores de Decisão em Países Emergentes ou em Desenvolvimento. 57 p. Alemanha, 2017.

MUYLAERT, M.S., coord. Consumo de Energia e Aquecimento do Planeta – Análise do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo – MDL – do Protocolo de Quioto – Estudos de Caso. Rio de Janeiro, COPPE/UFRJ. 2000.

NASCIMENTO, M. C. B.; FREIRE, E. P.; DANTAS, F. A. S.; GIANANTE, M. B. Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. Eng Sanit Ambient. v. 24. n.1. p. 143 – 155. 2019.

NOBRE, C. Os Riscos das Mudanças Climáticas para o Brasil. Palestra. 19 Ago. 2019. Salvador, Bahia. “Climate Week”. Disponível em: <<https://www.youtube.com/watch?v=5mUwIUNGLPo&feature=youtu.be>>. Acesso em: 25/02/2020.

OLIVEIRA LB, HENRIQUES RM, PEREIRA JR AO. Use of wastes as option for the mitigation of CO₂ emissions in the Brazilian power sector. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 3247–51p. 2010.

OLIVEIRA, F.; LIMA, H.; CAJAZEIRA J. Documento 89. Uso da Compostagem em Sistemas Agrícolas Orgânicos. Embrapa Agroindústria Tropical. 17 p. Fortaleza, CE. 2004.

OLIVEIRA, Luciano Basto. Instituto Virtual Internacional de Mudanças Globais. In: SEMINÁRIO LIXO É ENERGIA, 2009, Belo Horizonte. Apresentação em slides... Belo Horizonte, 2009. 69p. Acesso em: 28 set. 2020. Disponível em: <http://www.feam.br/index.php?option=com_content&task=view&id=566&Itemid=128>.

OLIVEIRA, L. B.; MAHLER, C. F.; ROSA, L. P. Waste to Energy in Brazil. In: KARAGIANNIDIS, A. Waste to Energy - Opportunities and Challenges for Developing and Transition Economies. Springer, p. 341-348. [s.n.], ISBN 978-1-4471-2305-7. 2012.

ONU. Organização das Nações Unidas. Documento de Políticas da Habitat III 8 – Ecologia Urbana e Resiliência. Quito, Outubro de 2016.

OZKAYA, B., DEMIR, A., BILGILI, M. Neural network prediction model for the methane fraction in biogas from field-scale landfill bioreactors. *Environmental Modelling and Software* 22 (6), 815–822. 2007.

PARKER, T., DOTTRIDGE, J., KELLY, S, Investigation of the Composition and Emissions of Trace Components in Landfill Gas. R&D Technical Report P1-438/TR. Bristol, Environment Agency. 2012.

PAES, M. X.; ARAUJO DE MEDEIROS, G.; MANCINI, S. D.; BORTOLETO, A. P.; PUPPIM DE OLIVEIRA, J. A.; KULAY, L. A. Municipal solid waste management: Integrated analysis of environmental and economic indicators based on life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 2019.

PBMC. Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. Mudanças climáticas e cidades: Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas. 1. ed., Rio de Janeiro: PBMC, COPPE, UFRJ, 2016. v. 1. 116p.

PAULA, E. V., & ABREU, M. C. S. Pressures from the context and institutional capacity building to develop industrial symbiosis networks. *Gestão & Produção*, 26 (4), e3831. 2019.

PEREIRA, A. *Ecologia Industrial/Alessandro Sanches Pereira*. - São Paulo. Editora SENAC São Paulo, pp. 118, 2017.

PIÑAS, J. A. V.; VENTURINI, O. J., LORA, E. E. S.; OLIVEIRA M. A.; ROALCABA O. D. C. Aterros sanitários para geração de energia elétrica a partir da produção de biogás no Brasil: comparação dos modelos LandGEM (EPA) e Biogás (Cetesb)*. *R. bras. Est. Pop.*, Rio de Janeiro, v.33, n.1, p.175-188, jan./abr. 2016.

PMGIRS-FSA - Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos de Feira de Santana. Prefeitura Municipal de Feira de Santana, Bahia, Brasil, 2016. 426 p.

POLZER, V. R. Desafios e perspectivas rumo ao gerenciamento integrado de resíduos sólidos nas cidades brasileiras: contribuições a partir de estudos de caso europeus/

Verônica Rosária Polzer – 2017. 249 p.: il.; 30 cm. Tese Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) – Universidade Presbiteriana Mackeize, São Paulo, 2017.

PRIMAVESI, A. C.; PRIMAVESI, O. Transformação de unidades de representação de resultados de análise de solo. Circular Técnica nº 28. Embrapa Pecuária Sudeste. São Carlos, SP. 22p. 2000.

PUJARA, Y.; PATHAK, P.; SHARMA, A.; GOVANI, J. Review on Indian Municipal Solid Waste Management practices for reduction of environmental impacts to achieve sustainable development goals. *Journal of Environmental Management*. 248 ed. 14 p. 2019.

RAJAEIFAR, M.A.; TABATABAEI, M.; GHANAVATI, H.; KHOSHNEVISAN, B.; RAFIEE, S. Comparative life cycle assessment of different municipal solid waste management scenarios in Iran. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 51, p.886–898. 2015.

RAJCOOMAR, A.; RAMJEAWON, T. Life cycle assessment of municipal solid waste management scenarios on the small island of Mauritius. *Waste Manag. Res.* 35, p. 313–324. 2017.

RANA, R.; GANGULY, R.; GUPTA, A. K. Life-cycle assessment of municipal solid-waste management strategies in Tricity region of India. *Journal of Material Cycles and Waste Management*. © Springer Japan KK, part of Springer Nature 2019. 18p. 2019.

REAL, J.L.G. Riscos Ambientais em Aterros de Resíduos Sólidos com Ênfase na Emissão de Gases. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2005.

RIBEIRO, F.M., KRUGLIANSKAS. A economia circular no contexto europeu: conceito e potenciais de contribuição na modernização das políticas de resíduos sólidos. *ENGEMA: Encontro Internacional sobre Gestão Empresarial e Meio Ambiente*, 16. 2014.

SALOMON, K. R.; LORA, E. E. S. Estimate of The Electric Energy Generating Potential for Different Sources of Biogas in Brazil. *Biomass and Bioenergy*, v. 33, p. 1101-11-7, 2009.

SANTOS, I.F., BARROS, R., TIAGO, G. Uma avaliação energética, econômica e ambiental das opções de aproveitamento energético do biogás de um aterro sanitário no Brasil. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*. 2015.

SANTOS, J. J.; ROCHA, F. S. J. W.; BAPTISTA, M. M. G.; SOUZA, M. T. D.; SILVA, B. A.; SANTOS, B. M. S. Modelagem geoestatística de elementos maiores dos solos de Feira de Santana – Ba, Brasil. *Revista Ibero – Afro – Americana de Geografia Física e Ambiente*. “Physis Terrae”, Vol. 2, nº 1, p. 63 – 86. 2019.

SANTOS, M. M.; ROMANEL, C.; ELK, A. G. H. P. Análise da eficiência de modelos de decaimento de primeira ordem na previsão da emissão de gás de efeito estufa em aterros sanitários brasileiros. *Eng Sanit Ambient* | v.22 n.6 | nov/dez 2017 | 1151-1162.

SATHLER, D.; PAIVA, J. C.; BRANT, T. Cidades e Mudanças Climáticas: iniciativas de planejamento urbano e de governança local nas Regiões Metropolitanas brasileiras. *Anais*, p. 1-20, 2016.

SEEG. Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas do Brasil – 1970-2018. Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa do Observatório do Clima. 2019. 33p.

SHARMA, B.K.; CHANDEL, M.K. Life cycle assessment of potential municipal solid waste management strategies for Mumbai. *India. Waste Manag. Res.* 35, 79–91. 2017.

SILVA, C. F.; BERTON S. R.; CHITOLINA C. J.; BALLESTERO D. S. Recomendações Técnicas para o Uso Agrícola do Composto de Lixo Urbano no Estado de São Paulo. Circular Técnica nº 3. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Embrapa Informática Agropecuária. Campinas, SP. 2002. 17p.

SMSP-FSA. Secretaria Municipal de Serviços Públicos de Feira de Santana – BA. Prefeitura Municipal de Feira de Santana. Relatório de Atividades Desenvolvidas pelo Departamento de Limpeza Pública 2018. 2018.

SOARES, F. R.; MIYAMARU, E. S.; MARTINS, G. Desempenho ambiental da destinação e do tratamento de resíduos sólidos urbanos com reaproveitamento energético por meio da avaliação do ciclo de vida na Central de Tratamento de Resíduos - Caieiras. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, 22(5), p. 993–1003. 2017.

- SOUZA, J.L. de. Agricultura orgânica: tecnologias para a produção de alimentos saudáveis. Vitória: EMCAPA, v.1, 188p. 1998.
- SOUZA, M.S. & RUBINGER, S.D. Implementação da Metodologia de Análise do Ciclo de Vida na Gestão de resíduos sólidos urbanos. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campo Grande, MS. 2005.
- SOUZA, A. R.; SILVA, A. T. Y. L.; TRINDADE, A. B.; FREITAS, F. F.; ANSELMO, J. A. Análise do potencial de aproveitamento energético de biogás de aterro e simulação de emissões de gases do efeito estufa em diferentes cenários de gestão de resíduos sólidos urbanos em Varginha (MG). Eng Sanit Ambient. v.24 n.5. p.887-896. 2019.
- SPRATT, D. Reality Check After Paris, Counting the Cost. Breakthrough – National Centre for Climate Restoration. Melbourne, Australia. March 2016.
- STANISAVLJEVIC, N.; LEVIS, J. W.; BARLAZ, M. A. Application of a Life Cycle Model for European Union Policy-Driven Waste Management Decision Making in Emerging Economies. Journal of Industrial Ecology. 15p. 2017.
- STAROSTINA, V.; DAMGAARD, A.; ERIKSEN, M.K.; CHRISTENSEN, T.H. Waste management in the Irkutsk region, Siberia, Russia: an environmental assessment of alternative development scenarios. Waste Manag. Res. 36, 373–385. 2018.
- TAN, S. et al. Economic and environmental impact of waste to-energy (WTE) alternatives for waste incineration, landfill and anaerobic digestion. Energy Procedia. V. 61, p. 704 – 708, 2014.
- TAVARES, F. G. R.; TAVARES, H. S. P. Resíduos Sólidos Domiciliares e Seus Impactos Socioambientais na Área Urbana de Macapá-AP, 2014.
- TCHOBANOGLOUS, G.; METCALF E.; BURTON, F. e STENSEL H. D. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Tata Mcgraw Hill. 4 Ed., p. 1848. 2002.
- TCHOBANOGLOUS, G.; THEISEN, H.; VINIL, S. Integrated solid waste management. Engineering principles and management issues. New York: McGraw-Hill. 1993, 978 p.
- TECLIM; COELBA (2009). Avaliação do Ciclo de Vida de Componentes do Sistema de Distribuição de Energia. Projeto P&D 0047- 009/06. Relatório - Salvador.

TEIXEIRA, R.F.F. Compostagem. In: HAMMES, V.S. (Org.) Educação ambiental para o desenvolvimento sustentável. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v.5, p.120-123. 2002.

TREVISAN, M; NASCIMENTO, L; MADRUGA, L; NEUTZLING, D; FIGUEIRÓ, P; BOSSLE, M. Ecologia industrial, simbiose industrial e ecoparque industrial: conhecer para aplicar. Revista Sistemas & Gestão, ed. 11, pp 204-215, 2016.

TURNER, D.A.; WILLIAMS, I.D., KEMP, S. Combined material flow analysis and life cycle assessment as a support tool for solid waste management decision making. J. Clean. Prod. 129, 234–248. 2016.

USEPA, 2011. Background Information Document for Life-cycle Inventory Landfill Process Model. Durham, NC, USA. Available from: <http://www4.ncsu.edu/~jwlevis/Landfill-2011.pdf>.

USEPA. United States Environmental Protection Agency (Agência Americana de Proteção Ambiental). Landfill Project Development Handbook. 2013. 98p.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. Landfill gas emissions model (LandGEM) Version 3.02. 2005. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ttn/catc/products.html>>. Acesso em: 25 fev. 2020.

VIGON, B. W.; TOLLE, D. A.; CORNABY, B. W.; LATHAN, H. C.; HARRISON, C. L.; BOGOUSKI, T. L.; HUNT, R. G.; SELLERS, J. D. Life-cycle assessment: inventory guidelines and principles. Cincinnati: U. S. Government Printing Office, 1995.

WALTENBERGER, R., KIRSCHMAYR, R. Wet and Dry Anaerobic Digestion Processes. SummerSchool on Biogas Technology Renewable Energy Production and Environmental Benefit. Agosto, 2013.

WANG, X.; JIA M.; ZHANG C.; CHEN S.; CAI Z. Leachate treatment is a significant N₂O source. Science of the Total Environment. p.596–597. 2017.

WEC. World Energy Resources: Waste-to-Energy 2016. World Energy Council, London. 2016.

WEN, Z.; CHEN, C.; AI, N.; BAI, W.; ZHANG, W.; WANG, Y. Environmental impact of carbon cross-media metabolism in waste management: A case study of municipal solid waste treatment systems in China. *Science of the Total Environment*. 674 ed. p. 512-523. 2019.

WHITEMAN, A. GUPTA, S. BRICIU, C; BATES, S. Ferramenta de Avaliação Rápida Waste to Energy. Collaborative Working Group (CWG). *Gestão de Resíduos Sólidos em Países de Baixa e Média Renda*. 2016.

WILLIAMS, P. T. *Waste Treatment and Disposal*. 2nd ed., Chichester: John Wiley & Sons Ltd. 2005.

WILLUMSEN, H. C. *Energy Recovery from Landfill Gas in Denmark and Worldwide*. LG Consultant, 2001.

ZHOU, Z.; TANG, Y., DONG, J.; CHI, Y.; NI, M.; LI, N.; ZHANG, Y. Environmental performance evolution of municipal solid waste management by life cycle assessment in Hangzhou, China. *J. Environ. Manag.* 227, 23–33. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.083>. 2018.

Apêndices

Apêndice A

Tabela A1: Inventário (primeiro plano) do GRSU de Feira de Santana em 2018 no cenário base (C1) e cenários propostos (C2, C3, C4) referente a 1 t RSU. *Operadora Terceirizada (Comunicação Pessoal)

Parâmetro	C1	C2	C3	C4	Unidade	Fonte
Coleta e Transporte (CT)						
Resíduo Sólido Urbano (RSU)	$1,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$	kg	OT* e SMSP-FSA (2019)
Combustível (Diesel)	$2,9 \times 10^0$	$2,9 \times 10^0$	$2,9 \times 10^0$	$2,9 \times 10^0$	L	OT* e Calculado**
Substituição de Caminhão	$2,5 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-5}$	$2,5 \times 10^{-5}$	und.	OT* e PMGIRS-FSA (2016)
Aterro Sanitário (AS) e Aterro Sanitário com Recuperação Energética (ASe)						
RSU aterrado	$1,0 \times 10^3$	$1,0 \times 10^3$	$8,5 \times 10^2$	$3,6 \times 10^2$	kg	Calculado
Energia Produzida a partir do Biogás	n/a	$2,6 \times 10^2$	n/a	n/a	MJ	Calculado a partir de (CETESB, 2006)
Combustível (Diesel)	$4,1 \times 10^{-1}$	$4,1 \times 10^{-1}$	$3,2 \times 10^{-1}$	$1,5 \times 10^{-1}$	L	OT*, SMSP-FSA (2019) e Calculado**
Substituição de Maquinário	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-7}$	$1,3 \times 10^{-7}$	und.	OT*
Emissão de CH ₄	$8,9 \times 10^0$	$8,6 \times 10^0$	$3,4 \times 10^{-1}$	$3,4 \times 10^{-1}$	kg	Software Biogás™ 1.0 (CETESB, 2006) a partir de Laudo Técnico DNV (2007)
Emissão de CH ₄ da análise de sensibilidade (Cenário s1)	$10,8 \times 10^0$	$10,4 \times 10^0$	n/a	n/a	kg	Software Biogás™ 1.0 (CETESB, 2006) a partir de estimativa qualificada com parâmetros da literatura (Tabela A4)

Parâmetro	C1	C2	C3	C4	Unidade	Fonte
Emissão de CH ₄ da análise de sensibilidade (Cenário s2)	$2,7 \times 10^1$	$2,3 \times 10^1$	n/a	n/a	kg	Software Biogás™ 1.0 (CETESB, 2006) a partir de estimativa qualificada com parâmetros da literatura (Tabela A4)
Manejo de Lixiviado (ML)						
Lixiviado	$1,4 \times 10^{-1}$	$1,4 \times 10^{-1}$	$0,8 \times 10^{-1}$	$0,8 \times 10^{-1}$	m ³	Mc-Dougall (2001) e OT*
Combustível (Diesel)	$4,1 \times 10^{-1}$	$4,1 \times 10^{-1}$	$3,9 \times 10^{-1}$	$3,4 \times 10^{-1}$	L	OT* e Calculado**
Substituição de Maquinário	$1,3 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^{-6}$	$7,4 \times 10^{-7}$	$7,4 \times 10^{-7}$	und.	OT*
Emissão de CH ₄ das lagoas	$5,6 \times 10^0$	$5,6 \times 10^0$	$4,5 \times 10^0$	$3,9 \times 10^0$	kg	Estimado (WANG <i>et al.</i> , 2017)
Emissão N ₂ O das lagoas	$4,1 \times 10^{-2}$	$4,0 \times 10^{-2}$	$3,2 \times 10^{-2}$	$2,8 \times 10^{-2}$	kg	Estimado (WANG <i>et al.</i> , 2017)
Reciclagem (RE) da fração seca do material, 41 % da massa de RSU						
RSU aproveitado	n/a	n/a	$4,1 \times 10^2$	$4,1 \times 10^2$	kg	Tabela 1
Papel	n/a	n/a	$2,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$	kg	Tabela 1
Plástico	n/a	n/a	$1,9 \times 10^2$	$1,9 \times 10^2$	kg	Tabela 1
Metal	n/a	n/a	$1,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^1$	kg	Tabela 1
Vidro	n/a	n/a	$1,0 \times 10^1$	$1,0 \times 10^1$	kg	Tabela 1
Combustível (Diesel)	n/a	n/a	$1,8 \times 10^0$	$1,8 \times 10^0$	L	Calculado**
Compostagem (CO) da fração úmida do material, 49 % da massa de RSU						

Parâmetro	C1	C2	C3	C4	Unidade	Fonte
RSU aproveitado, orgânicos biodegradáveis	n/a	n/a	$4,9 \times 10^2$	n/a	kg	Tabela 1
Composto orgânico produzido	n/a	n/a	$2,9 \times 10^2$	n/a	kg	60 % de conversão de orgânicos biodegradáveis no composto orgânico (SILVA <i>et al.</i> , 2002)
Combustível (Diesel)	n/a	n/a	$2,3 \times 10^0$	n/a	L	Calculado**
Emissões de CO ₂	n/a	n/a	$2,8 \times 10^1$	n/a	kg	Calculado a partir de fator de emissão da compostagem do ecoinvent™ 3.5
Emissões de N ₂ O	n/a	n/a	$3,3 \times 10^{-1}$	n/a	kg	0,24 kg N ₂ O·t ⁻¹ de material tratado (IPCC, 2006)
Emissões de CH ₄	n/a	n/a	$2,0 \times 10^0$	n/a	kg	4 kg CH ₄ ·t ⁻¹ de material tratado (IPCC, 2006)
Digestão Anaeróbia (DA) da fração úmida do material seguida de Compostagem (CO), 49 % da massa de RSU						
RSU aproveitado, orgânicos	n/a	n/a	n/a	$4,9 \times 10^2$	kg	Tabela 1
Energia elétrica produzida a partir do Biogás	n/a	n/a	n/a	$3,1 \times 10^2$	MJ	Calculado a partir de Gomes <i>et al.</i> (2012) e BRASIL (2015)
Emissões Fugitivas de CH ₄	n/a	n/a	n/a	$1,3 \times 10^0$	kg	2% do total de metano gerado, calculado a partir de Fruergaard e Astrup (2011), Gomes <i>et al.</i> (2012) e BRASIL (2015)
Material orgânico biodegradável retirado do digestor anaeróbio	n/a	n/a	n/a	$3,0 \times 10^2$	kg	Calculado a partir de Gomes <i>et al.</i> (2012) e BRASIL (2015)
Composto orgânico produzido	n/a	n/a	n/a	$1,8 \times 10^2$	kg	60 % de conversão de orgânicos biodegradáveis no composto orgânico (SILVA <i>et al.</i> , 2002)

Parâmetro	C1	C2	C3	C4	Unidade	Fonte
Combustível (Diesel)	n/a	n/a	n/a	$1,4 \times 10^0$	L	Calculado**
Emissões de CO ₂ na Compostagem	n/a	n/a	n/a	$4,7 \times 10^1$	kg	Calculado a partir de ecoinvent™ 3.5
Emissões de N ₂ O na Compostagem	n/a	n/a	n/a	$0,1 \times 10^{-1}$	kg	0,24 kg N ₂ O·t ⁻¹ de material tratado (IPCC, 2006)
Emissões de CH ₄ na Compostagem	n/a	n/a	n/a	$1,2 \times 10^0$	kg	4 kg CH ₄ ·t ⁻¹ de material tratado (IPCC, 2006)

Não se aplica (n/a). *Operadora Terceirizada (Comunicação Pessoal). ** Considerou-se 1 litro de diesel com densidade de $0,853 \text{ kg}\cdot\text{L}^{-1}$ e poder calorífico inferior de $45,5 \text{ MJ}\cdot\text{kg}^{-1}$. Foi considerado o “Diesel, burned in building machine {GLO}|processing| Cut-off, U” (sem Infraestrutura e sem óleo lubrificante) no ecoinvent™ 3.5 (MORENO-RUIZ *et al.*, 2018).

Tabela A2. Inventário (segundo plano) da base de dados ecoinvent™ 3.5 utilizada nos cenários avaliados.

Tipo de Insumo	Nome do conjunto de dados
Plástico Primário	Polyethylene, low density, granulate {GLO} market for Cut-off, S
Plástico após Triagem	Waste polyethylene, for recycling, sorted {RoW} market for waste polyethylene, for recycling, sorted Cut-off, S
Papel Primário	Paper, newsprint {RER} market for Cut-off, S
Papel após Triagem	Waste paper, sorted {RoW} treatment of waste paper, unsorted, sorting Cut-off, S
Vidro Primário	Packaging glass, brown {GLO} market for Cut-off, S
Vidro após Triagem	Glass cullet, sorted {RoW} treatment of waste glass from unsorted public collection, sorting Cut-off, S
Aço Primário	Steel, low-alloyed {GLO} market for Cut-off, S
Aço após Triagem	Iron scrap, sorted, pressed {GLO} market for Cut-off, S
Alumínio Primário	Aluminium, primary, ingot {RoW} market for Cut-off, S
Alumínio após Triagem	Aluminium scrap, post-consumer {GLO} aluminium scrap, post consumer, Recycled Content cut-off Cut-off, S
Nitrogênio (N) Primário*	Nitrogen fertiliser, as N {GLO} market for Cut-off, S
Fósforo (P) Primário*	Phosphate fertiliser, as P2O5 {GLO} market for Cut-off, S
Potássio (K) Primário*	Potassium fertiliser, as K2O {GLO} market for Cut-off, S
Energia Elétrica Primária	Electricity, low voltage {BR} electricity voltage transformation from S
Diesel	Diesel, burned in building machine {GLO} processing Cut-off, U” (sem infraestrutura e sem óleo lubrificante)
Infraestrutura caminhão**	Lorry, 40 metric ton {RoW} production Cut-off, U

* P₂O₅ e K₂O foram convertidos para P e K com a multiplicação pelos fatores 2,29 e 1,20, respectivamente, obtidos de Primavesi e Primavesi (2000). **Considerou-se a mesma infraestrutura do caminhão para o maquinário.

Tabela A3. Parâmetros de k e L_0 da literatura consultada de modelos de geração de metano de aterro sanitário por localidade.

Constante de Decaimento (k) / ano ⁻¹	Potencial de Geração de Metano (L_0) / m ³ CH ₄ ·t ⁻¹	Local	Fonte
0,05	134,12 a 170,00	Guarapuava-PR	Bianek <i>et al.</i> (2018)
0,06	n/a	João Pessoa-PB	Carvalho Jr. (2018)
0,24	61,30	Salvador-BA	Caldas (2017)
0,08 a 0,17	65,67 a 140,00	Rio de Janeiro-RJ, Paulínea-SP e Caieiras-SP	Santos <i>et al.</i> (2017)
0,05	170,00	Três Corações-MG	Piñas <i>et al.</i> (2016)
0,08	87,43	Feira de Santana-BA	Empresa Qualix, auditado por DNV (2007)
0,08	120,00	Brasil	CETESB (2006)
0,065	*n/a	Recomendado para a América do Sul	IPCC (2006)
0,05	170,00	Estados Unidos	LandGEM, USEPA (2005)

Não se aplica (n/a). *O IPCC utiliza o parâmetro da fração orgânica biodegradável (DOC) do RSU.

Figura A1. Estimativa da produção de metano durante a vida útil do aterro sanitário de Feira de Santana-BA no software Biogás™ 1.0 (CETESB, 2006).

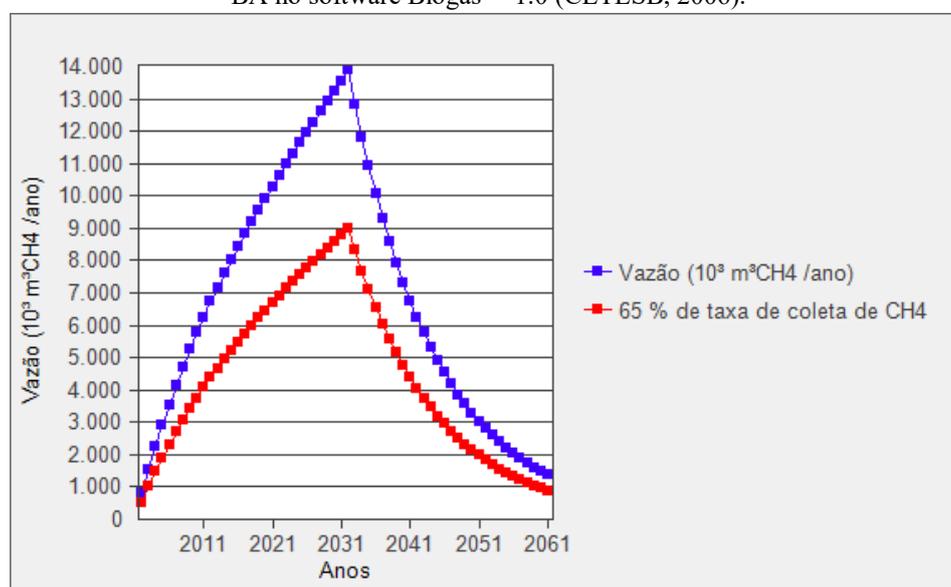


Gráfico obtido para o (C1) e (C2) modelado com as variáveis $k = 0,08 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 87 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$.

Figura A2. Estimativa da potência disponível a partir da geração de metano durante a vida útil do aterro sanitário de Feira de Santana – BA no software Biogás™ 1.0 (CETESB, 2006).

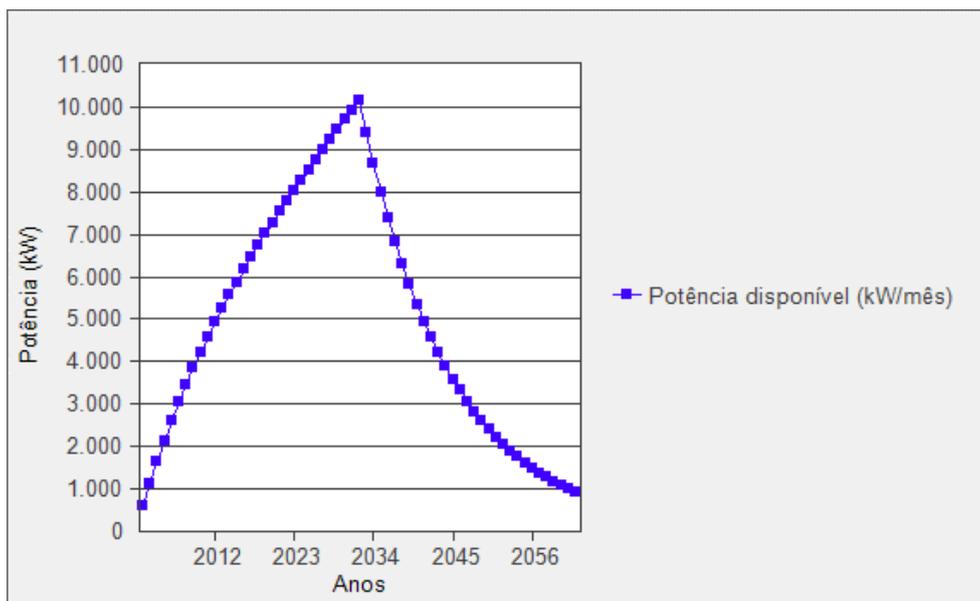


Gráfico obtido para o cenário C2 modelado com as variáveis $k = 0,08 \text{ ano}^{-1}$ e $L_0 = 87 \text{ m}^3 \text{ CH}_4 \cdot \text{t}^{-1}$.